

CONDEGRES

BURGOS 2024



X SIMPOSIO NACIONAL SOBRE EL CONTROL DE LA DEGRADACIÓN Y RECUPERACIÓN DE SUELOS

La salud del suelo,
objetivo prioritario para la Unión Europea



Editores:

Dr. Carlos Rad y Dr. Rocío Barros

X SIMPOSIO NACIONAL SOBRE EL CONTROL DE LA DEGRADACIÓN Y RECUPERACIÓN DE SUELOS

**La salud del suelo,
objetivo prioritario para la
Unión Europea**

Editores:

Carlos Rad

Rocío Barros

Sociedad Española de la Ciencia del Suelo

©2024. Los autores

©2024. Sociedad Española de la Ciencia del Suelo



Edita: Sociedad Española de la Ciencia del Suelo

C. Rad, R. Barros (Eds.)

Publicación del CONDEGRES 2024. Trabajos completos presentados en el X Simposio Nacional sobre el Control de la Degradación y Recuperación de Suelos, 2024, 534 pp.

ISBN: 978-84-09-62935-0

No se permite la reproducción total o parcial de este libro, ni el almacenamiento en un sistema informático, ni la transmisión de cualquier forma o cualquier medio, electrónico, mecánico, fotocopia, registro u otros medios sin el permiso previo y por escrito de los titulares de Copyright.

www.condegres.es

COMITÉ CIENTÍFICO

Ángeles Prieto Fernández

Asunción Usón

Blanca Velasco Arroyo

Carlos Rad

Carolina Boix-Fayos

David Badía-Villas

David Fernández-Calviño

Eneko Iriarte

Engracia Madejón

Estela Nadal Romero

Fuensanta Caravaca Ballester

Irene Ortiz Bernad

Jorge Álvaro-Fuentes

Jorge Mataix-Solera

José Luis R. Gallego

José Manuel Mirás-Avalos

Juan Luis Mora Hernández

Lila Otero-González

Lur Epelde

Manuel Arias-Estévez

María Belén Turrión Nieves

Raimundo Jiménez Ballesta

Raúl Zornoza

Remigio Paradelo Núñez

Rocío Barros

Rocío Millán

COMITÉ ORGANIZADOR

Presidenta

Rocío Barros

Secretario científico

Carlos Rad

Secretaría técnica

Beatriz Lapuente

Alejandro Pérez

Vocales

Belén Alonso

Eneko Iriarte

Juana Isabel López

Milagros Navarro

ÍNDICE

PRÓLOGO	13
PONENCIA INAUGURAL	14
LOS SUELOS, UN REGISTRO DE NUESTRO PASADO	15
ÁREA 1. SUELOS CONTAMINADOS	18
BIORREMEDIACIÓN DE SUELOS CONTAMINADOS, ¿ES POSIBLE DIFERENCIAR REALIDAD Y FICCIÓN?	19
AVANCES EN NANOBIOREMEDIACIÓN PARA LA DESCONTAMINACIÓN DE SUELOS CON CONTAMINACIÓN MIXTA Y RECALCITRANTE UTILIZANDO NANOBIOPILAS DINÁMICAS.	22
¿PUEDE LA COLONIZACIÓN VEGETAL ESPONTÁNEA DE DEPÓSITOS DE RESIDUOS MINEROS METALÍFEROS ABANDONADOS DESENCADENAR PROCESOS FUNCIONALES DEL SUELO SIMILARES A LOS DE LOS DEPÓSITOS TÉCNICAMENTE RESTAURADOS?	26
SOLUCIONES BASADAS EN LA NATURALEZA Y EN LA ECONOMÍA CIRCULAR PARA LA RESTAURACIÓN DE EXPLOTACIONES MINERAS DE CARBÓN	30
DISEÑOS PRELIMINARES DE MODELOS DE UTILIDAD PARA LA REALIZACIÓN DE ESTUDIOS DE MICORREMEDIACIÓN DE SUELOS CONTAMINADOS POR HIDROCARBUROS TOTALES DEL PETRÓLEO	34
BIOTRANSFORMACIÓN DE POLIURETANO EN SUELO: INDUCCIÓN DE FERTILIDAD	38
NANO-FITORREMEDIACIÓN DE UN SUELO MINERO CONTAMINADO POR ARSÉNICO Y MERCURIO A ESCALA PILOTO MEDIANTE NANOPARTÍCULAS DE HIERRO CERO-VALENTE Y <i>BETULA PUBESCENS</i>	42
APLICACIÓN DE TÉCNICAS CONJUNTAS LABORATORIO E IN-SITU (PXRF) PARA DETERMINAR LA CALIDAD DE LOS SUELOS EN ÁREAS DEGRADADAS POR ACTIVIDADES MINERAS: INVENTARIO MINERO AMBIENTAL DE LA JUNTA DE ANDALUCÍA	46
TRATAMIENTOS COMBINADOS PARA LA REMEDIACIÓN DE COMPUESTOS ORGÁNICOS VOLÁTILES CLORADOS COVC EN SUELOS Y AGUAS SUBTERRÁNEAS DE UNA FABRICA DE PRODUCTOS ELECTRÓNICOS	50
SUELOS ARTIFICIALES PARA LA CLAUSURA DE ESCOMBRERAS DE MINA: PROYECTO PILOTO EN LA MINA DE THARSIS (FAJA PIRÍTICA IBÉRICA)	53
ANÁLISIS ISOTÓPICOS Y TÉCNICAS DE SINCROTRÓN PARA DESCIFRAR LOS MECANISMOS DE REMEDIACIÓN DE SUELOS CONTAMINADOS MEDIANTE NANOPARTÍCULAS DE HIERRO CERO-VALENTE	58
BIORREMEDIACIÓN DE SUELOS CONTAMINADOS CON HIDROCARBUROS: DEL LABORATORIO A LA ESCALA REAL	62
MICORREMEDIACIÓN MEDIANTE BIOPILAS A ESCALA REAL DE SUELOS CONTAMINADOS POR HIDROCARBUROS TOTALES DEL PETRÓLEO	66

APLICACIÓN DEL FITOMANEJO PARA LA RESTAURACIÓN AMBIENTAL DE DEPÓSITOS DE RESIDUOS DE MINERÍA METÁLICA ABANDONADOS: UN CASO DE ESTUDIO EN LA SIERRA MINERA DE CARTAGENA-LA UNIÓN	70
BIOSYSModb: UNIFICANDO INFORMACIÓN PARA AVANZAR EN EL ESTUDIO DE LA BIORREMEDIACIÓN DEL SUELO	75
CONCENTRACIONES NATURALES DE ELEMENTOS POTENCIALMENTE TÓXICOS EN EL SISTEMA SUELO-RIZOSFERA-PLANTA DE PLANTAS SILVESTRES DEL ALTIPLANO BOLIVIANO.....	80
¿ES DIFERENTE LA TOLERANCIA DE LA COMUNIDAD BACTERIANA AL NI CUANDO ÉSTE SE AÑADE AL SUELO EN UNA SOLA APLICACIÓN O DE MANERA GRADUAL?	85
REDUCCIÓN DE LA TOLERANCIA DE LAS COMUNIDADES BACTERIANAS AL CU A LO LARGO DEL TIEMPO EN SUELOS DE VIÑEDO CONTAMINADOS CON CALDO BORDELÉS.....	89
EVOLUCIÓN DE LA CAPACIDAD ADSORBENTE DE UNA ORGANOARCILLA GRANULADA CON SU TIEMPO DE RESIDENCIA EN UN SUELO MEDITERRÁNEO ...	93
EFFECTO DE LA ELIMINACIÓN DE RESIDUOS DE PLAGUICIDAS MEDIANTE BIOSOLARIZACIÓN SOBRE LA BIOMASA Y ACTIVIDAD MICROBIANA DE UN SUELO AGRÍCOLA	97
INFLUENCIA DEL TAMAÑO DE PARTÍCULA DEL BIOCHAR Y DEL ENVEJECIMIENTO EN EL SUELO EN LA ADSORCIÓN DEL HERBICIDA FLUOMETURÓN A ESCALA DE LABORATORIO	101
PLANTAS NATIVAS Y MICROORGANISMOS ASOCIADOS PARA LA REMEDIACIÓN DE SUELOS AFECTADOS POR LA ACTIVIDAD MINERA.....	105
IMPACTO DE LA BIOSOLARIZACIÓN CON DISTINTO MATERIAL VEGETAL FRESCO EN LA DEGRADACIÓN DE FLUTRIAFOL, MICLOBUTANILO, IMIDACLOPRID Y TIAMETOXAM EN SUELO AGRÍCOLA	109
REVALORIZACIÓN DE CENIZAS VOLANTES Y ESCORIAS DE ACERÍA COMO ENMIENDAS PARA MEJORAR LA FITORREMEDIACIÓN DE SUELOS MINEROS ALTAMENTE CONTAMINADOS.....	113
NANOCÁPSULAS POLIMÉRICAS PARA LA ENCAPSULACIÓN DE NUTRIENTES EN PROCESOS DE BIOREMEDIACIÓN	118
EVALUACIÓN DE LA MICROBIOTA ASOCIADA A SUELOS DE CULTIVO SOMETIDOS A RIEGOS CONTINUOS CON AGUAS REGENERADAS	122
EFFECTO DE LA APLICACIÓN DE ENMIENDAS ORGÁNICAS EN EL COMPORTAMIENTO DEL HERBICIDA METRIBUZINA.....	126
PRESENCIA DE RESIDUOS DE PRODUCTOS FITOSANITARIOS EN SUELOS AGRÍCOLAS: ANÁLISIS EN PARCELAS DE TRIGO BAJO DIFERENTES MANEJOS EN GALICIA.....	130
FITOESTABILIZACIÓN ASISTIDA MEDIANTE ESPUMAS DE SACAROSA IMPREGNADAS CON NANOPARTÍCULAS DE GOETITA PARA LA RECUPERACIÓN DE UN SUELO CONTAMINADO POR ARSÉNICO Y METALES	134

HÍBRIDOS DE ÁLAMO PARA LA FITO-EXTRACCIÓN DE ELEMENTOS TRAZA EN SUELOS MINEROS	138
RECUPERACIÓN MEDIANTE REDUCCIÓN QUÍMICA <i>IN-SITU</i> DEL SUELO Y LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS CONTAMINADOS CON TETRACLOROETILENO	142
RECUPERACIÓN DE SUELOS CONTAMINADOS MEDIANTE LA APLICACIÓN DE COMPOST O HIDROCHAR EN COMBINACION CON NANOPATICULAS DE HIERRO CERO VALENTE	146
TOLERANCIA BACTERIANA INDUCIDA POR LA ADICIÓN DE ANTIBIÓTICO AZITROMICINA EN SUELOS DE CULTIVO DE GALICIA	150
CAPACIDAD DE ADSORCIÓN DE LA CONCHA DE MEJILLÓN PARA CONTAMINANTES EMERGENTES	155
CARACTERIZACIÓN DE UN EPISODIO DE CALIMA EN LA ZONA CENTRO DE ESPAÑA	159
EL PROYECTO TAILING: UNA APROXIMACIÓN EXPERIMENTAL PARA EVALUAR LA RESPUESTA AL CAMBIO CLIMÁTICO DE DEPÓSITOS DE RESIDUOS DE MINERÍA METÁLICA	163
ENMIENDAS ORGÁNICAS COMO AGENTE INMOBILIZADOR DE FUNGICIDAS EN SUELOS DE VIÑEDO	167
ECONOMÍA CIRCULAR PARA LA ESTABILIZACIÓN Y FITORREMEDIACIÓN DE UN SUELO CONTAMINADO EN UN ÁREA INDUSTRIAL ABANDONADA	171
ÁREA 2. SUELOS AGRÍCOLAS	175
EXPERIMENTOS DE MANIPULACIÓN PARA ANTICIPAR LOS IMPACTOS DEL CAMBIO CLIMÁTICO EN ECOSISTEMAS AGRÍCOLAS	176
RECUPERACIÓN DE SUELOS EN INVERNADERO MEDIANTE INTENSIFICACIÓN ECOLÓGICA (IE)	179
EL ANтропоCENO Y LOS HUMEDALES: FÁRMACOS Y ELEMENTOS TRAZA EN SUELOS DEL PARQUE NATURAL DE l'ALBUFERA (VALENCIA)	183
ANÁLISIS DE ESTRATEGIAS PARA RECUPERACIÓN DE LA FERTILIDAD DEL SUELO AGRÍCOLA AFECTADO POR INCENDIO FORESTAL	187
EFICACIA DE SUBPRODUCTOS ORGÁNICOS PARA INCREMENTAR LA DISPONIBILIDAD DE FÓSFORO EN SUELOS AGRÍCOLAS	191
¿CÓMO AFECTAN LOS ACOLCHADOS ORGÁNICOS A LAS EMISIONES DE CO ₂ Y A LAS PROPIEDADES DEL SUELO?	195
FERTILIZANTES DE BASE ORGÁNICA EN ROTACIONES DE CULTIVOS EXTENSIVOS	199
EFFECTO DE LA APLICACIÓN DE UNA ENMIENDA ORGÁNICA, DOSIS DE HERBICIDA Y HUMEDAD EN LA DISIPACIÓN DE IODOSULFURON-METIL EN UN SUELO AGRÍCOLA	203
EVALUACIÓN DE LA CAPACIDAD DE <i>ARTEMISIA THUSCULA</i> CAV. PARA FORMAR SIMBIOSIS CON HONGOS BENÉFICOS DE LA RIZOSFERA	207

EFFECTO DE LA APLICACIÓN DE NANOPARTÍCULAS DE COBRE EN LA GERMINACIÓN Y EN EL CRECIMIENTO TEMPRANO EN TRIGO Y QUINOA EN SUELOS AGRÍCOLAS.....	211
CAMBIOS EN EL CONTENIDO DE MATERIA ORGÁNICA, P OLSEN Y PH DEL SUELO TRAS 25 AÑOS DE LABOREO DE CONSERVACIÓN	215
EVALUACIÓN DEL USO DE ENMIENDAS ORGÁNICAS PROCEDENTES DE RESIDUOS AGROGANADEROS EN SUELOS EN RIESGO DE LA PENÍNSULA IBÉRICA	219
AGUA Y SUELO: CLAVES DEL MELÓN DE TORRES EN TORRES DE BERRELLÉN	224
PRIMEROS DATOS SOBRE LAS MEJORAS QUE INDUCEN LOS SETOS DE VEGETACIÓN SOBRE LOS SUELOS EN ZONAS DE AGRICULTURA INTENSIVA	228
DISTINTOS TRATAMIENTOS PARA COMBATIR LA VEGETACIÓN ADVENTICIA NO CAUSARON DIFERENCIAS A CORTO PLAZO SOBRE LAS CARACTERÍSTICAS FÍSICOQUÍMICAS DE UN SUELO DE VIÑEDO	232
IMPACTO DE LA APLICACIÓN DE NANOPARTÍCULAS DE HIERRO EN EL DESARROLLO DE CEREALES EN UN ENSAYO DE INVERNADERO.....	236
ADSORCIÓN, PERSISTENCIA Y BIOACTIVIDAD DE LOS ENANTIÓMEROS DEL ÁCIDO ABCSÍCO EN SUELOS	240
CUBIERTAS VEGETALES EN VIÑEDOS DE SECANO EN TERRITORIO SEMIÁRIDO	244
EFFECTO EN LA COSECHA DE CEBADA DE DISTINTAS ROTACIONES DE MANEJO DE SUELOS CALCÁREOS DEGRADADOS.....	249
INCORPORACIÓN DE CENIZA VOLCÁNICA AL SUELO EN EL CULTIVO DE CALABAZA: EFFECTO EN LAS PRIMERAS FASES DE DESARROLLO.....	253
IMPACTO DEL CALENTAMIENTO DEL SUELO SOBRE SU SALUD Y LA FISIOLÓGIA DEL CULTIVO DE PATATA (<i>SOLANUM TUBEROSUM</i>): RETOS PARA LA AGRICULTURA SOSTENIBLE EN EL CONTEXTO DE CAMBIO CLIMÁTICO.....	257
RASGOS EDÁFICOS DEL HUMEDAL SALINO EL HITO (CUENCA).....	261
DINÁMICAS DE LIBERACIÓN DE NUTRIENTES DE ENMIENDAS ORGÁNICAS PROCEDENTES DE RESIDUOS AGROFORESTALES SOBRE UN SUELO YESÍFERO	265
EFFECTOS DE LA APLICACIÓN DE LODOS DE DEPURADORA PASTEURIZADOS SOBRE LOS PARÁMETROS FÍSICOS DEL SUELO.....	269
ANÁLISIS DE LA PRESENCIA DE GLIFOSATO Y GLUFOSINATO EN SUELOS CULTIVADOS: COMPARATIVA ENTRE MANEJO CONVENCIONAL Y ORGÁNICO EN GALICIA (NO ESPAÑA).....	273
IMPACTO DE LA AGRICULTURA ORGÁNICA Y CONVENCIONAL SOBRE LOS NUTRIENTES DEL SUELO EN SUELOS CULTIVADOS CON TRIGO EN GALICIA.....	277
ACTIVIDAD ENZIMÁTICA EN SUELOS ARENOSOS ENMENDADOS CON LA MÁQUINA SCARABAEUS.....	281
CONTRIBUCIÓN DE LAS CUBIERTAS VEGETALES A LA SALUD DE LOS SUELOS DE UN VIÑEDO DE LA D.O. RIBERA DEL DUERO	285

CONCENTRACIONES DE MACRO Y MICRONUTRIENTES EN SAVIA DE OLIVO	289
COMPOST Y LABOREO PARA AFRONTAR LA SEQUÍA EN AGRICULTURA DE SECANO: EFECTOS EN LA CALIDAD DE LOS SUELOS.....	293
¿CÓMO AFECTA LA INTENSIFICACIÓN DEL USO DEL SUELO Y LA ADOPCIÓN DE PRÁCTICAS DE MANEJO SOSTENIBLE A LA EROSIÓN LAMINAR EN SUELOS AGRÍCOLAS MEDITERRÁNEOS?	297
EFECTO DEL INHIBIDOR NBPT SOBRE LA GENERACIÓN DEL AMONIO Y LA UREA EN DOS SUELOS CON DIFERENTES PROPIEDADES FÍSICOQUÍMICAS	301
EFECTO SUMIDERO DEL CULTIVO DE MAÍZ EN SIEMBRA DIRECTA BAJO DIFERENTES ESTRATEGIAS DE FERTILIZACIÓN Y RIEGO.....	305
ÁREA 3. SUELOS FORESTALES	309
EL SUELO COMO FACTOR CLAVE EN LOS MANEJOS PRE- Y POST-INCENDIO	310
ACTIVIDAD ENZIMÁTICA DEL SUELO COMO INDICADOR DE RESILIENCIA DE PINARES AFECTADOS POR DIVERSA SEVERIDAD DE QUEMADO Y RECURRENCIA AL FUEGO	312
CONCENTRACIÓN Y RESERVORIO DE HG EN SUELO Y BIOMASA AÉREA DE UNA PLANTACIÓN DE <i>PINUS SYLVESTRIS</i> EN EL NO DE LA PENÍNSULA IBÉRICA.	316
MATORRAL AUTÓCTONO Y PRESENCIA DE GANADO EN MINAS DE CARBÓN RECUPERADAS ¿INDUCEN MEJORAS EN EL SUELO?.....	321
TASAS DE INFILTRACIÓN EN DOS RESTAURACIONES FORESTALES DE LA CUENCA DEL DUERO. SÍNTESIS Y COMPARATIVA	326
EL IMPACTO DEL FUEGO EN LAS CARACTERÍSTICAS DEL SUELO VARÍA SEGÚN LA COMUNIDAD VEGETAL Y EL GRADO DE SEVERIDAD	330
LA EROSIÓN POST-INCENDIO COMO MECANISMO DE SECUESTRO DE CARBONO	334
ESTRUCTURA Y COMPOSICIÓN DE LAS COMUNIDADES DE HONGOS Y BACTERIAS EN ZONAS SUB-MEDITERRÁNEAS	338
COMPARACIÓN DEL SECUESTRO DE CARBONO ORGÁNICO DEL SUELO EN TRES PARQUES NATURALES DEL SUR DE ESPAÑA.....	342
PROPIEDADES DE LA MATERIA ORGÁNICA EDÁFICA EN PINARES MIXTOS Y PUROS: EL PAPEL DE LA VEGETACIÓN DEL SOTOBOSQUE	346
LA INTENSIDAD DEL FUEGO Y SU RELACIÓN CON LAS PROPIEDADES BIOQUÍMICAS EN SUELOS DE ALTA MONTAÑA.....	351
LA RECURRENCIA DE LOS INCENDIOS FORESTALES EJERCE MAYOR INFLUENCIA EN LA RECUPERACIÓN DEL SUELO QUE LA SEVERIDAD	355
DESCOMPOSICIÓN DE LA HOJARASCA EN MASAS MIXTAS: LA FERTILIDAD DEL SUELO COMO FACTOR MODULADOR DEL EFECTO PRIMING	359
EL PASTOREO Y LA REPOBLACIÓN FORESTAL PARA INCREMENTAR EL CARBONO EDÁFICO. PRESENTACIÓN DEL PROYECTO CarPasFor.....	364

EL ARGÁN COMO ESPECIE MODELO PARA REFORESTACIÓN: ESTUDIO DE SU IMPACTO EN LA MATERIA ORGÁNICA DEL SUELO Y COMUNIDADES MICROBIANAS	368
MERCURIO Y METILMERCURIO EN HORIZONTES ORGÁNICOS DE SUELOS FORESTALES DE <i>QUERCUS ROBUR</i>	373
RESILIENCIA MICROBIANA EN ECOSISTEMAS ÁRIDOS POSTINCENDIO: UNA PERSPECTIVA A 3700 M DE ALTITUD EN LA REGIÓN DE AREQUIPA, PERÚ.....	377
ÍNDICES DE CAMPO DE SEVERIDAD DE INCENDIOS FORESTALES: EVALUACIÓN QUIMIOMÉTRICA.....	381
ÁREA 4. DIGITALIZACIÓN Y SUELOS URBANOS	384
CUATRO AÑOS DE INVESTIGACIÓN EN SUELOS URBANOS EN SANTIAGO DE COMPOSTELA	385
EVALUACIÓN DEL EFECTO BENEFICIOSO DE LOS SISTEMAS URBANOS DE DRENAJE SOSTENIBLE (SUDS) SOBRE LA CALIDAD Y BIODIVERSIDAD DEL SUELO EN EL BARRIO DE LA MARINA DEL PRAT VERMELL DE BARCELONA.....	¡Error! Marcador no definido.
EL CARBONO ORGÁNICO SECUESTRADO EN EL SUELO DE LA CIUDAD DE BURGOS	389
RELACIÓN ENTRE LA PLUVIOSIDAD Y LA DEGRADACIÓN DEL SUELO EN EL SUR DE ESPAÑA.....	398
CARTOGRAFÍA DE LA SEDIMENTACIÓN DE RESIDUOS MINEROS EN EL CAMPO DE CARTAGENA MEDIANTE IMÁGENES SENTINEL-2.....	402
IDENTIFICACIÓN AUTOMÁTICA DE CÁRCAVAS A PARTIR DE MODELOS DIGITALES DE ELEVACIONES	407
METODOLOGÍA DE CUANTIFICACIÓN DE ENERGÍA EMPLEADA Y EMISIONES ASOCIADAS EN LA PRODUCCIÓN DE CULTIVOS	411
CUANTIFICACIÓN DE LA VARIABILIDAD INTRAPARCELA DEL DESARROLLO DE LOS CULTIVOS MEDIANTE IMÁGENES DE SATÉLITE.....	415
LA NECESIDAD DE ACTUALIZAR LA CARTOGRAFÍA DE CAPACIDAD DE USO DEL SUELO DE LA COMUNIDAD VALENCIANA. UN EJEMPLO: BIAR (ALICANTE)	419
USO DE LA CARTOGRAFÍA DE OCUPACIÓN DEL SUELO SIOSE PARA LA ESTIMACIÓN DEL SELLADO ANTROPOGÉNICO DEL MEDIO EDÁFICO	423
IMPACTO DE DIFERENTES TIPOS DE SUELO Y SU MANEJO EN LAS EMISIONES DE CO ₂ EN UN VIÑEDO DE LA DOCa RIOJA.....	427
EVALUACIÓN DE LA SALUD DEL SUELO MEDIANTE CIENCIA CIUDADANA: PROYECTO “VIGILANTES DEL SUELO”	432
LA VITRIFICACIÓN EX SITU, UNA ESTRATEGIA PARA LA REMEDIACIÓN DE SUELOS URBANOS CONTAMINADOS	¡Error! Marcador no definido.
ÁREA 5. SALUD DEL SUELO	440

LA SALUD BIOLÓGICA DEL SUELO: VENTAJAS Y DESVENTAJAS DE DIVERSAS APROXIMACIONES PARA EL ESTUDIO DE LA COMUNIDAD MICROBIANA DEL SUELO	441
LA PREDICCIÓN DEL CONTENIDO EN CARBONO EN SUELOS MEDIANTE ANÁLISIS QUIMIOMÉTRICO DE ESPECTROS INFRARROJOS.....	443
SEGUIMIENTO DEL STOCK DE CARBONO ORGÁNICO EN EL MARCO DE LA PAC: LA PRIMERA ETAPA PARA UNA RED MONITORIZACIÓN DE SUELOS AGRÍCOLAS EN ESPAÑA	448
IMPACTO DE DIFERENTES ESTRATEGIAS DE MANEJO DE CUBIERTAS VEGETALES EN DISTINTOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS EN LEÑOSAS DE SECANO	453
EFFECTO DE BIOFERTILIZANTES SOBRE EL RENDIMIENTO DEL BRÓCOLI Y DE LOS INDICADORES DE SALUD DEL SUELO	458
EFFECTO DE LAS CUBIERTAS VEGETALES EN EL ALMACENAMIENTO DE CARBONO ORGÁNICO DEL SUELO Y SU INFLUENCIA EN LA DIVERSIDAD MICROBIANA.....	462
SIEMBRA DIRECTA VS. LABOREO CONVENCIONAL EN LA ROTACIÓN TRIGO-COLZA: EVALUACIÓN MEDIANTE INDICADORES DE SALUD DEL SUELO	467
BIOESTIMULANTES SOBRE CUBIERTAS VEGETALES PARA FERTILIZACIÓN SOSTENIBLE Y SECUESTRO DE CARBONO.....	471
NO LABOREO Y MANEJO ECOLÓGICO COMO ESTRATEGIAS PARA MEJORAR LA CALIDAD DEL SUELO EN SISTEMAS DE SECANO SEMIÁRIDO DEL VALLE DEL EBRO.....	476
EVALUACIÓN DE LOS EFECTOS DE NANOAGROQUÍMICOS NPK Y ÁCIDOS HÚMICOS EN LA TOLERANCIA DE LA COMUNIDAD BACTERIANA EN SUELOS AGRÍCOLAS	480
LA MICROMORFOLOGÍA DE SUELOS PERMITE DISTINGUIR ENTRE DIFERENTES TRATAMIENTOS CON ENMIENDAS ORGÁNICAS EN TECNOSUELOS DE UNA CANTERA CALIZA.....	484
DINÁMICA DEL CARBONO EN LA INTERFAZ RAÍZ-SUELO DE SUELOS RESTAURADOS CON ENMIENDAS ORGÁNICAS EN UN ESCENARIO DE CAMBIO CLIMÁTICO INDUCIDO	488
EFFECTOS DEL CAMBIO DE USO SOBRE LAS PROPIEDADES DE SUELOS EN EL PIAMONTE	492
EFFECTO DEL LABOREO SOBRE LA DIVERSIDAD DE MICROARTRÓPODOS EN CULTIVOS EXTENSIVOS DE REGADÍO EN EL VALLE DEL EBRO.....	496
IMPACTO DEL MANEJO DEL SUELO Y PLAGAS EN VIÑEDOS DOCA RIOJA Y DO NAVARRA: ACTIVIDAD B-GLUCOSIDASA Y ABUNDANCIA DE NEMATODOS	500
ESTUDIO DE LAS FUNCIONES POTENCIALES EN EL CICLO DEL FÓSFORO DE LAS COMUNIDADES BACTERIANAS EN SUELOS RESTAURADOS CON ENMIENDAS ORGÁNICAS EN UN CLIMA SEMIÁRIDO.	504
LAS ENMIENDAS ORGÁNICAS FAVORECEN LA ESTRUCTURA Y ESTABILIDAD DE AGREGADOS EN TECNOSUELOS RESTAURADOS EN UN CLIMA SEMIÁRIDO	508

EL SUELO COMO RECURSO DIDÁCTICO DE GRAN VERSATILIDAD EN LA ENSEÑANZA DE LAS CIENCIAS EXPERIMENTALES	512
INFLUENCIA DE LAS PRÁCTICAS DE MANEJO EN ROTACIONES DE CULTIVOS EXTENSIVOS SOBRE LA MICROBIOTA DEL SUELO	516
EFFECTO DEL SECADO AL AIRE DE MUESTRAS DE SUELO SOBRE LA ACTIVIDAD ENZIMÁTICA EN UN OLIVAR SEMIÁRIDO DE LA COMUNIDAD DE MADRID	520
EFFECTO DE LA ADICIÓN DE BIOCHAR EN EL MICROBIOMA DE SUELOS CALCÁREOS Y YESOSOS CULTIVADOS CON CEBADA.....	524
BIOPELLETS PARA MEJORAR EL ÉXITO DE LA RESTAURACIÓN Y EL ESTADO DEL SUELO EN ÁREAS AFECTADAS POR SALINIDAD.....	528

PRÓLOGO

Nunca, en la historia de la humanidad, nuestra sociedad ha tenido una percepción tan clara de los efectos que la degradación de nuestro medio natural y el cambio climático tienen a nivel planetario. Son la principal amenaza que se cierne sobre nuestra civilización y están generando consecuencias imprevisibles a escala global. El bienestar de las generaciones futuras, e incluso también de la nuestra, está seriamente comprometido si, como civilización, no somos capaces de revertir los efectos de un desarrollismo descontrolado que nos está llevando al agotamiento de los recursos y a la alteración de nuestros ecosistemas terrestres y marinos.

El suelo, como parte fundamental de los ecosistemas terrestres, no es ajeno a este deterioro. Un reciente informe Comisión Europea¹ recoge que, en el conjunto de la Unión Europea, existen 2,8 millones de lugares potencialmente contaminados, una cuarta parte inventariados y solo 65.000 de ellos recuperados. A estos datos, se suma que nuestros suelos agrícolas tienen valores de N y P que ponen en riesgo de eutrofización las aguas superficiales o subterráneas y que el 24% del suelo tiene un alto riesgo de erosión hídrica, especialmente en la zona mediterránea, con zonas claramente amenazadas de desertificación, como es el caso de nuestro sudeste peninsular.

Afortunadamente, la Unión Europea ha sellado un Pacto Verde que no es sino un pacto por nuestro futuro, con el objetivo de lograr la neutralidad climática a mediados de este siglo, pero no se queda ahí. El acuerdo, que busca también lograr un sistema productivo limpio y no contaminante, se plantea sin ambages recuperar la salud de nuestros suelos, sabiendo que sin ellos no es posible garantizar la salud del planeta, de los alimentos que consumimos y, por ende, de nuestra propia salud humana. Deja claro que son una parte importante del concepto “Una sola salud”, que lo engloba todo.

Así se están dando los primeros pasos. El suelo es una de las “Misiones” del programa de investigación europeo *Horizon*, que tiene como meta establecer 100 laboratorios vivos donde se experimente y muestre a la sociedad el camino para alcanzar su plena sostenibilidad. Además, esperamos que la propuesta de Ley de Vigilancia del Suelo y Resiliencia, que poco a poco va trazando su paso legislativo, pronto nos permita tener un marco común de análisis y unos objetivos claros para un manejo sostenible del suelo.

En este proceso son indispensables las sociedades científicas, en especial las relacionadas con la Ciencia del Suelo, para tener una visión clara y rigurosa de todo este proceso. La Sociedad Española de Ciencia del Suelo (SECS) lleva en este camino muchos años. Consciente de la necesidad de aunar el conocimiento del estado de nuestro suelo con las iniciativas para su recuperación y las bases de su sostenibilidad, organiza trianualmente los congresos sobre Degradación y Recuperación de Suelos, con importantes aportaciones a nuestra sociedad. Este CONDEGRES, en su décima edición, es una nueva aportación científica, técnica y humana en esa dirección. Una pequeña gota en un camino que, esperemos, continúe en la ruta establecida.

**El comité organizador del CONDEGRES 2024
UNIVERSIDAD DE BURGOS**

¹ European Commission, Joint Research Centre, Payá Pérez, A., Rodríguez Eugenio, N., *Status of local soil contamination in Europe – Revision of the indicator 'Progress in the management contaminated sites in Europe'*, Publications Office, 2018, <https://data.europa.eu/doi/10.2760/093804>

PONENCIA INAUGURAL



LOS SUELOS, UN REGISTRO DE NUESTRO PASADO

Eneko Iriarte¹

¹Laboratorio IsoTOPIK-Laboratorio de Evolución Humana, Dpto. Historia, Geografía y Comunicación, Universidad de Burgos, España.

eiriarte@ubu.es; Laboratorio IsoTOPIK-Laboratorio de Evolución Humana, Edificio de I+D+i, Plaza Misael Bañuelos s/n, 09001 Burgos, España.

RESUMEN

Esta comunicación refleja los resultados de un viaje multidisciplinar para desentrañar los patrones de sostenibilidad y resiliencia de los sistemas socioecológicos en el tiempo. En este sentido, los (paleo)suelos son uno de los mejores registros de las interacciones entre ser humano y medio ambiente. Como interfase entre atmósfera y litosfera, y sustrato de la biosfera, los suelos registran información de procesos típicos de estos sistemas. Entre la acción biológica, el impacto de distintas actividades humanas queda, y ha quedado, reflejado en diversos indicadores biológicos, químicos y físicos. Estudiar estos indicadores desde una perspectiva diacrónica, a lo largo del tiempo, aporta una información única sobre los usos y la actividad humana, así como de las variaciones de distintos procesos ambientales. Del conocimiento de dicha actividad humana frente a diversos cambios ambientales y/o socioeconómicos a partir del estudio de los paleosuelos, podemos conocer los usos pasados de los suelos e intentar extraer patrones de gestión más sostenibles de nuestros suelos actuales.

PALABRAS CLAVE: Paleosuelos, procesos antrópicos, usos del suelo, cambios ambientales, geoquímica.

INTRODUCCIÓN: Los paleosuelos como indicadores ambientales y socioeconómicos

Desde los orígenes de la especie humana, hemos estado estrechamente relacionados con nuestro entorno. Garantizar la supervivencia ha exigido una hábil navegación por el flujo de variaciones medioambientales y transformaciones sociales. De la misma manera, milenios de habitación humana y uso de la tierra han alterado irreversiblemente el entorno natural a escala mundial. Ahora que nos enfrentamos a retos globales sin precedentes, comprender los patrones de sostenibilidad y resiliencia en el tiempo ya no es sólo una tarea académica, sino un imperativo para el futuro de nuestro planeta y sus habitantes.

En los estudios del pasado, el concepto de "tiempo profundo" invoca una escala temporal que trasciende la duración de la vida humana. Nos incita a mirar más allá de la inmediatez de nuestras propias experiencias y a considerar los legados perdurables de sociedades y ecosistemas pasados para nuestro presente y nuestro futuro. Al examinar las trayectorias a largo plazo de los sistemas socioecológicos, podemos discernir patrones recurrentes, estrategias adaptativas y puntos de inflexión que han conformado la sostenibilidad de las sociedades humanas a lo largo de milenios. Las ideas extraídas de las respuestas históricas de la sociedad a la adversidad podrían ofrecer valiosas orientaciones para configurar enfoques sostenibles y abordar los obstáculos presentes y futuros.

Esta comunicación refleja los resultados de un viaje multidisciplinar para desentrañar los patrones de sostenibilidad de los sistemas socioecológicos en el tiempo. A través de las lentes de la geología, la edafología, la química, la arqueología, la antropología, la ecología, la historia, la geografía y otros campos afines, pretendemos ahondar en el diverso mosaico de las interacciones entre el ser humano y el medio ambiente, en busca de perspectivas que también puedan informar los esfuerzos contemporáneos de sostenibilidad y mejorar nuestra

capacidad de construir sociedades resilientes para el futuro. En este sentido, los (paleo)suelos son uno de los mejores registros de las interacciones entre ser humano y medio ambiente. Como interfase entre atmósfera y litosfera, y sustrato de la biosfera, los suelos registran información de procesos típicos de estos sistemas. Entre la acción biológica, el impacto de distintas actividades humanas queda, y ha quedado, reflejado en diversos indicadores biológicos, químicos y físicos. Estudiar estos indicadores desde una perspectiva diacrónica, a lo largo del tiempo, aporta una información única sobre los usos y la actividad humana y de las variaciones de los procesos ambientales. Del conocimiento de dicha actividad humana frente a diversos cambios ambientales y/o socioeconómicos a partir del estudio de los paleosuelos, podemos conocer los usos pasados de los suelos e intentar extraer posibles patrones de uso y gestión más sostenibles de los suelos actuales, o el papel que éstos jugaron en la implantación de distintos procesos socioeconómicos a lo largo de la historia.

MATERIALES Y MÉTODOS: Paleosuelos, una aproximación multidisciplinar

Dadas las características intrínsecas de los suelos, son producto de la interacción de diversos procesos actuantes en la litosfera-atmósfera-biosfera, y existe una gran cantidad de aproximaciones científicas a su análisis. El estudio de los (paleo)suelos es, por tanto, una disciplina plural y diversa, multidisciplinar, sinérgica y sujeta a la aparición constante de nuevos métodos de análisis en relación a la innovación tecnológica.

En esta comunicación presentaremos ejemplos en el que estudio de paleosuelos ha estado basado en las técnicas de estudio más básicas, pero no por eso menos importantes, sino todo lo contrario, que a menudo se han integrado con técnicas analíticas más sofisticadas como la geoquímica isotópica o el análisis documental de distintos archivos históricos.

El *análisis estratigráfico y geomorfológico*, consiste en estudiar la posición y las relaciones estratigráficas de los paleosuelos dentro de las secuencias sedimentarias y la relación entre los paleosuelos y las formas y procesos del paisaje circundante.

La cronología de los paleosuelos se obtiene a partir de *técnicas de datación* como la datación por radiocarbono, luminiscencia y otras técnicas isotópicas para determinar la edad de los paleosuelos.

En lo que respecta a las características del paleosuelo, el *análisis micromorfológico* y los *análisis geoquímicos y mineralógicos*, permiten examinar las características microscópicas de los paleosuelos para identificar procesos de formación del suelo y cambios postdeposicionales que a menudo reflejan cambios ambientales tanto naturales como antrópicos.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN: Los suelos como sustento de grandes revoluciones

En el caso que ocupa a esta comunicación, mostraremos ejemplos de estudio de registros sedimentarios donde la detección y análisis de paleosuelos ha permitido inferir diversos procesos de variabilidad ambiental, así como de actividad humana. Más concretamente, y dado el gran impacto que la agricultura tuvo y tiene en la formación y las características de los (paleo)suelos, se presentarán ejemplos relacionados a dicha actividad. Desde el reconocimiento de los primeros suelos que registraron actividad agrícola a inicios de la revolución Neolítica en Oriente Próximo, la creación de las grandes áreas y sistemas agrícolas como las centuriaciones de Época Romana y su legado socioeconómico, hasta la caracterización de la implantación de los cultivos americanos, la llamada revolución del maíz o primera globalización en Época Moderna. Todos estos procesos contribuyeron a un devenir socioeconómico en el que la capacidad de producción de alimentos ha dado lugar a una sociedad del bienestar aparentemente optimizada para la producción de alimento y materias primas capaz de sustentar un mundo en crecimiento exponencial. No obstante, también fueron el inicio de procesos, como la deforestación, la alteración de los ciclos de nutrientes, la

retención y filtración de agua, la contaminación y pérdida de calidad y cantidad de suelo, y a más largo plazo, el impacto en la biodiversidad o los procesos climáticos, que también detectamos al estudiar los paleosuelos.

CONCLUSIONES: Y en el futuro... ¿Qué contarán nuestros suelos?

Vivimos una época donde el crecimiento exponencial de nuestras necesidades y demandas ha llevado al límite a la mayoría de los sistemas y ambientes naturales sujetos al impacto humano, entre ellos los suelos. Es por ello por lo que actualmente los suelos son motivo de preocupación para la sociedad, y ocupación para multitud de investigadores. Nuestra capacidad de adaptación e innovación seguramente consiga mitigar los efectos más negativos de dicha sobreexplotación, pero para ello será necesario atesorar más conocimiento desde muchas disciplinas, y continuar el enorme esfuerzo investigador y de concienciación de la sociedad en el que estamos inmersos. En este sentido, nosotros, los investigadores, debemos considerar esta situación no como una crisis irreversible, sino como una oportunidad de mejorar nuestra gestión de este valioso recurso.

En este contexto, conocer como se ha enfrentado el ser humano a situaciones análogas y cuales fueron su resultado en el pasado también aporta valiosa información a la hora de decidir e implantar distintas estrategias de gestión de los suelos. De manera análoga a los paleosuelos que estudiamos, serán los suelos actuales, y la gestión que hagamos de ellos, los que serán visibles a través de distintos indicadores y tecnologías aún no inventadas para otros investigadores en el un futuro. La huella de nuestro devenir ambiental y socioeconómico quedará registrada en los suelos actuales, mostrarán una revolución más... una revolución en la que, a través del estudio de los suelos, y haciendo gala de un optimismo casi enfermizo que me caracteriza, predigo que inferirán que fuimos una sociedad forzada a adaptarse a un contexto ambiental y socioeconómico altamente variable, trepidante diría yo. Y que esta adaptación se dio gracias a cambios en la gestión y usos de los recursos naturales mediante el desarrollo y la aplicación de estrategias más justas y sostenibles, basadas en el conocimiento como el que toda la comunidad investigadora es capaz de producir ahora, y en el que todos los investigadores presentes en este congreso participamos, como quedará patente en el congreso que ahora inauguramos.

ÁREA 1. SUELOS CONTAMINADOS



BIORREMEDIACIÓN DE SUELOS CONTAMINADOS, ¿ES POSIBLE DIFERENCIAR REALIDAD Y FICCIÓN?

José Luis Rodríguez Gallego¹

¹Grupo de investigación BIOGEOAMB e INDUROT (Instituto de Recursos Naturales y Ordenación del Territorio), Universidad de Oviedo, Campus de Mieres, 33600 – Mieres (Asturias)

jgallego@uniovi.es – Edificio de Inv., 7º. INDUROT, Univ. de Oviedo, Campus Mieres, 33600 – Mieres (Asturias)

RESUMEN

El aparente éxito de una biorremediación de suelos contaminados suele llevar aparejada una duda sobre si los procesos de degradación de los contaminantes son realmente biológicos o no. Indudablemente, mecanismos de degradación bióticos y abióticos suelen convivir en un medio tan heterogéneo y sujeto a cambios como es un suelo, y lo mismo ocurre también en las aguas subterráneas. La pregunta es entonces, ¿cómo distinguir unos procesos de otros?, ¿cómo saber, por ejemplo, si la desaparición de un contaminante se ha producido por volatilización o por biodegradación? La respuesta no es sencilla, trataremos de plantearla aquí mediante un enfoque analítico avanzado.

Si nos centramos en el caso de los hidrocarburos, normalmente el método habitual de seguimiento, no ya de una biorremediación si no de cualquier tratamiento de remediación en general, es la medida cuantitativa de los denominados TPH (“Total Petroleum Hydrocarbons”). En este sentido, en los laboratorios comerciales ofrecen resultados por rangos de “cadenas” de carbono, a veces incluso con separación entre alifáticos y aromáticos. Lo primero que habría que decir es que este tipo de medidas analíticas, y muchas otras cuantitativas, no representan de forma totalmente fidedigna al contenido de hidrocarburos en un suelo, si no que más bien nos muestran un valor total de “materia orgánica” extraída en determinadas condiciones, con un disolvente o mezcla de varios, y tras un proceso de cromatografía y posterior integración del cromatograma. Todo ello lleva a que se puedan producir diversos problemas o inexactitudes en la medida, veamos algunos:

- Cuantificación dentro del término de TPH de compuestos que no son hidrocarburos.
- Falta de control sobre fracciones volátiles (por debajo de C₁₀) o de fracciones muy pesadas (por encima de C₃₅ o C₄₀).
- Errores en la interpretación por desconocimiento de los componentes esperables en las mezclas de hidrocarburos (gasolinas, gasoil, fueloil, etc.) y sus coeficientes de reparto.
- Presencia de una UCM (“Unresolved Complex Mixture”) en los cromatogramas que denote una gran degradación, pero que al mismo tiempo impide una definición correcta de los picos.
- Presencia de mezclas de contaminantes.

Por si no bastara con las incertidumbres analíticas, existen un buen número de procesos que pueden dificultar también la interpretación de resultados. Así, mientras que en un ensayo de laboratorio correctamente ejecutado siempre habrá algún control abiótico o suficientes variantes para controlar el origen de los procesos, en los trabajos de campo a escala real esto normalmente no es posible. Además, la biorremediación abarca diversos tipos de mecanismos bioquímicos que pueden conducir a la mineralización, transformación parcial, volatilización, oxidación, humificación o incluso alteración del estado redox (por ejemplo, en el caso de elementos metálicos) de los contaminantes. Como consecuencia, con demasiada frecuencia, el agotamiento aparente de los contaminantes puede atribuirse erróneamente a la actividad biológica, cuando en realidad se debe a pérdidas abióticas o a algún artefacto analítico. Así pues, una evaluación eficaz y por tanto convincente, requiere que se prevean todas las

posibles vías de desaparición de los contaminantes y que estas vías se controlen cuidadosamente, a ser posible mediante una aproximación química y otra microbiológica. A propósito de la primera de ellas formulamos aquí una propuesta basada en el uso de la espectrometría de masas, en el marco más general de la ciencia ambiental forense.

La ciencia ambiental forense es, en nuestro contexto, la evaluación sistemática y científica de la información física, química e histórica con el fin de elaborar conclusiones defendibles sobre el origen, el estado o la antigüedad de la liberación de un contaminante en el medioambiente. En este campo, la espectrometría de masas (tras cromatografía; es decir, GC-MS) se utiliza frecuentemente en vertidos de petróleo y sus derivados, para los cuales se han desarrollado procedimientos sofisticados de identificación química ("fingerprinting"). Esta herramienta también puede ser muy útil en el seguimiento de los tratamientos de biorremediación, como complemento casi imprescindible de las medidas cuantitativas de contaminantes, así como del seguimiento microbiológico. El cálculo de índices de biodegradación y volatilización usando isoprenoides, por ejemplo, permite distinguir entre estos procesos, siendo el ejemplo más clásico, aunque no siempre bien utilizado, el índice C_{18}/Fitano para estimar la biodegradación de un gasoil. El fitano en concreto pertenece a los biomarcadores clásicos del petróleo. Estos biomarcadores químicos son moléculas complejas derivadas de antiguos organismos vivos que se encuentran en el petróleo crudo, rocas y sedimentos, y muestran pocos o ningún cambio en las estructuras de sus moléculas orgánicas de origen, los llamados precursores biogénicos (por ejemplo, hopanoides, esteroides y esteroides) en los organismos vivos. En comparación con las concentraciones de los precursores biogénicos, las concentraciones de biomarcadores en el petróleo son bajas, a menudo menores de cien partes por millón, con la única excepción de los isoprenoides. Muchos biomarcadores son ambientalmente persistentes (poco biodegradables), y generan información práctica para determinar el origen, las características, el estado de meteorización de los productos vertidos y, en particular, su biodegradación.

Si nos enfocamos solo a la biodegradación, los controles microbiológicos, como la producción de biomasa, la respirometría o incluso la biología molecular, son métodos indirectos que requieren análisis químicos complementarios. Por otro lado, el estudio de la evolución de las relaciones isotópicas es otra posibilidad, aunque costosa, y complicada. Frente a ello el uso de técnicas de GC-MS para detectar y medir biomarcadores químicos «no biodegradables» presenta una gran versatilidad. De hecho, tras un vertido de petróleo, los procesos de biodegradación natural o estimulada implican una disminución diferencial de la concentración de las distintas familias de hidrocarburos. En este sentido, el uso de biomarcadores como referencia estándar presenta muchas ventajas. Por ejemplo, en los vertidos de crudo o derivados pesados, la "normalización al hopano" se ha señalado como el mejor método para cuantificar la biodegradación de los hidrocarburos más abundantes (alcanos lineales, aromáticos sencillos, etc.), concretamente el uso del 17α (H), 21β (H) hopano ha sido clave en estudios ya clásicos tras los vertidos costeros del Exxon Valdez, el Prestige o la Deep Water Horizon o en diversos casos en suelos.

Del mismo modo, un fraccionamiento detallado de los contaminantes (saturados, aromáticos, polares) facilita la identificación de sustancias desconocidas que están fuera de la regulación sobre suelos contaminados, así como el seguimiento de familias de compuestos, e incluso de metabolitos, de forma más precisa que una mera división por cadenas de carbono. En los casos más complejos, se puede desarrollar un enfoque multifacético, basado además de GC-MS en la pirólisis analítica (Py/GC-MS). Así, es posible hacer un seguimiento del proceso en caso complejos como son los vertidos de petróleo, la concurrencia simultánea de hidrocarburos y otros contaminantes orgánicos, o de casos como los vertidos de creosota o residuos petroquímicos complejos (alquitrán de hulla, etc.). Los resultados obtenidos tienen

un importante valor añadido, concluyente a veces, para la toma de decisiones en pleno proceso de remediación de los terrenos contaminados.

Un caso especialmente relevante son los vertidos en los que la mezcla de hidrocarburos está muy envejecida, algo habitual en antiguas instalaciones industriales abandonadas o activas, pero con una larga historia. En estos casos la complejidad de la situación puede afrontarse con técnicas como las ya expuestas, pero además resultará que la concentración total de contaminantes (TPH o hidrocarburos aromáticos policíclicos, por ejemplo) no es necesariamente representativa del riesgo ambiental. De hecho, los contaminantes pueden estar fuertemente ligados a la matriz a través de diferentes procesos fisicoquímicos que provocan el ya mencionado envejecimiento. La fracción para considerar en estos casos debería ser la fracción (bio)disponible, ya que representa la parte de la contaminación que es fácilmente accesible para ser absorbida o degradada por organismos vivos o causar efectos adversos a la biota. Sin embargo, sería pertinente también distinguir entre las fracciones biodisponible y "quimiodisponible", que efectivamente son diferentes como se ha demostrado en estudios recientes en relación con las sustancias húmicas del suelo. Esta cuestión es relevante siempre que, como ocurre cada vez de forma más habitual, se aplica una remediación en la que de forma encadenada se usa una técnica de oxidación química y después una biorremediación como "afino". Esta aproximación a la disponibilidad de los contaminantes orgánicos debería tenerse en cuenta, como ya se está haciendo con el mismo enfoque para metales y metaloides pesados.

En conclusión, cabe afirmar que el seguimiento de un proceso de biorremediación no es sencillo ni debe circunscribirse solo a una mera cuantificación de contaminantes. Es recomendable por el contrario una combinación de técnicas analíticas avanzadas, basadas en la espectrometría de masas y en estudios microbiológicos.

AVANCES EN NANOBIOREMEDIACIÓN PARA LA DESCONTAMINACIÓN DE SUELOS CON CONTAMINACIÓN MIXTA Y RECALCITRANTE UTILIZANDO NANOBIOPILAS DINÁMICAS.

Alazne Galdames^a, Pilar Brettes^c, Mainer Orueta Azkagorta^d, Lur Epelde^e, Mikel Anza^e, José Luis Vilas Vilela^{a,b}, Leire Ruiz Rubio^{a,b}

^a Grupo de Química Macromolecular (LABQUIMAC), Departamento de Química Física, Facultad de Ciencia y Tecnología, Universidad del País Vasco (UPV/EHU), 48940 Leioa, España;

^b BCMaterials, Basque Center for Materials, Applications and Nanostructures, Parque Científico UPV/EHU, 48940 Leioa, España.

^c Centro Tecnológico GAIKER, Zamudio, España

^d Iragaz Watin S.A., 20720 Azkoitia, Spain España

^e Departamento de Conservación de Recursos Naturales, Grupo de Ecología Microbiana del Suelo, NEIKER - Instituto Vasco de Investigación y Desarrollo Agrario, Alianza Vasca para la Investigación y la Tecnología (BRTA), Parque Científico y Tecnológico de Bizkaia, P812, 48160, Derio,

* alazne.galdames@ehu.eus Tfno.: (+34) 946015968

RESUMEN

La descontaminación de suelos a menudo se ve limitada por la falta de alternativas a la excavación y el vertido. Por otro lado, la contaminación mixta del suelo representa un desafío ambiental significativo que requiere de enfoques innovadores para su remediación efectiva.

En este estudio, se ha empleado la combinación de nanotecnología y biorremediación en configuración de biopila dinámica, utilizando nanopartículas de hierro cerovalente y compost, en un suelo contaminado con contaminación heterogénea. La evaluación de la eficiencia del proceso se efectuó a través del análisis de las concentraciones de los contaminantes antes y después del tratamiento con nanopartículas y compost.

En el análisis por etapas, se observó que, al realizar el tratamiento con nanopartículas, se produjo una reducción superior al 20 % en los hidrocarburos policíclicos aromáticos (HAPs) de menor peso molecular. Los HAPs de peso molecular intermedio, sufrieron una reducción mayor del 10%, a excepción del criseno, que se redujo en un 5 %. La degradación de los hidrocarburos (HC) alifáticos se produjo, principalmente, en las cadenas más cortas C10-C12 (65 %), observándose una menor degradación de las distintas cadenas de los hidrocarburos aromáticos C10-C12 (29 %). De manera global, los hidrocarburos totales (HC totales) experimentaron una disminución del 35 % tras adicionar un 2 % de la suspensión de nanopartículas al suelo contaminado. Al finalizar el proceso de nanobiorremediación todos los HAPs e hidrocarburos se degradaron en un porcentaje superior al 50 %, obteniéndose un rendimiento global de la técnica mixta del 70 % en la disminución de la concentración de HC totales.

PALABRAS CLAVE:

Nanorremediación, biorremediación, nanobiopila dinámica, contaminación mixta, hidrocarburos.

INTRODUCCIÓN

El campo de la descontaminación de suelos enfrenta una escasez de estudios a escalas superiores a la del laboratorio sobre técnicas alternativas al método de excavación y vertido. Aunque existen empresas certificadas para usar técnicas como landfarming, biopilas,

bioventing, airsparging y bombeo de aguas, su empleo aún es limitado, por lo que es necesario desarrollar nuevas alternativas que favorezcan la recuperación de suelos contaminados y la valorización de residuos orgánicos, evitando su eliminación como desecho.

La biorremediación, basada en la actividad microbiana, ha ganado aceptación por ser menos invasiva, económica y respetuosa con el medio ambiente que las técnicas físico-químicas tradicionales. Se centra en aislar microorganismos capaces de degradar contaminantes específicos y proporcionar condiciones para aumentar la actividad de dichos microorganismos, facilitando la eliminación eficaz de los contaminantes. En este estudio, se emplea una técnica emergente dentro de la estrategia de bioestimulación que utiliza compost como enmienda orgánica, proveniente mayormente de residuos sólidos urbanos y subproductos orgánicos, permitiendo su reutilización y revalorización.

Se propone un sistema de descontaminación basado en la combinación de nanotecnología y biorremediación mediante un tratamiento mixto de nanopartículas de hierro cerovalente y compost en configuración de biopila. Este tratamiento busca abordar la remediación de suelos con hidrocarburos y HAPs. La interacción entre las nanopartículas y los microorganismos puede facilitar la degradación de contaminantes recalcitrantes, aunque se deben considerar su potencial toxicidad y efectos adversos. Se espera que esta técnica mixta mejore el rendimiento de la remediación y reduzca el tiempo de ejecución, cumpliendo con los estándares de calidad ambiental y sanitaria requeridos.

MATERIALES Y MÉTODOS

El suelo para los ensayos piloto se extrajo de un terreno industrial en desuso con presencia de HAPs y TPHs y un contenido en metales pesados que no presentó valores elevados, según las catas iniciales. Se realizó una excavación de, aproximadamente, tres metros de profundidad en el punto seleccionado. A continuación, se procedió a la caracterización del suelo contaminado. Dicha caracterización se llevó a cabo en base al análisis de las propiedades físico-químicas relevantes incluyendo el pH, la conductividad eléctrica, el contenido en materia orgánica, el contenido en macronutrientes, la textura, la capacidad de intercambio catiónico, la capacidad de retención hídrica, etc., además del análisis de la concentración de los contaminantes. El suelo presentaba un valor de humedad del 22,9 %, al límite de la capacidad de campo (23 %). Por otra parte, a partir del análisis de la textura realizado se determinó que el suelo recogido presentaba una tipología "Franco-arenosa". Además, el análisis de contaminantes realizado por GC/MS o GC/FID (técnicas analíticas que se usaron para la determinación de la concentración de contaminantes durante todo el proceso de nanobiorremediación), reveló una elevada concentración de HAPs e HC totales, siendo la media superior a 27000 ppm. Este valor es muy superior al límite de 500 ppm a partir del cual se considera un suelo como alterado (Ley vasca 4/2015 de suelos contaminados). Por otro lado, se determinó la concentración de microorganismos presentes en el suelo. El valor obtenido, fue de $3,4 \times 10^6$ UFC g⁻¹, lo que hace factible el empleo de la tecnología de biorremediación como alternativa de tratamiento (Lin et al. 2010).

La nanoremediación se llevó a cabo empleando las nanopartículas comerciales Nanofer 25S (N25S) proporcionadas por NANOIRON (República Checa). Por otro lado, para el tratamiento biológico se empleó Compost Garbiker de clase A proporcionado por la planta de RSU Garbiker. Después del análisis y caracterización del suelo se realizaron dos adiciones secuenciales del 1% de nanopartículas de hierro con respecto al peso de suelo, determinándose las concentraciones de HAPs e hidrocarburos aromáticos y alifáticos que, posteriormente, se compararon con los valores obtenidos en el suelo antes de añadir las nanopartículas. Posteriormente, se mezcló el suelo tratado con nanopartículas con el compost, se colocó en configuración biopila. Tras la construcción de la nanobiopila se

procedió a instalar una serie de sensores en diferentes puntos de la biopila para monitorizar el proceso de biodegradación y su evolución a lo largo del tiempo.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Entre las sinergias esperadas en la aplicación conjunta de las nanopartículas y el compost, está la optimización de la duración del proceso y la ampliación de la tasa de degradación. Por tanto, se evaluó la degradación de hidrocarburos aromáticos e hidrocarburos alifáticos a escala piloto, después de añadir las nanopartículas comerciales de hierro cerovalente N25S, para facilitar y acortar el tiempo de un posterior proceso de biorremediación.

En el análisis por etapas, se observó que, al realizar el tratamiento con nanopartículas, se produjo un descenso del 18 % para el benzo(k)fluoranteno (5 anillos) y 15 % y 19 % para el fluoranteno y el pireno (4 anillos) respectivamente, así como una reducción superior al 20 % en los hidrocarburos policíclicos de menor peso molecular, aquellos con 2 y 3 anillos aromáticos (Figura 1). Los HAPs de peso molecular intermedio (4 anillos), sufrieron una reducción mayor del 10 %, a excepción del criseno, que se redujo en un 5 % (Figura 1).

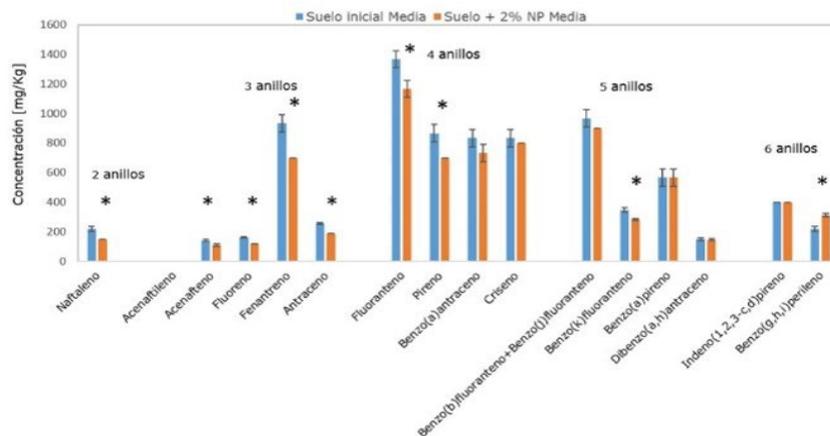


Figura 1. Reducción de la concentración de PAHs presentes en el suelo de estudio, después de haber añadido un 2% de nanopartículas. *Presentan diferencias significativas ($P < 0,05$).

La degradación de los HC alifáticos se produjo, principalmente, en las cadenas más cortas C10-C12 (65 %) hasta valores por debajo de los límites establecidos por el Instituto Nacional para la Salud Pública y el Medio Ambiente de los Países Bajos (RIVM), probablemente debido a la descomposición completa en compuestos no hidrocarburos, mientras que los hidrocarburos de cadenas largas, C21 a C35, mostraron una disminución en torno al 43 %, observándose una menor degradación de las distintas cadenas de los hidrocarburos aromáticos C10-C12 (29 %) (Figura 2).

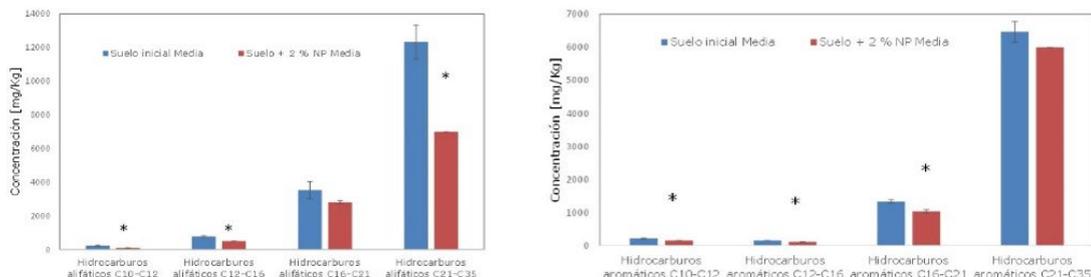


Figura 2. Reducción de la concentración de HC alifáticos (izquierda) e HC aromáticos (derecha) presentes en el suelo de estudio, después de haber añadido un 2% de nanopartículas. *Presentan diferencias significativas ($P < 0,05$).

La tasa de degradación de hidrocarburos después del proceso de biorremediación, se determinó tomando como referencia los valores de respiración obtenidos a partir de la medida de la disminución del oxígeno mediante las sondas de oxígeno en función del tiempo. Así, la degradación promedio de HC totales producida en la biopila fue de 14,67 %.

Al finalizar el proceso de nanobiorremediación todos los HAPs e hidrocarburos se degradaron en un porcentaje superior al 50 %, obteniéndose un rendimiento global de la técnica mixta del 70 % en la disminución de la concentración de HC totales.

CONCLUSIONES

En este estudio se abordó la descontaminación de un suelo industrial con alta carga de hidrocarburos a escala piloto. Se trataron aproximadamente 8 Tm de tierra contaminada mediante la tecnología híbrida nanorremediación-biorremediación. El tratamiento se efectuó añadiendo nanopartículas y compost al suelo en una configuración de biopila dinámica desde el punto de vista operativo. La combinación mixta de ambas tecnologías logró una disminución de la concentración de HC totales de, aproximadamente, un 70 %. En conclusión, se ha demostrado que la tecnología híbrida de nanobiorremediación empleando nanopartículas de hierro cerovalente y compost es una alternativa eficiente en la descontaminación de HC totales en suelos. La combinación de diferentes tipos de nanopartículas y compost ofrece una gran variedad de soluciones para abordar la descontaminación de los diferentes sitios.

Agradecimientos: Los autores agradecen al Gobierno Vasco por la financiación (Grupos de Investigación, IT1756-22), a la Unión Europea Horizon Europe (SYMBIOREM Grant agreement ID: 101060361) y por el soporte humano proporcionado por SGIKER (UPV/EHU, MICINN, GV/EJ, ERDF, and ESF).

REFERENCIAS

- Azubuike CC, Chikere CB, Okpokwasili GC. 2016. Bioremediation techniques—classification based on site of application: principles, advantages, limitations and prospects. *World J. Microbiol. Biotechnol.* 32: 180, doi:10.1007/s11274-016-2137-x.
- El Fantroussi S, Agathos SN. 2005. Is bioaugmentation a feasible strategy for pollutant removal and site remediation? *Curr. Opin. Microbiol.* 8: 268-275, doi:10.1016/j.mib.2005.04.011.
- Juwarkar AA, Singh SK, Mudhoo A. 2010. A comprehensive overview of elements in bioremediation. *Rev. Environ. Sci. Bio/Technology* 9: 215-288, doi:10.1007/s11157-010-9215-6.
- Lin C-W, Chen L-H, I Y-P, Lai C-Y. 2010. Microbial communities and biodegradation in lab-scale BTEX-contaminated groundwater remediation using an oxygen-releasing reactive barrier. *Bioprocess Biosyst. Eng.* 33: 383-391, doi:10.1007/s00449-009-0336-7.
- Xie Y, Dong H, Zeng G, Tang L, Jiang Z, Zhang C, Deng J, Zhang L, Zhang Y. 2017. The interactions between nanoscale zero-valent iron and microbes in the subsurface environment: A review. *J. Hazard. Mater.* 321: 390-407, doi:10.1016/j.jhazmat.2016.09.028.

¿PUEDE LA COLONIZACIÓN VEGETAL ESPONTÁNEA DE DEPÓSITOS DE RESIDUOS MINEROS METALÍFEROS ABANDONADOS DESENCADENAR PROCESOS FUNCIONALES DEL SUELO SIMILARES A LOS DE LOS DEPÓSITOS TÉCNICAMENTE RESTAURADOS?

Matías Ceacero-Moreno*, José Álvarez-Rogel, Héctor Miguel Conesa Alcaraz, Juan José Martínez-Sánchez, María Nazaret González-Alcaraz,

Departamento de Ingeniería Agronómica, Escuela Técnica Superior de Ingeniería Agronómica, Universidad Politécnica de Cartagena. Paseo Alfonso XIII, 48. 30203 Cartagena, España.

*matias.ceacero@upct.es

RESUMEN

Los suelos de depósitos de residuos mineros metalíferos tienen elevadas concentraciones de metales/metaloides (elementos potencialmente tóxicos, EPTs), escasa materia orgánica y, en ocasiones, pH ácido y salinidad. A pesar de las condiciones hostiles que presentan, ciertas especies vegetales pueden colonizarlos, lo que supone un aspecto clave para las técnicas de fitomanejo. Estas técnicas manipulan el sistema suelo-planta para reducir la movilidad de EPTs y mejorar el ecosistema, pudiendo complementar determinadas estrategias de restauración ingenieril que usualmente conllevan elevados costes económicos y dificultades técnicas. La complementariedad de ambos enfoques puede ayudar a optimizar recursos, priorizando esfuerzos en depósitos de mayor riesgo, como aquellos con residuos extremadamente ácidos o cerca de poblaciones. Un aspecto clave para valorizar las técnicas de fitomanejo es estudiar si los suelos de los depósitos colonizados por la vegetación son funcionales. Para ello se han evaluado parámetros edáficos in situ (temperatura, emisión de CO₂, actividad alimentaria de invertebrados edáficos) y en laboratorio (salinidad, pH, carbono orgánico y nitrógeno total, soluble y de biomasa microbiana, actividades enzimáticas, etc.) en un depósito abandonado colonizado espontáneamente por la vegetación nativa y en otro restaurado con un nuevo suelo y reforestado. Ambos depósitos acumulan lodos de flotación de lavaderos de mineral de minas de sulfuros, habiendo pasado unos 40 años desde su abandono/restauración. Se trabajó en parches de vegetación con pino carrasco y con matorrales. Los resultados obtenidos muestran que los suelos del depósito colonizado son funcionales, aunque los suelos del depósito restaurado exhibieron mejores valores en varios de los indicadores evaluados.

PALABRAS CLAVE: contaminación del suelo, fitomanejo, funcionalidad, ecotoxicidad, microbiología del suelo.

INTRODUCCIÓN

La minería metálica es una de las actividades humanas más perjudiciales para el medio ambiente. Entre otros, esto se debe a la gran cantidad de residuos potencialmente peligrosos que genera, muchos de los cuales se almacenan en depósitos al aire libre (depósitos de residuos mineros). Estos residuos se caracterizan por tener, muchas veces, alta salinidad, escaso contenido en materia orgánica y nutrientes y elevados niveles de metales/metaloides (elementos potencialmente tóxicos, EPTs) (Mendez y Maier 2008). Como consecuencia, los suelos de los depósitos de residuos mineros metalíferos constituyen, generalmente, ambientes inhóspitos para la biota, lo que dificulta el crecimiento de las plantas. Los depósitos desprovistos de vegetación son propensos a ser erosionados por el viento y el agua,

favoreciendo la dispersión de EPTs a las zonas circundantes, lo que supone un riesgo para el medio ambiente y la salud humana. Una técnica ingenieril clásica de restauración de los depósitos de residuos mineros consiste en encapsularlos, cubriéndolos con materiales “limpios” para crear un nuevo suelo, y posteriormente realizar una plantación. Estas actuaciones deberían priorizarse cuando los depósitos entrañen un riesgo inaceptable por colapso y/o por su cercanía a núcleos de población. Sin embargo, a causa de la gran cantidad de depósitos de residuos mineros abandonados que existen, es poco viable asumir los elevados costes económicos y las dificultades técnicas de restaurar todos ellos por métodos de encapsulado (Mendez y Maier 2008). Además, esta opción ha sido cuestionada en regiones áridas y semiáridas debido, sobre todo, a que el material de relleno puede no proporcionar suficientes recursos a la biota para que se desarrolle un sistema suelo-planta funcional y autosostenible a medio y largo plazo. Una alternativa es promover el crecimiento de las plantas directamente sobre los residuos mineros almacenados en los depósitos, un fenómeno que muchas veces se produce de forma natural cuando ciertas especies colonizan estos ambientes espontáneamente. Esto promueve la mejora de las condiciones fisicoquímicas y microbiológicas de los suelos de los depósitos mineros, contribuyendo a que sean funcionales, mejorando el ecosistema (Peñalver-Alcalá et al. 2021). Las técnicas que estudian estos procesos naturales y tratan de incentivarlos se engloban en lo que se conoce como fitomanejo. El fitomanejo trata de estimular la formación de sistemas suelo-planta funcionales, al tiempo que se reducen los riesgos de movilización y dispersión de EPTs, al quedar éstos estabilizados en las rizosferas. Este trabajo tuvo como objetivo general contribuir a valorizar el papel que juega la colonización espontánea por parte de la vegetación en depósitos de residuos mineros abandonados vs. las técnicas de restauración clásica, en relación con la funcionalidad de los suelos.

MATERIALES Y MÉTODOS

El trabajo se llevó a cabo en el antiguo distrito minero de Cartagena-La Unión (SE de España). La zona presenta un clima Mediterráneo semiárido y la vegetación natural consiste en arbustos xerofíticos y bosques de pino carrasco (*Pinus halepensis*). En la zona la actividad minera fue intensa hasta su cese definitivo en 1991. Actualmente existen 89 depósitos de residuos mineros metalíferos, muchos de ellos abandonados sin ningún tipo de restauración, habiendo sido algunos de ellos parcialmente colonizados por la vegetación de la zona de manera espontánea. Para este estudio se seleccionaron dos depósitos: uno de ellos restaurado técnicamente por cubrición con nuevo suelo y posterior plantación (R) y otro abandonado y colonizado espontáneamente por la vegetación (C). Ambos depósitos almacenan residuos similares y fueron restaurados o abandonados hace unos 40 años. En ambos se establecieron cinco parcelas (5 x 10 m²) en zonas de vegetación arbustiva (especies similares en ambos depósitos) y vegetación arbórea (*P. halepensis*). Por tanto, se estudiaron cuatro ambientes: R-arbustos; R-árboles; C-arbustos; C-árboles. En invierno (principios de febrero), primavera (inicios de abril), verano (finales de julio) y otoño (principio de diciembre) de 2022 se recogió una muestra compuesta (primeros de 10 cm) de todas las parcelas. Mensualmente se midieron *in situ* la temperatura, humedad y las emisiones de CO₂ (la respiración del suelo) de todas las parcelas. En las muestras de invierno se llevó a cabo una caracterización inicial de los suelos de estudio analizando, entre otros, textura, pH, conductividad eléctrica (CE), carbono orgánico total (COT) y soluble en agua (COS), nitrógeno total (NT) y soluble (NTS), micro/macronutrientes y metales/metaloideos totales. En las muestras de todas las estaciones se midieron carbono de biomasa microbiana (CBM) y actividad deshidrogenasa (DH). Además, estacionalmente se evaluó *in situ* la actividad alimentaria de invertebrados edáficos mediante el sistema bait-lamina (*TerraProtecta*® GmbH, Berlin, Germany).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Ambos depósitos mostraron textura parecida y valores de pH similares y en ambos las concentraciones totales de metales/metaloideos fueron muy altas (Tabla 1). La CE fue más alta en el depósito colonizado, mientras que los contenidos de COT y NT fueron más bajos, especialmente en los suelos con vegetación arbustiva.

Tabla 1. Caracterización de los suelos de estudio (media \pm desviación estándar, DE; n=5). CE(conductividad eléctrica); COT (carbono orgánico total); NT (nitrógeno total). Metal/Metaloides(metal/metaloide total).

Parámetro	R-arbustos	R-árboles	C-arbustos	C-árboles
Textura	Arenoso franca	Arenoso franca	Franco arenosa	Franco arenosa
pH-H ₂ O	7,4 \pm 0,3	7,5 \pm 0,1	7,1 \pm 0,1	7,2 \pm 0,1
CE (dS m ⁻¹)	0,9 \pm 0,9	0,4 \pm 0,3	2,1 \pm 0,1	1,9 \pm 0,4
COT (g kg ⁻¹)	13,8 \pm 3,5	12,0 \pm 2,0	5,4 \pm 1,2	11,7 \pm 3,3
NT (g kg ⁻¹)	1,1 \pm 0,2	0,8 \pm 0,2	0,3 \pm 0,2	0,6 \pm 0,1
AsT (mg kg ⁻¹)	129 \pm 62	74 \pm 17	279 \pm 164	521 \pm 118
CdT (mg kg ⁻¹)	17 \pm 7	11 \pm 5	24 \pm 6	24 \pm 6
PbT (mg kg ⁻¹)	6438 \pm 4082	5433 \pm 2164	7221 \pm 2185	6925 \pm 1881
ZnT (mg kg ⁻¹)	4875 \pm 1941	3356 \pm 1521	5793 \pm 1028	5470 \pm 1208

La Figura 1 recoge la evolución estacional de la temperatura, humedad y respiración de los suelos de estudio. Las tasas de respiración fueron muy variables y similares en los suelos deambos depósitos (R, C), aunque en el colonizado (C) se observa un patrón de variación que parece estar asociado a la estacionalidad, con menores emisiones en verano cuando el suelo estuvo más seco y caliente. Se observa una mejor actividad alimentaria de los invertebradosedáficos en los suelos del depósito restaurado (R) (Figura2).

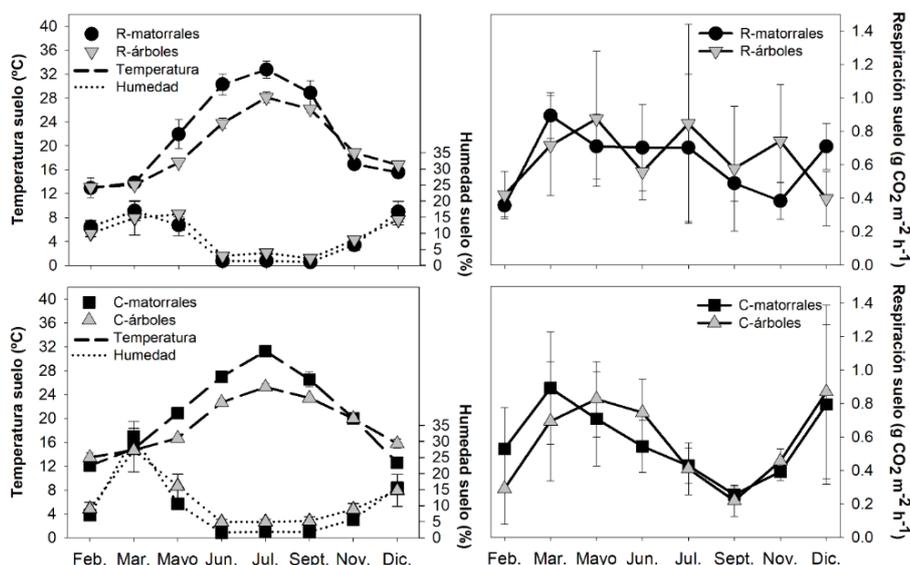


Figura 1. Temperatura, humedad y respiración (emisión de CO₂) del suelo. Media \pm DE (n=5).

En el depósito restaurado (R), el CBM fue similar en los suelos bajo matorrales y pinos, pero en el colonizado (C) las mejoras inducidas bajo el dosel de pinos tendieron a ser más favorables que las del matorral (Figura 3). En cuanto a la DH, en R la actividad fue mayor bajo los árboles en verano y otoño, mientras que en C lo fue durante todo el año. Independientemente del tipo de vegetación, tanto CBM como DH fueron mayores en R.

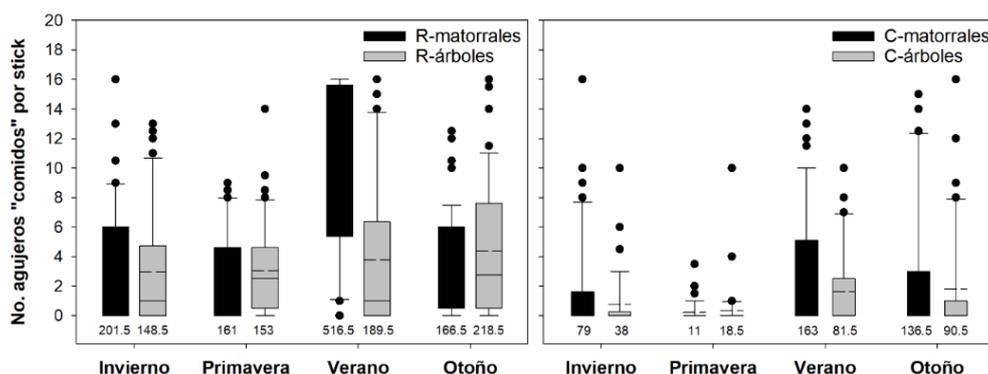


Figura 2. Actividad alimentaria de los organismos del suelo (10 bait-lamina por ambiente). Los números bajo las cajas indican el número total de agujeros comidos en cada ambiente. Las líneas horizontales dentro de las cajas indican la mediana, los bigotes los percentiles 5 y 95, y los círculos negros los valores fuera de dichos percentiles.

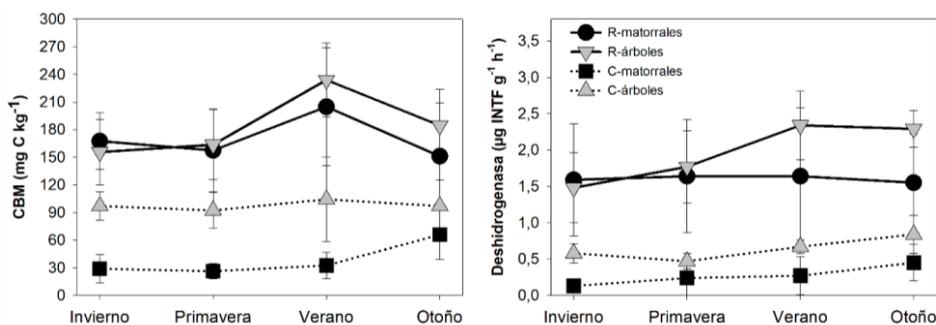


Figura 3. Carbono de la biomasa microbiana (CBM) y actividad de la enzima deshidrogenasa. Media \pm DS (n=5). INT (iodonitrotetrazoliumformazan).

CONCLUSIONES

Los resultados indican que tanto el depósito minero restaurado como el colonizado espontáneamente por la vegetación presentan suelos funcionales. En el depósito restaurado las propiedades biológicas evaluadas parecen depender menos del periodo del año y del tipo de vegetación que en el colonizado. Por tanto, a priori podemos concluir que la capacidad funcional de los suelos es más robusta en el depósito restaurado que en el colonizado.

Agradecimientos: Trabajo financiado por MCIN/AEI/10.13039/501100011033 (PID2020-118941RA-I00) y laUPCT (Contrato Predoctoral FPI). M.N. González-Alcaraz es investigadora Ramón y Cajal del Ministerio de Ciencia e Innovación de España (RYC2020-029322-I). M. Ceacero-Moreno tiene un contrato predoctoral cofinanciado con fondos del proyecto WARMET y por la Universidad Politécnica de Cartagena.

REFERENCIAS

- Mendez MO, Maier RM. 2008. Phytostabilization of mine tailings in arid and semiarid environments. An emerging remediation technology. *Environ Health Perspec.* 116: 278-83.
- Peñalver-Alcalá A, Álvarez-Rogel J, Peixoto S, Silva I, Silva ARR, González-Alcaraz MN. 2021. The relationships between functional and physicochemical soil parameters in metal(loid) mine tailings from Mediterranean semiarid areas support the value of spontaneous vegetation colonization for phytomanagement. *Ecol Eng.* 168: 106293.

SOLUCIONES BASADAS EN LA NATURALEZA Y EN LA ECONOMÍA CIRCULAR PARA LA RESTAURACIÓN DE EXPLOTACIONES MINERAS DE CARBÓN

Ana M. Díaz^{1,*}, Lorena Salgado¹, Rubén Alba¹, Lidia Moriano¹, Aránzazu Estrada^{1,2}, Mauro Sanna², Eduardo Rodríguez-Valdés¹, José Luis R. Gallego¹

¹Grupo de investigación BIOGEOAMB e INDUROT (Instituto de Recursos Naturales y Ordenación del Territorio), Universidad de Oviedo, Campus de Mieres, 33600 – Mieres (Asturias)

²Unidad de Conservación Vegetal y Espacios Protegidos - INDUROT (Instituto de Recursos Naturales y Ordenación del Territorio), Universidad de Oviedo, Campus de Mieres, 33600 – Mieres (Asturias)

* diazdana@uniovi.es – Edificio de Inv., 7º. INDUROT, Univ. de Oviedo, Campus Mieres, 33600 – Mieres (Asturias)

RESUMEN

La transición hacia las energías renovables en detrimento del uso del carbón repercutió directamente en las zonas mineras. El cese de actividad dejó paso a espacios extensos de suelos erosionados, carentes de nutrientes, con indicios de contaminación y taludes pronunciados. Estos factores hacen que la restauración ambiental de estas zonas y la búsqueda de actividades beneficiosas, social y económicamente, para los habitantes del entorno sea compleja. En este contexto, particularmente en el SO de Asturias, desde el proyecto NATURESOIL se plantea la utilización de enmiendas orgánicas (compost) y/o inorgánicas (RCD, residuos inertes de minería o cenizas de central térmica) y su integración con técnicas de hidrosiembra para restaurar las antiguas explotaciones. El objetivo va más allá de una mera revegetación, ya que se busca regenerar propiedades físicas y químicas del suelo degradado, acelerando su capacidad para recuperar la biodiversidad perdida. Un elemento clave adicional de estos trabajos, realizados a escala de laboratorio, piloto y real, es convertir los suelos degradados en sumideros de carbono. Para ello, se analizan en detalle, además de las propiedades edáficas del suelo, las diferentes fracciones lábiles y recalcitrantes de carbono orgánico y su evolución a partir de la adición de las enmiendas ya mencionadas, así como la dinámica de sucesión ecológica que aparece. Por último, la monitorización del proceso mediante teledetección con dron y cámara multispectral y el subsiguiente tratamiento mediante “machine learning” del conjunto de datos espectrales es otra novedad que aporta este estudio.

PALABRAS CLAVE: Restauración minera; fertilidad del suelo; sumideros de carbono; suelo degradado; teledetección.

INTRODUCCIÓN

El cese de las actividades de extracción de carbón para la transición energética ha dejado espacios en desuso con diversas problemáticas para su restauración. En concreto, el suelo de estas zonas posee generalmente carencias notables para la sostenibilidad de la vegetación, tales como un bajo contenido en materia orgánica y nutrientes, una baja capacidad de campo o elevados contenidos en metales y otras sustancias potencialmente tóxicas.

La adición de enmiendas al suelo es estrategia clásica de restauración ambiental que permite cubrir estas carencias, eligiendo aquellos materiales que puedan aportar lo necesario para devolver las condiciones medioambientales a su estado original o incluso, mejorarlo (Drenning et al., 2022). La utilización de enmiendas que además sean consideradas residuos para

industrias locales permite enmarcar esta tecnología dentro de los objetivos de la economía circular (Ray et al., 2021).

MATERIALES Y MÉTODOS

El suelo degradado utilizado en los ensayos pertenece a la explotación minera de carbón abandonada de Tormaleo en el concejo de Ibias (Asturias). Compost (C) y biochar (B) se probaron como enmiendas orgánicas en los ensayos, ambos de origen vegetal. Las enmiendas inorgánicas usadas en el ensayo son dunita (D), residuos de construcción y demolición (R) y cenizas de térmica (T). La dunita, un subproducto generado en la extracción de una roca de uso industrial para la fabricación de materiales refractarios para hornos procede de la planta de procesamiento de la única mina en España ubicada en Cariño (Galicia). La nula aplicación comercial de la fracción menor a 3 mm hace que sea considerada un residuo. Los residuos de construcción y demolición utilizados son áridos finos obtenidos en el proceso de reciclaje. Las cenizas de carbón utilizadas en los ensayos proceden de una central térmica de carbón pulverizado recientemente clausurada.

La caracterización de suelo y enmiendas usadas en los ensayos se realizaron en muestras tamizadas por debajo de 2 mm de las que se tomaron alícuotas para los análisis a continuación descritos: El pH se determinó en solución con una relación suelo:agua de 1:2,5 y posterior medida utilizando un multímetro GLP21 CRISON. El contenido en C y N se analizó en un equipo LECO CN-2000. El contenido en metales se determinó tras la molienda de la muestra y posterior digestión en un horno-microondas con *Agua Regia* mediante un equipo de espectrometría de emisión óptica de plasma acoplado inductivamente (ICP-OES). Se aplicó también un protocolo para el fraccionamiento del carbono orgánico (Salgado et al., 2023), del que se obtienen por separado los contenidos de C lábil y móvil (C extraíble en agua fría, C extraíble en agua caliente, ácidos húmicos y ácidos fúlvicos) y C recalcitrante, obteniendo el carbono orgánico total de la suma de ambos.

Para la elección de la enmienda con mejores resultados en términos de mejora de las capacidades edafológicas del suelo e inmovilización de metales se realizaron dos ensayos. El primero de ellos fue a escala de laboratorio y se utilizaron macetas de 1 kg. Seis macetas por cada tratamiento fueron colocadas al azar durante un año en un invernadero. Las proporciones usadas en este ensayo se reflejan en la **Tabla 1**.

Tabla 1. Proporciones de suelo y enmienda utilizadas en cada tratamiento para el ensayo a escala laboratorio.

Tratamiento	Materiales					
	Suelo (S)	Compost (C)	Biochar (B)	RCD (R)	Dunita (D)	Cenizas de térmica (T)
S	100%					
SC	95%	5%				
SCB	92,50%	5%	2,50%			
SR	95%			5%		
SD	95%				5%	
ST	95%					5%
SCR	90%	5%		5%		
SCD	90%	5%			5%	
SCT	90%	5%				5%

Para el segundo de los ensayos se ejecutaron *in situ*, a escala piloto, un total de 6 parcelas de dimensiones 10 x 5 x 0,3 m³ con la combinación del suelo degradado y las enmiendas orgánicas e inorgánicas. Las proporciones utilizadas se redujeron al 1,5% de enmienda sobre el total, a excepción de la parcela control, con un 100% de suelo degradado. Para el tratamiento con sólo compost (SC), se añadió un 1,5% de esta enmienda, el resto de los

tratamientos contenían dos enmiendas diferentes: compost y biochar (SCB), compost y RCD (SCR), compost y dunita (SCD) y compost y cenizas de térmica (SCT), por lo que se añadió un 0,75 % de cada una de ellas. En este ensayo, dadas las dimensiones de las parcelas, las réplicas son tomadas dentro de cada parcela.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la Figura 1 se muestran imágenes de ambos ensayos, en la parte izquierda (Figura 1.a) se muestran las macetas montadas en el invernadero para cada uno de los tratamientos y control (Tabla 1). En la Figura 1.b se muestra una imagen aérea del piloto llevado a cabo *in situ* en la mina de Tormaleo en Ibias (Asturias).



Figura 1. Imágenes de ambos ensayos: a) a escala laboratorio y b) a escala piloto.

Los resultados del análisis químico de los materiales empleados se presentan en la Tabla 2. Todas las enmiendas utilizadas exhiben un pH alcalino, siendo las enmiendas inorgánicas las que muestran una alcalinidad más pronunciada en contraste con el suelo control, que presenta un pH ligeramente ácido. En cuanto al contenido total de carbono (C), las enmiendas orgánicas poseen una notable concentración, a excepción de la dunita, el resto de los materiales contienen una proporción de C considerada normal para un suelo. El fraccionamiento del carbono orgánico se ilustra en la Figura 2 y se observa una relación entre el contenido total de C y el contenido de C orgánico. El biochar y el compost son las enmiendas que presentan una concentración más elevada de ambos (Tabla 2, Figura 2.b). No obstante, al comparar la fracción lábil de C orgánico (Figura 2.a), se aprecia que únicamente el compost sobresale entre los demás materiales, lo que sugiere que la mayor parte del C presente en el biochar es de naturaleza recalcitrante, es decir, menos disponible para su utilización por parte de las plantas. Por otro lado, el contenido de nitrógeno (N) total en las muestras de suelo puro y en las enmiendas inorgánicas (Tabla 2) se encuentra por debajo de los límites de detección. En contraposición, y como cabe esperar, las enmiendas orgánicas pueden aportar el N del que carece el suelo.

Tabla 2. Características químicas del suelo degradado y enmiendas utilizadas en los ensayos.

Parámetros	Unidades	Materiales					
		S	C	B	D	R	T
pH		6,73±0	7,62±0,1	7,85±0	8,02±0,16	8,25±0	8,34±0,1
C	%	2,73±0,1	24,8±0,4	48,5±2,2	0,38±0,1	3,97±0,1	3,14±0,2
N		< DL	1,33±0,1	0,6±0	< DL	< DL	< DL
Ba	mg · kg ⁻¹	506±13	189±20	< DL	< DL	363±8,0	322±1,7
Ni		38,1±0,6	11,0±0,3	3,33±0,1	1138±24	9,99±0,3	28,3±0,3

Respecto al contenido en metales en los diversos materiales, se muestran en la Tabla 2 dos elementos que se han considerado destacables en alguno de los materiales tras un análisis completo. Es de especial interés el contenido en Ba en el suelo, considerado tóxico para las plantas a partir de concentraciones de 500 mg/kg. En el caso del Ni, la dunita refleja concentraciones totales superiores a las aceptadas para uso residencial y otros usos en suelos de Asturias (BOPA, 2014).

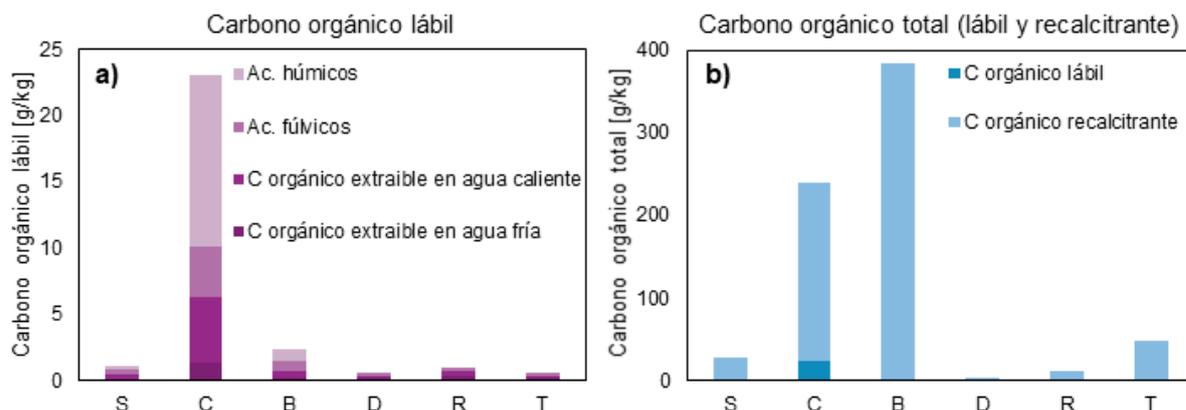


Figura 2. Fraccionamiento del carbono orgánico para el suelo degradado inicial (S) y las enmiendas orgánicas e inorgánicas usadas en el ensayo: a) Carbono orgánico lábil y b) Carbono orgánico total (lábil y recalcitrante).

CONCLUSIONES

Los resultados químicos de los diferentes materiales utilizados en el ensayo sugieren la capacidad de las enmiendas orgánicas para la mejora de la fertilidad del suelo, aportando carbono orgánico necesario para el crecimiento y mantenimiento de la vegetación. La utilización de las enmiendas inorgánicas, consideradas residuos, no aporta elementos que puedan ser considerados tóxicos en altas concentraciones, pueden aportar elementos esenciales para el crecimiento de las plantas, así como favorecer la estabilización del suelo.

Agradecimientos: Ana M. Díaz agradece al Gobierno Regional de Asturias, del cual obtiene la Ayuda predoctoral Severo Ochoa para desarrollar su tesis doctoral (Ref. BP20-192).

REFERENCIAS

BOPA, Boletín Oficial del Principado de Asturias. 2014. Generic reference levels for heavy metals in soils from principality of Asturias, Spain, vol. 91. <<https://sede.asturias.es/bopa/2014/04/21/2014-06617.pdf>> (Accessed April 2024).

Drenning P, Chowdhury S, Volchko Y, Rosén L, Andersson-Sköld Y, Norman J. 2022. A risk management framework for Gentle Remediation Options (GRO). *Science of the Total Environment* 802: 149880.

Madejón P. 2013. Barium. En: Alloway BJ (ed.). *Heavy Metals in Soils: Trace Metals and Metalloids in Soils and their Bioavailability*. Springer p. 507-514.

Ray I, Mridha D, Roychowdhury T. 2021. Waste derived amendments and their efficacy in mitigation of arsenic contamination in soil and soil-plant systems: A review. *Environmental Technology and Innovation* 24: 101976.

Salgado L, Álvarez MG, Díaz AM, Gallego JR, Forján R. 2024. Impact of wildfire recurrence on soil properties and organic carbon fractions. *Journal of Environmental Management* 354: 120293.

DISEÑOS PRELIMINARES DE MODELOS DE UTILIDAD PARA LA REALIZACIÓN DE ESTUDIOS DE MICORREMEDIACIÓN DE SUELOS CONTAMINADOS POR HIDROCARBUROS TOTALES DEL PETRÓLEO

Rafael Antón-Herrero^{1,*}, Carlos García-Delgado², Begoña Mayans¹, Laura Delgado-Moreno¹, Jorge Diamantino³, Cynthia Alcántara³, Jofre Herrero⁴ y Enrique Eymar¹

¹ Departamento de Química Agrícola y Bromatología, Universidad Autónoma de Madrid, 28049 Madrid, España.

² Departamento de Geología y Geoquímica, Universidad Autónoma de Madrid, 28049 Madrid, España.

³ Kepler Ingeniería y Ecogestión SL, Burgos España.

⁴ Unidad de Agua, Aire y Suelo, Eurecat - Centro Tecnológico de Cataluña, Manresa, España.

*rafael.anton@uam.es, +34 91 497 23 65

RESUMEN

El proyecto MySOIL (LIFE20 ENV/ES/000416) se centra en la promoción de la micorremediación, una tecnología emergente de biorremediación, para abordar la contaminación del suelo causada por hidrocarburos totales de petróleo (TPH). La micorremediación es un tipo de técnica de bioaumentación, que se basa en biopilas estáticas donde se añade un sustrato orgánico con inóculo fúngico. El consorcio formado por ocho entidades de cinco países europeos (España, Francia, Italia, Bélgica y Alemania) tiene como objetivo evaluar la eficiencia de la tecnología en diversos suelos, climas y bajo diferentes aproximaciones. Biopilas piloto (50 m³) se están actualmente operando en tres países, monitoreando parámetros como características del suelo, concentraciones de contaminantes y ecotoxicidad.

Este estudio se centra en los resultados obtenidos para el ensayo de mesocosmos en España, realizado en micorreosmos de 0,4 m³. Los tratamientos que incluían sustratos agotados de *Agaricus bisporus* y *Pleurotus ostreatus* mostraron una eliminación significativamente mayor de TPH en comparación con los no inoculados alcanzando un 70% en algunas fracciones. Aunque la colonización del suelo por hongos no fue elevada, la interacción entre la microbiota del sustrato y la autóctona del suelo fue crucial en la biodegradación de los hidrocarburos. Fue destacable la eficacia de los sustratos post-cultivo de hongos para la degradación de cadenas alifáticas y aromáticas específicas según su longitud de carbonos. Estos resultados influyen en el proceso de escalado tecnológico presentado mediante un modelo de utilidad, donde se busca mejorar las condiciones de la micorremediación para optimizar el proceso a mayor escala y seguir su evolución detalladamente.

Palabras clave: suelo, contaminantes orgánicos, sustrato agotado de hongos, biorremediación, mesocosmos.

INTRODUCCIÓN

La contaminación del suelo en Europa presenta una seria amenaza para la salud de los ecosistemas terrestres, con aproximadamente 2,8 millones de sitios potencialmente contaminados, de los cuales 650.000 requieren remediación, con solo el 15% tratado hasta la fecha (Panagos *et al.* 2022). Estimaciones recientes sugieren que el aceite mineral y los hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP), equivalentes a los hidrocarburos totales de petróleo (TPH), constituyen alrededor del 35% de los contaminantes presentes en los suelos europeos. Las tecnologías de remediación disponibles para abordar la contaminación orgánica del suelo en la Unión Europea (UE) incluyen vertederos (promedio del 30%), desorción térmica (DT) (promedio del 50%), y biorremediación convencional (5-40%). Los vertederos y la desorción térmica, aunque eficaces, tienen altos costes y consumen mucha energía, con emisiones considerables de gases de efecto invernadero. Por el contrario, la biorremediación, que se puede llevar a cabo in situ mediante biopilas, es más respetuosa con el medio ambiente, pero su eficiencia de eliminación de TPH con mayores pesos moleculares es limitada en comparación con la desorción térmica (Choi *et al.* 2020).

El proyecto MySOIL se centra en impulsar el uso de una tecnología emergente de biorremediación, el 'biopiling' con inóculos fúngicos específicos (micorremediación), que combina los beneficios económicos y ambientales de la biorremediación convencional con una eficiencia de eliminación de TPH similar a la desorción térmica. Este enfoque busca reducir la energía requerida, las emisiones de gases de efecto invernadero y promover la valorización de residuos agrícolas, como el sustrato agotado de hongos (SMS). A pesar de la abundancia de estudios a escala de laboratorio y algunas experiencias a escala piloto, para la micorremediación aún existen desafíos en su transferencia a gran escala para su comercialización (Antón-Herrero *et al.* 2023). El objetivo principal de este trabajo es demostrar la viabilidad de la micorremediación a escala piloto para la eliminación de TPH, obteniendo conocimientos sobre las condiciones necesarias para un tratamiento adecuado, rentable y sostenible a gran escala.

MATERIALES Y MÉTODOS

En la Universidad Autónoma de Madrid (España), se construyeron biopilas en un área nivelada dentro de un invernadero de investigación, utilizando contenedores de polietileno de alta densidad como micorreacores de 0,4 m³. Cada contenedor se equipó con una rejilla metálica en el fondo para el almacenamiento de lixiviados, protegida con un material geotextil. La aireación se hizo mediante un sistema de extracción de aire conectado a una bomba de vacío, con un filtro para tratar los gases residuales. Se instalaron sondas de medición de humedad, temperatura, conductividad eléctrica y oxígeno a varias alturas sobre las biopilas, con monitoreo remoto de datos. El riego se realizó con aspersores aéreos, complementado con tensiómetros de suelo para controlar la humedad. Durante 6 meses de funcionamiento, se monitorearon parámetros físico-químicos y biológicos.

La bioremediación se realizó sobre un suelo contaminado con TPH (4600 mg/Kg) proveniente de una refinería de Huelva (España), utilizando sustrato agotado de hongos (SMS), recolectados del Centro Tecnológico de Investigación de Hongos de La Rioja (CTICH, La Rioja, España). En su composición existen restos de los micelios de los hongos cultivados y de los componentes constitutivos de sus sustratos de crecimiento. El SMS de *P. ostreatus* se basa en paja de trigo y el de *A. bisporus* en paja de trigo compostada y gallinaza. Estos subproductos agrícolas contienen enzimas de alta actividad (Lim *et al.* 2013) que permiten la remediación. Los diferentes tratamientos se muestran en la Figura 1.

Tratamiento	Composición por capas
S	Suelo contaminado
SA	Suelo + <i>A. bisporus</i> 10% v:v; mezclados
SS	Soil + sustrato de <i>A. bisporus</i> pre-inoculado 10% v:v mezclados
SAP	Capa SA – <i>P. Ostreatus</i> – Capa



Figura 1. Descripción de los tratamientos utilizados en el ensayo.

Durante los muestreos se tomaron 9 submuestras de cada micorreactor con una sonda Edelman combinándolas para obtener la muestra compuesta. El análisis de TPH se realizó mediante GC-FID después de su extracción con microondas (Jiménez *et al.*, 2014). Adicionalmente en el suelo de cada tratamiento se analizó la diversidad bacteriana y fúngica. El ADN total se extrajo con el kit FastDNA SPIN para suelo (MP Biomedicals) y se realizó la secuenciación del amplicón del gen del ARN ribosómico 16S (ARNr 16S) y de la región del espaciador transcrito interno (ITS) del ARN ribosómico 18S utilizando un Illumina Miseq 2 × 300. Las lecturas se cargaron en el servidor BaseSpace (Illumina).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

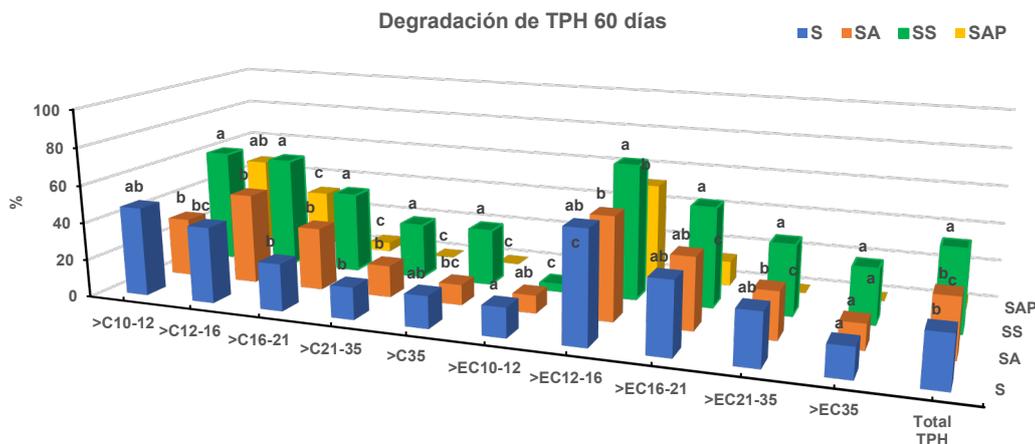


Figura 2. Porcentaje de degradación de los hidrocarburos totales de petróleo para los tratamientos S (suelo contaminado sin enmendar), SA (suelo mezclado con *A. bisporus* SMS), SS (suelo mezclado con sustrato sin inocular *A. bisporus*) y SAP (suelo mezclado con *A. bisporus* SMS y una capa intermedia de *P. ostreatus* SMS). Las mismas letras indican falta de diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos ($n = 3$; $p < 0,05$).

A los 60 días se obtuvieron porcentajes de degradación significativamente superiores para el tratamiento SS (Figura 2). SA y S tuvieron resultados mayores de degradación que SAP con los menores valores registrados. De los 4600 mg/kg de TPH iniciales, los valores a los 60 días fueron de 3300, 2700, 2600 y 3200 para S, SA, SS y SAP respectivamente.

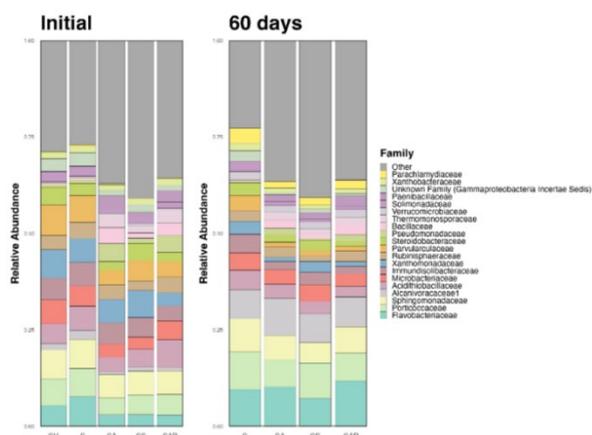


Figura 3. Familias de bacterias encontradas en el ensayo del mesocosmos.

Alcanivoraceae, que es una bacteria autóctona del suelo, aumentó su abundancia relativa especialmente en SA y SAP a los 60 días (Figura 3). Las *Sphingomonadaceae*, que también son *hidrocarbonoclasticas*, mantuvieron una abundancia similar. Las *Flavobacteriaceae* aumentaron su abundancia relativa en todos los tratamientos; y la familia *Porticoccaceae* también desapareció después de 60 días en todas las muestras.

CONCLUSIONES

El modelo de utilidad diseñado para el escalado de la tecnología de biorremediación ha permitido la optimización de la degradación de TPH y el seguimiento detallado de su evolución. El diseño de mesocosmos construido en las instalaciones de la UAM nos permite optimizar y evaluar las condiciones para mejorar la biorremediación en escenarios reales.

Agradecimientos: Este trabajo se ha realizado gracias a la financiación del proyecto MySOIL (LIFE20 ENV/ES/000416). Agradecemos al CTICH por proveer el SMS y al CIEMAT por el análisis de los TPHs.

REFERENCIAS

Antón-Herrero R, Chicca I, García-Delgado C, Crognale S, Lelli D, Gargarello RM, Herrero J, Fischer A, Thannberger L, Eymar E, Petruccioli M, D'Annibale A. 2023. Main Factors Determining the Scale-Up Effectiveness of Mycoremediation for the Decontamination of Aliphatic Hydrocarbons in Soil. *Journal of Fungi* 9(12): 1205. <https://doi.org/10.3390/jof9121205>.

Choi B, Lee S, Jho EH. 2020 Removal of TPH, UCM, PAHs, and Alk-PAHs in oil-contaminated soil by thermal desorption. *Applied Biological Chemistry* 63(1): 83.

<https://doi.org/10.1186/s13765-020-00569-z>.

Jiménez OP, Pérez Pastor RM, Escolano Segovia O. 2014. An analytical method for quantifying petroleum hydrocarbon fractions in soils, and its associated uncertainties. *Analytical Methods* 6(15): 5527–5536. <https://doi.org/10.1039/c4ay00097h>.

Lim S-H, Lee Y-H, Kang H-W. 2013. Efficient Recovery of Lignocellulolytic Enzymes of Spent Mushroom Compost from Oyster Mushrooms, *Pleurotus* spp., and Potential Use in Dye Decolorization, *Mycobiology*, 41(4): 214–220. <https://doi.org/10.5941/MYCO.2013.41.4.214>.

Panagos P, Montanarella L, Barbero M, Schneegans A, Aguglia L, Jones A. 2022. Soil priorities in the European Union. *Geoderma Regional*, 29: e00510.

<https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2022.e00510>.

BIOTRANSFORMACIÓN DE POLIURETANO EN SUELO: INDUCCIÓN DE FERTILIDAD

José María Orts^{1,*}, Manuel Tejada², Isidoro Gómez-Parrales², Juan Parrado^{1*},

¹ Departamento de Bioquímica y Biología Molecular, Facultad de Farmacia, Universidad de Sevilla, C/Prof. García González 2, 41012 Sevilla, España.

² Grupo de Investigación Edafología Ambiental, Departamento de Cristalografía, Mineralogía y Química Agrícola, E.T.S.I.A. Universidad de Sevilla, 41004 Sevilla, España

*J. Parrado (parrado@us.es); J.M. Orts (jorts1@us.es)

RESUMEN

El poliuretano (PU) es un tipo de polímero plástico no biodegradable que presenta una gran durabilidad en el medio ambiente, limitándose su reciclaje a acumulación en vertederos, incineración o reciclaje químico. Nuestro grupo ha desarrollado un novedoso proceso de reciclaje químico que produce la total despolimerización del PU en agua mediante una reacción de ozonólisis, que no emite gases de efecto invernadero y que solo necesita energía eléctrica renovable y agua que es reciclada y reutilizada para el desarrollo del proceso. El PU es convertido en un extracto soluble acuoso (OLE), compuesto de moléculas de pequeño peso molecular (<600 Da) rico en carbono y nitrógeno, procedentes de la rotura de la cadena polimérica del PU. El suelo es utilizado como una herramienta de conversión del OLE, utilizando el potencial catabólico de los microorganismos presentes en el suelo, los cuales procederán a la biotransformación de dichas moléculas en biomasa microbiana. Bacterias pertenecientes al género *Bacillus* (*B. siamensis*, *B. amyloliquefaciens*), *Micrococcus* (*M. yunnanensis*), *Corynebacterium* (*C. variabile*), *Rhodococcus* (*R. pyridinivorans*) *Rhodanobacter* o *Rubrobacter*, entre otras, han sido inducidas en suelos por el OLE. Estas, mediante la síntesis de enzimas involucradas en la degradación de polímeros plásticos como cutinasas, esterases, hidrolasas y oxidorreductasas entre otras permiten la bioconversión de las moléculas en azúcares, proteínas y ácidos grasos. Una última consecuencia es el incremento de la fertilidad del suelo, por la inducción de actividad microbiana y cambio en su microbioma, ya que OLE conduce a un selectivo enriquecimiento en bacterias Promotoras del Crecimiento Vegetal o biofertilizantes (PGPb) que favorecen la biotransformación del extracto.

Palabras clave: Poliuretano, PGPb, Biotransformación, Fertilidad suelo.

INTRODUCCIÓN

El poliuretano (PU) es un tipo de polímero plástico que está formado por una cadena larga y lineal, compuesta por la unión de numerosos enlaces de uretano, los cuales son sintetizados a partir de la reacción entre un diisocianato ($R-N=C=O$) y un poliol ($R'-OH$) (1). Esta cadena tiene un alto contenido de carbono y nitrógeno (57,39% y 4,70% respectivamente), las cuales podrían ser una fuente de energía para la vida, sin embargo, el PU se caracteriza por su difícil degradación física, química y biológica, limitándose su reciclaje a acumulación en vertederos, procesos químicos contaminantes o incineración. Nuestro grupo de investigación (AGR212, Universidad de Sevilla) ha desarrollado un proceso químico innovador (patente 2024-0038), el cual produce la total despolimerización oxidativa mediante ataque oxidativo (ozonólisis) de la espuma de poliuretano, provocando que las moléculas se descompongan en agua, las cuales sirven como fuente de energía para microorganismos y plantas de interés humano. En el presente estudio se ha usado el extracto OLE como un nuevo biostimulante en suelos que permite un aumento de fertilidad en los mismos, incrementando poblaciones bacterianas, las cuales provocan cambios metabólicos del extracto.

MATERIALES Y MÉTODOS

Despolimerización del PoliUretano

La despolimerización de espumas PoliUretano (PU) (Patente 2024-0038) tipo poliéter (Basadas en ToluenDilsocianato) se ha realizado mediante un proceso de ozonólisis en un reactor químico en atmósfera inerte en agua con control de temperatura (25 °C) y agitación (500 rpm) donde se inyecta ozono gaseoso hasta saturación, producido con un sistema comercial mediante una lámpara dieléctrica hasta su completa despolimerización en agua (Extracto OLE). El extracto OLE se caracterizó mediante diferentes técnicas analíticas como LC-MS, ATR-FTIR y análisis elemental con el fin de determinar su composición química para su posterior valorización mediante el crecimiento de bacterias con capacidad biofertilizante.

Diseño experimental

Se estudió el efecto de bioestimulación microbiana en suelos del extracto OLE, este fue liofilizado y aplicado en suelos para tener una concentración final de 2; 1 y 0,5% (peso/peso). Se utilizó un suelo clasificado como Regosol Arénico Calcárico previamente caracterizado (2) y se estableció un diseño experimental acorde a (3). Se tomaron muestras de suelos los días 0, 30, y 60 para su posterior análisis.

Extracción de ADN del suelo y secuenciación Illumina MiSeq

El ADN genómico total se extrajo de muestras de suelo utilizando el kit de aislamiento de E.Z.N.A.® Soil DNA Kit (Omega Bio-tek). El ADN se resuspendió en un volumen final de 50 µl. Para la preparación de la biblioteca, las regiones hipervariables V3-V4 del gen bacteriano 16S rRNA se amplificaron utilizando el par de cebadores Bakt 341F y Bakt 805R (Herlemann et al., 2011) como cebadores Forward y Reverse. Las secuencias obtenidas fueron estudiadas mediante análisis bioinformáticos usando Qiime2.

Cromatografía de fase reversa

La cromatografía líquida se realizó usando una columna de separación de fase reversa Zorbax-C18 4.6 x 250 mm usando Metanol al 50% en gradiente isocrático con un flujo de mL*min⁻¹.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Este proceso químico (ozonólisis) permite obtener un subproducto (extracto de OLE) compuesto por moléculas de bajo peso molecular (<600 Daltons), las cuales se generan a partir de la descomposición de la molécula de PU. Algunas de estas moléculas derivan de polioles e isocianatos que conforman el PU, los cuales sufren un proceso de descarboxilación, como el Polypropylene Glycol (PPG) n4-7 (4) o la dietanolamina (5).

Estas moléculas pequeñas son susceptibles de ser metabolizadas por microorganismos, como la dietanolamina o epsilon-caprolactona, que se utilizan comúnmente en la fabricación de espumas de PU. Los microorganismos pueden utilizar estas moléculas como su única fuente de carbono y nitrógeno para producir biomasa bacteriana, sin embargo, existen moléculas derivadas de polioles, como el PPG que pueden tener un efecto tóxico sobre los microorganismos. El extracto OLE muestra, según estudios en fase de experimentación, un potencial uso como producto biostimulante y/o biofertilizante debido a que bacterias como *R. pyridinivorans* o *B. siamensis* son capaces de usar las moléculas presentes en el extracto como fuente de energía, convirtiéndolas en azúcares, péptidos, proteínas y ácidos grasos, así como en multitud de enzimas de interés industrial como cutinasas, esterases, proteasas, etc. que están involucradas en la degradación del PET.

La interacción suelo-microbioma juega un papel fundamental en la biorremediación de compuestos tóxicos y/o recalcitrantes como los pesticidas o metales pesados (Tejada et al. 2022b), produciendo la bioconversión de las moléculas químicas o inorgánicas presentes en los distintos compuestos en biomoléculas como azúcares, proteínas, grasas, etc. Es por ello que generalmente se usan los suelos para la biotransformación de compuestos recalcitrantes. Se observó que, a final del experimento, la composición taxonómica del extracto OLE (1%) fue diferente al control, observándose que, en el tratamiento, la familia más abundante fue *Micrococcaceae* (21,21%), seguido de *Sphingomonadaceae* (6,49%), *Rubrobacteriaceae* (4,88%) y *Nocardioideaceae* (4,15%). Sin embargo, en el control a final del tratamiento, la familia con mayor abundancia es *Sphingomonadaceae* (8,33%), *Rubrobacteriaceae* (7,21%), *Nocardioideaceae* (2,41%) y *Micrococcaceae* (1,21%) (Fig. 1A). En el caso del tratamiento, en las familias más abundantes podemos encontrar géneros que están involucrados en la degradación de diferentes polímeros plásticos como *Rhodococcus* (*Nocardioideaceae*) o *Micrococcus* (*Micrococcaceae*). Estos microorganismos producirían una biotransformación del extracto OLE (Fig. 1B), disminuyendo la intensidad de los picos 2-7 e incluso reteniéndose en distintos tiempos tras el análisis de cromatografía líquida, siendo estos cambios más notables al final del tratamiento. Es por tanto que los suelos actuarían como sistemas de bioconversión de las moléculas obtenidas tras la total despolimerización del PU, generando así un nuevo proceso de economía circular donde se revaloriza un producto con una alta recalcitrancia.

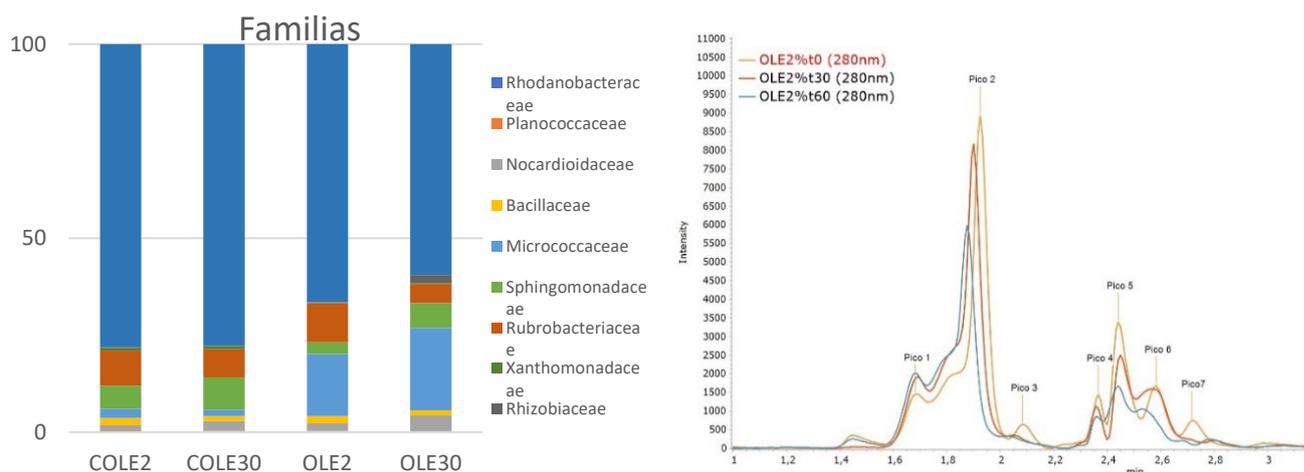


Figura 1. A) Composición de la comunidad bacteriana a nivel de familia. B) Cromatografía líquida fase reversa.

CONCLUSIONES

Los suelos actúan como un sistema de bioconversión de las moléculas presentes en el extracto procedente del nuevo proceso de despolimerización del poliuretano, variando las poblaciones microbianas presentes en el suelo, las cuales producirían una transformación de dichas moléculas químicas en biomoléculas como azúcares, proteínas o ácidos grasos, entre otros, siendo además estos microorganismos de interés por sus propiedades biofertilizantes.

REFERENCIAS

Gamerith C, Herrero Acero E, Pellis A, et al. 2016 Improving enzymatic polyurethane hydrolysis by tuning enzyme sorption. *Polym Degrad Stab.*;132:69–77.

Tejada M, Macias-Benitez S, Caballero P, et al. 2022 Bioremediation of an oxyfluorfen-polluted soil using biostimulants obtained by fermentation processes: Effect on biological properties. *Appl Soil Ecol.*;170

Rodríguez-Morgado B, Jiménez PC, Moral MT, Rubio JP. 2017. Effect of l-lactic acid from whey wastes on enzyme activities and bacterial diversity of soil. *Biol Fertil Soils*53(4): 389–96.

Zhang Y, Qi Y, Zhang Z. 2016. Synthesis of PPG-TDI-BDO polyurethane and the influence of hard segment content on its structure and antifouling properties. *Prog Org Coatings* 97: 115–21.

Karlsson D, Dahlin J, Skarping G, Dalene M. 2002 Determination of isocyanates, aminoisocyanates and amines in air formed during the thermal degradation of polyurethane. *J Environ Monit* 4(2): 216–22.

Mali H, Shah C, et al. 2023 Organophosphate pesticides an emerging environmental contaminant: Pollution, toxicity, bioremediation progress, and remaining challenges. *J Environ Sci.* 127: 234–50.

Tejada M, Macias-Benitez S, Caballero P, Gómez I, Paneque P, Parrado J. 2022 Bioremediation of an oxyfluorfen-polluted soil using biostimulants obtained by fermentation processes: Effect on biological properties. *Appl Soil Ecol.*;170

NANO-FITORREMEDIACIÓN DE UN SUELO MINERO CONTAMINADO POR ARSÉNICO Y MERCURIO A ESCALA PILOTO MEDIANTE NANOPARTÍCULAS DE HIERRO CERO-VALENTE Y *BETULA PUBESCENS*

Salvador Sánchez^{1,2,*}, Aida González^{1,2}, José Luis R. Gallego¹, María Antonia López-Antón³,
Diego Baragaño³

¹Grupo de investigación BIOGEOAMB e INDUROT (Instituto de Recursos Naturales y Ordenación del Territorio),
Universidad de Oviedo, Campus de Mieres, 33600 – Mieres (Asturias)

²Departamento de Biología de Organismos y Sistemas, Área de Fisiología Vegetal, Universidad de Oviedo,
Campus del Cristo, 33006 – Oviedo (Asturias)

³Instituto de Ciencia y Tecnología del Carbono, INCAR-CSIC, Francisco Pintado Fe, 26, 33011 – Oviedo
(Asturias)

*sanchezsalvador@uniovi.es – Departamento de Biología de Organismos y Sistemas, Área de Fisiología Vegetal,
Universidad de Oviedo, Campus del Cristo, 33006 – Oviedo (Asturias)

RESUMEN

Las nanopartículas de hierro cero-valente (nZVI) han generado gran interés debido a su efectividad en la remediación de suelos contaminados. Sin embargo, se ha prestado escasa atención a su impacto en la vegetación, especialmente en combinación con la técnica de fitorremediación. En este contexto, se realizó un estudio en dos fases. Primero, se evaluó, en invernadero, el efecto del arsénico y mercurio presente en un suelo minero tratado con nZVI y/o compost de lodos de depuradora sobre el crecimiento y desarrollo de *Betula pubescens* cultivada. Posteriormente, se implementó el mejor tratamiento obtenido sobre una parcela experimental *in situ* para evaluar los resultados a largo plazo y bajo condiciones reales. Además de estudiar parámetros relacionados con el crecimiento y el estrés oxidativo en plantas, se determinó la especiación de ambos contaminantes en el suelo mediante extracciones secuenciales y se profundizó en el mecanismo de inmovilización del Hg mediante desorción térmica programada (Hg-TPD).

La aplicación de nZVI incrementó el crecimiento del abedul en invernadero, aunque, en condiciones de campo, las diferencias se observaron principalmente en una mayor proliferación y biomasa del sistema radical y una reducción del estrés oxidativo, debido a la inmovilización de los contaminantes en el suelo. La adición de compost en invernadero mostró una mayor bioacumulación de los contaminantes y deterioro de las plantas, por lo que no se empleó en campo. Estos resultados indican que la aplicación de nZVI ofrece una vía prometedora para la fitoestabilización del suelo, y la recuperación de emplazamientos altamente contaminados por metal(oid)es.

PALABRAS CLAVE: Contaminación de suelos, fitorremediación, arsénico, mercurio, nanopartículas de hierro cero-valente

INTRODUCCIÓN

La actividad minera e industrial española de las pasadas décadas ha dejado, tras su abandono, elevadas cantidades de metal(oid)es pesados que afectan a los suelos y la vegetación de sus proximidades. Concretamente, en Asturias, la extracción de mercurio (Hg) fue significativa durante la segunda mitad del siglo XX, y la ausencia de mecanismos de gestión y control para remediar estos suelos al cese de su actividad ha ocasionado situaciones de contaminación por arsénico (As) y Hg, que afectan a la calidad de los mismos (Fernández et al. 2020). Esta contaminación puede representar una amenaza significativa para la salud,

dado que estos metal(oid)es pueden incorporarse en la cadena trófica a través de su absorción y acumulación en las plantas. Desde hace algo más de una década, se han estado investigando métodos de recuperación de suelos más sostenibles que los tradicionales, sobre todo aquellas soluciones basadas en la naturaleza (SBN), como puede ser la técnica de fitoestabilización, la cual se basa en el empleo de especies vegetales con la capacidad de adsorber y acumular contaminantes del suelo en sus raíces, estabilizando los contaminantes en el suelo y aportando a la vez materia orgánica y nutrientes al suelo (Jacob et al. 2018). En la actualidad, se busca mejorar la eficacia de las técnicas de fitorremediación mediante la combinación con otras estrategias, como puede ser la aplicación de diferentes enmiendas que interaccionan con los contaminantes del suelo. Algunas de estas enmiendas que tienen un gran interés en la actualidad son los nanomateriales, gracias a su alta reactividad y su pequeño tamaño (Baragaño et al. 2022). En este contexto, se ha ensayado la adición de nanopartículas de hierro cero valente (nZVI) y un compost de lodos de depuradora, a un suelo minero altamente contaminado con As y Hg y se ha estudiado su efecto sobre el abedul.

MATERIALES Y MÉTODOS

En este estudio, se han realizado dos fases experimentales: un primer ensayo a escala de invernadero y un ensayo a escala piloto en una parcela *in situ* en el propio emplazamiento contaminado. El sitio de estudio se localiza en la antigua instalación minera de La Soterraña, dedicada a la extracción y tratamiento del mineral de mercurio. En las inmediaciones del emplazamiento, se encuentran dos escombreras que presentan suelos con concentraciones de As y Hg muy elevadas (Fernández et al. 2020).

En el primer ensayo, se utilizó suelo procedente de una de las escombreras, con el objetivo de elaborar un ensayo en invernadero. Para ello, el suelo fue homogeneizado y tamizado a 2 mm. Con respecto a las enmiendas empleadas, se utilizó compost elaborado a partir de lodos de depuradora y nZVI, a diferentes concentraciones (10 y 20% de compost y 1 y 2% de nZVI) y tanto de forma individual como combinada. Finalmente se rellenó cada maceta con 1 kg de suelo de los diferentes tratamientos. *Betula pubescens* (abedul) fue la especie vegetal utilizada en el ensayo de fitoestabilización, debido a su conocida tolerancia y resistencia a suelos altamente contaminados con metal(oid)es (Fernández-Fuego et al. 2017).

Tras el ensayo en invernadero, el siguiente paso fue la realización de una parcela experimental *in situ* en una de las escombreras de la instalación minera. Se probó el mejor tratamiento obtenido en invernadero en una parcela de 2 x 2 m en las que se dispusieron 9 abedules a una distancia de 50 cm entre ellos. Se ensayó un tratamiento control (suelo sin enmienda) y otro tratamiento con las nZVI. Tanto en campo como en invernadero para evaluar la influencia de las enmiendas en el sistema suelo-planta, se determinó la concentración total de As mediante Espectrometría de Masas con Plasma Acoplado Inductivamente (ICP-MS), mientras que la de Hg se determinó mediante un analizador específico para mercurio AMA 254 (AMA). El pH y conductividad eléctrica fueron determinados mediante la sonda para pH y conductividad eléctrica Metler Toledo. Por otro lado, se determinó la especiación de As en el suelo mediante su extracción secuencial específica (Wenzel et al. 2001). De forma análoga, se determinó la especiación de Hg en el suelo según la extracción secuencial establecida por la Agencia de Protección del Medio Ambiente de EEUU (USEPA, 2014). Para completar el estudio de especiación de Hg, se realizó la identificación de las especies de Hg presentes en el suelo utilizando la técnica de desorción térmica programada, previamente descrita por Rumayor et al. (2015). Por último, en las plantas se realizaron análisis de biomasa, acumulación de metal(oid)es mediante ICP-MS/AMA y análisis de estrés oxidativo.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La caracterización del suelo mostró un pH neutro, y concentraciones de As y Hg 10 veces superiores a las establecidas por la legislación del Principado de Asturias para un suelo industrial (BOPA 2014) (200 y 100 mg kg⁻¹, respectivamente), con una concentración de metal(oid)es disponibles mínima del 0,1%, por lo que la remediación de este suelo era necesaria.

En el ensayo de invernadero, se observó que la adición y combinación de enmiendas permitió reducir la disponibilidad de As en el suelo, siendo los tratamientos con nZVI los que mostraron mejores resultados. Este efecto ya ha sido demostrado en trabajos anteriores (Baragaño et al. 2022), reportando que la oxidación de las nZVI en el suelo da lugar a la formación de óxidos de Fe que son capaces de fijar el As. Además, según la extracción secuencial se observó que la mayoría del As en el suelo se encontraba asociada a la fracción asociada a los óxidos de Fe o Al (alrededor del 50%). En el caso de la disponibilidad de Hg en el suelo, la extracción secuencial mostró, al igual que en el caso del As, una reducción en la concentración de Hg disponible, de forma análoga a trabajos previos (Janeiro et al. 2021, Baragaño et al. 2022). Cuando se añadió el compost, la disponibilidad del As se vio reducida en comparación con el suelo sin tratar, aunque en comparación con la adición de nZVI en solitario o en combinación con el compost, se mostró una mayor disponibilidad de los contaminantes, lo cual está en concordancia con los resultados de Lebrun et al. (2019), donde la aplicación de compost al suelo provocó un aumento en la disponibilidad de metal(oid)es pesados.

Por otro lado, la adición de nZVI supuso una mejora en el crecimiento y un aumento en la producción de biomasa (de al menos el 35% del peso seco tras su cultivo) en las plantas, debido principalmente a la inmovilización de los metal(oid)es por parte de las nZVI (Baragaño et al. 2022). A la dosis más baja, se observó un aumento en el crecimiento de la parte aérea de la planta, mientras que a la dosis del 2%, no solo la parte aérea fue incrementada, sino también la longitud y biomasa de las raíces. Por el contrario, la aplicación del compost de lodos resultó en una disminución de la producción de la biomasa y un deterioro de la parte aérea, probablemente debido a la movilización de los metal(oid)es del suelo y su posterior acumulación en las plantas (Lebrun et al. 2019). Sin embargo, estos efectos fueron paliados tras la aplicación conjunta de ambas enmiendas, compost y nZVI, aunque no se observó una mejora en comparación con la aplicación de las nZVI en solitario.

Con respecto a la acumulación de metal(oid)es en la planta, en todos los tratamientos se dio una mayor acumulación en las raíces que en la parte aérea, disminuyendo en los tratamientos donde se aplicó nZVI en solitario. Este resultado está en concordancia con Baragaño et al. (2022), donde se empleó un suelo contaminado de la misma zona de estudio, aunque con otra especie vegetal (*Medicago sativa*).

Por otro lado, el análisis del estrés oxidativo en los abedules mostró una disminución en los parámetros de estrés cuando se añadió cualquier enmienda en comparación con el suelo sin tratar. Estos resultados concuerdan con los obtenidos previamente por Baragaño et al. (2022). Además de la disminución del estrés oxidativo, se puede observar un aumento en la producción de compuestos antioxidantes, sobre todo en aquellos órganos de la planta donde hubo una mayor acumulación de metal(oid)es.

Tras observar que la aplicación de nZVI era suficiente para alcanzar la remediación del suelo y promover el crecimiento de las plantas, la aplicación de nZVI al 1% fue llevada a cabo en la parcela experimental *in situ*. En este ensayo en campo, se pudieron observar resultados semejantes a los obtenidos en invernadero, como la reducción de la disponibilidad de As y Hg en suelo, el aumento de la biomasa de los abedules en el tratamiento con nZVI, sobre todo

un mayor desarrollo radical, así como la reducción de la acumulación de metal(oid)es y del estrés oxidativo en los diferentes órganos vegetales.

CONCLUSIONES

La recuperación de suelos mineros tras la aplicación de nanopartículas de hierro-cero valente permite reducir la disponibilidad de As y Hg. Este efecto favorece por tanto la reducción del estrés oxidativo y producción de compuestos antioxidantes en la planta, fomentando el crecimiento y producción de biomasa sobre todo en la parte radical del abedul. Con este trabajo se pone en valor la viabilidad técnica y económica de estas enmiendas que pueden utilizarse como enmiendas en combinación con técnicas de fitorremediación para recuperar suelos mineros, promoviendo la revegetación de estas zonas.

REFERENCIAS

Baragaño D, Forján R, Álvarez N, Gallego JR, González A. 2022. Zero valent iron nanoparticles and organic fertilizer assisted phytoremediation in a mining soil: arsenic and mercury accumulation and effects on the antioxidative system of *Medicago Sativa* L. J. Hazard. Mater. 433: 128748.

BOPA. 2014. Resolución de 20 de marzo de 2014, de la Conserjería de Fomento, Ordenación del Territorio y Medio Ambiente, por la que se establecen los Niveles Genéricos de Referencia para metales pesados en Suelos del Principado de Asturias. BOPA (Boletín Oficial del Principado de Asturias) 91: 1-3.

Fernández B, Lara LM, Menéndez-Aguado JM, Ayala J., García-González N, Salgado L, Colina A, Gallego JR. 2020. A multi-faceted, environmental forensic characterization of a paradigmatic brownfield polluted by hazardous waste containing hg, as, PAHs and dioxins. Sci. Total Environ. 726: 138546):1-12.

Fernández-Fuego D, Keunen E, Cuypers A, Bertrand A, González A. 2017. Mycorrhization protects *Betula pubescens* Ehr. From metal-induced oxidative stress increasing its tolerance to grow in an industrial polluted soil. J. Hazard. Mater. 336: 119-127.

Jacob MJ, Karthik C, Ganesh R, Kumar SS, Prabakar D, Kadirvelu K, Pugazhendhi A. 2018. Biological approaches to tackle heavy metal pollution: A survey of literature. J. Environ. Manage. 217: 56-70.

Janeiro-Tato I, López-Antón MA, Baragaño D, Antuña-Nieto C, Rodríguez E, Peláez AI, Gallego JR, Martínez-Tarazona MR. 2021. Immobilization of mercury in contaminated soils through the use of new carbon foam amendments. Environmental Sciences. Europe 33 (1).

Lebrun M, Miard F, Nandillon R, Scippa GS, Bourgerie S, Morabito D. 2019. Biochar effect associated with compost and iron to promote Pb and As soil stabilization and *Salix viminalis* L. growth. Chemosphere. 22: 810-822.

Rumayor M, López-Antón MA, Díaz-Somoano M, Martínez-Tarazona MR. 2015. A new approach to mercury speciation in solids using a thermal desorption technique. Fuel 160 (15): 525-530.

USEPA. 2014. Method 3200: Mercury Species Fractionation and Quantification by Microwave Assisted Extraction, Selective Solvent Extraction and/or Solid Phase Extraction.

Wenzel WW, Kirchbaumer N, Prohaska T, Stingeder G, Lombi E, Adriano DC. 2001. Arsenic fractionation in soils using an improved sequential extraction procedure. Analytica Chimica Acta. 436: 309-323.

APLICACIÓN DE TÉCNICAS CONJUNTAS LABORATORIO E IN-SITU (PXRF) PARA DETERMINAR LA CALIDAD DE LOS SUELOS EN ÁREAS DEGRADADAS POR ACTIVIDADES MINERAS: INVENTARIO MINERO AMBIENTAL DE LA JUNTA DE ANDALUCÍA

Sara Godoy del Olmo^{1*}, Justine Elias²

¹ENVISUELOS – Coworking La Fábrica, Gta. De Quevedo, 9, planta 3, 28015 Madrid, España

²ENVISOL – 2 Rue Hector Berlioz, 38110 La Tour-du-Pin, Francia

*s.godoy@envisuelos.es, Coworking La Fábrica, Gta. De Quevedo, 9, planta 3, 28015 Madrid, España

RESUMEN

La caracterización de suelos a escala de un territorio requiere la aplicación de técnicas de adquisición de datos rápidas y a coste reducido, las cuales permitan multiplicar la información de partida. Esta debe ser además representativa y de calidad para que pueda formar parte en la construcción de herramientas de apoyo para la toma de decisiones.

Los datos semicuantitativos obtenidos con ayuda del pXRF, su interpretación y aplicación resultan clave en numerosas etapas de caracterización de un suelo, ya sea para obtener información en tiempo real y, por tanto, usarse como herramienta en la estrategia de investigación en campo o de envío de muestras a laboratorio, como a nivel de tratamiento de datos, ya que aportan una valiosa información complementaria para determinar la calidad de un suelo. Además, gracias a los nuevos algoritmos de tratamiento de datos hoy en día es posible incorporar una mayor cantidad de información y aumentar así la precisión de los modelos de predicción de la contaminación, especialmente en medios heterogéneos o a gran escala.

Gracias a un tratamiento de datos multicriterio, se ha combinado la información analítica del pXRF con otras variables medioambientales recopiladas a lo largo del inventario, para definir zonas de actuación prioritaria en función de los niveles de afección obtenidos. Este análisis multivariable ha permitido realizar una evaluación del pasivo medioambiental asociado a la actividad minera en Andalucía y constituye una primera herramienta de ayuda a la decisión para una mejor planificación de las actuaciones de rehabilitación en zonas degradadas.

PALABRAS CLAVE: pXRF, inventario, metales, recuperación de suelos, herramienta ayuda a la decisión.

INTRODUCCIÓN

En el marco del proyecto de inventario minero ambiental de la Junta de Andalucía se han realizado más de 10.000 análisis pXRF en 3.600 explotaciones mineras repartidas por el conjunto del territorio y, por tanto, de distinta naturaleza. Con el objetivo de obtener resultados representativos se han puesto en marcha protocolos específicos de preparación de muestras en base a los distintos tipos de matriz analizada (suelos, rocas, lodos).

Las medidas realizadas con ayuda del pXRF no corresponden a valores absolutos equiparables a los obtenidos en el laboratorio, sino que necesitan una corrección para una interpretación adecuada. Los resultados obtenidos mediante esta técnica analítica deben por tanto corregirse mediante la realización de análisis comunes en laboratorio externo mediante la técnica ICP-MS (Espectrometría de Masas con Plasma Acoplado Inductivamente). Para ello, un 20% de las muestras tomadas en campo se han analizado simultáneamente con el pXRF y en un laboratorio acreditado, con el objetivo de estudiar las correlaciones obtenidas

entre ambos métodos analíticos. El total de muestras analizadas tanto con ayuda del pXRF como en laboratorio, en función del tipo de matriz sólida analizada se presenta en la Tabla 1.

Tabla 1. Recuento de muestras totales analizadas y por tipo de matriz sólida

MUESTRAS	LABORATORIO	pXRF
TOTAL MATRICES SOLIDAS	2108	9987
SUBTOTAL SUELOS	1419	6163
SUBTOTAL ROCAS	638	3702
SUBTOTAL LODOS	51	126

Los análisis XRF han permitido obtener concentraciones de los siguientes elementos: Mg, **Al**, Si, P, S, K, Ca, Ti, **V, Cr**, Mn, Fe, **Co, Ni, Cu, Zn, As, Se**, Rb, Sr, Y, Zr, Nb, **Mo**, Ag, **Cd**, Sn, Sb, W, **Hg, Pb**, Bi, Th, U. Se indican en **negrita** aquellos que han sido objeto de un análisis exhaustivo a lo largo del proyecto.

MATERIALES Y MÉTODOS

La presente comunicación se centra en torno a los procedimientos y resultados obtenidos mediante el pXRF en estación de medida, es decir, instalado en un laboratorio de recepción y preparación de muestras, con el objetivo de (1) aumentar el rendimiento y cadencia de análisis, pero también de (2) disminuir las interferencias ligadas principalmente a la humedad y granulometría (Gallhofer and Lottermoser, 2018), y (3) mejorar así la representatividad de los resultados obtenidos.

Teniendo en cuenta el gran número de muestras a analizar, se puso en marcha un protocolo que permitiera la homogeneización del procedimiento, tal y como se muestra en la Figura 1.



Figura 1. Procedimiento implementado para la recepción, preparación y análisis de muestras con el XRF en laboratorio

Estos protocolos de preparación de muestras incluyen las siguientes etapas clave: (1) el tamizado hasta una fracción inferior a 2 mm, (2) el secado de las mismas en caso de presentar un cierto grado de humedad y (3) su homogeneización y cuarteo previo al (4) análisis mediante el dispositivo (Goff et al., 2019).

En cuanto a la matriz roca, se ha realizado sistemáticamente una medida triple, con el objetivo de caracterizar el grado de homogeneidad de la muestra.

Finalmente se ha aplicado un control de calidad para asegurar la rigurosidad del procedimiento. Este ha consistido en la medición de blancos, duplicados y estándares cada 50 muestras y por tipo de matriz analizada.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados de correlación entre ambos métodos analíticos se ilustran por tipo de matriz (suelo (S), roca (R) y lodo (L)). Estos se obtienen mediante regresiones lineales: en el eje de abscisas se representan los resultados analíticos obtenidos en laboratorio (ppm), mientras que en el eje de ordenadas se indican los resultados obtenidos con ayuda del pXRF (%). Los valores inferiores o superiores a los límites de detección del laboratorio o del pXRF no se incluyen en las correlaciones con el objetivo de minimizar el sesgo en el cálculo. Cabe destacar (1) correlaciones excelentes (superiores al 95%) para el Cu, Zn y Ni, (2) muy buenas (entre el 75% y el 90%) para el As, Mo y Pb y (3) medias (en torno al 65%) para el Cr, siendo los coeficientes de correlación pésimos para el V, Hg y Co.

La comparación de los contenidos totales de elementos con los niveles de fondo de suelos se ha simplificado mediante el denominado Índice de Contaminación (IC), obtenido mediante el sumatorio de las fracciones formadas por las concentraciones de los elementos (en masa/masa o µg/g) medidas en los residuos con respecto a los niveles de fondo de los suelos del entorno para todos los elementos considerados (Alberruche et al. 2014). Para la valoración de los resultados obtenidos al aplicar el IC, se emplean gráficas elaboradas a partir de Alberruche et al. (2014) tal y como se ilustra en la *Figura 2*, de la que se obtiene una calificación del potencial del contaminante (desde muy bajo hasta muy alto).

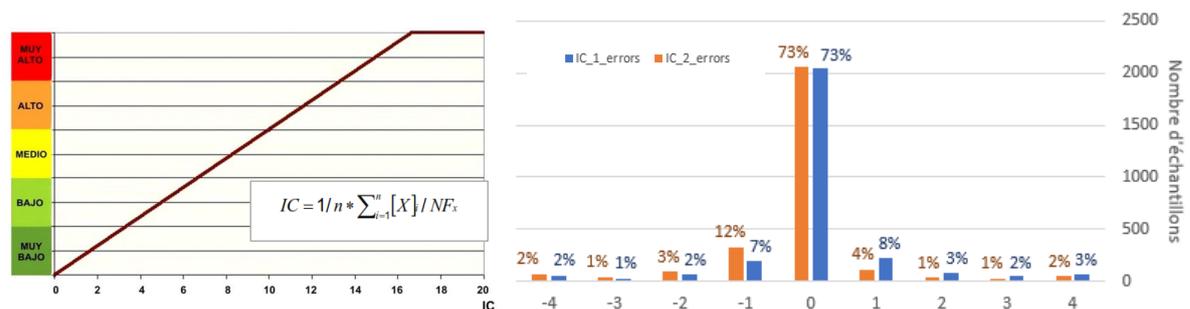


Figura 2. Cálculo de los valores de IC para matrices sólidas (Alberruche et al., 2014) y comparativa de errores entre IC estimados con ayuda del XRF y en laboratorio acreditado

En cuanto a los criterios de referencia para el cálculo de los IC, se han aplicado los Niveles Genéricos de Referencia (NGR) de la Junta de Andalucía establecidos para los metales (Decreto 18/2015, Anexo IV). De manera general, se observa que el arsénico es el elemento que supera un mayor número de veces los valores de referencia (n=919), seguido del plomo (n=508), cromo (n=180), zinc (n=39) y cobre (n=18). Cabe destacar que el conjunto de estos elementos presenta correlaciones medias a excelentes entre ambos métodos analíticos empleados: pXRF y laboratorio acreditado.

Tal y como se muestra en el gráfico de barras de la *Figura 2*. La comparativa de los IC calculados entre análisis obtenidos en laboratorio y con el pXRF muestra que el 90% de los resultados coinciden en categoría (aceptando un error de ±1).

La combinación de estos datos junto con el resto de información cualitativa del inventario (p. ej. afección en el paisaje, porcentaje de rehabilitación de la mina, presencia de espacios naturales, presencia de antiguas instalaciones de explotación a cielo abierto o subterráneas) se ha realizado mediante la aplicación de algoritmos multicriterio de tipo “scoring”, aplicando la fórmula que se indica en la *Figura 3*. En esa misma figura se ilustra cómo la representación de los resultados mediante técnicas cartográficas ha permitido definir y visualizar de manera clara zonas con riesgo no aceptable y, por tanto, definir aquellos derechos mineros que necesitan actuaciones prioritarias de rehabilitación.



Figura 3. Algoritmo de tipo “scoring” y representación cartográfica de los resultados de afección medioambiental

CONCLUSIONES

Los valores de IC han supuesto el único dato cuantitativo de entrada para la valoración de la afección por contaminación en el proyecto de inventario minero ambiental. Por ello, la multiplicación este tipo de información ha sido crucial en el proceso de priorización de las explotaciones con niveles de afección no aceptables y el establecimiento de medidas correctivas.

Se ha demostrado que los protocolos establecidos para minimizar las interferencias hacen posible que el análisis mediante pXRF pueda aplicarse en medios de distinta naturaleza geológica. Por ende, este tipo de información puede ser utilizada en proyectos versátiles y transversales como en campañas geoquímicas, de caracterización de residuos y permite, en general, completar la información sobre la calidad de los suelos especialmente en medios sólidos heterogéneos afectados por la presencia de metales.

REFERENCIAS

Alberruche del Campo E, Arranz González JC, Rodríguez Pacheco R, Vadillo Fernández L, Rodríguez Gómez V, Fernández Naranjo FJ. 2014. Guía simplificada de evaluación de riesgos de instalaciones de residuos de industrias extractivas cerradas o abandonadas. Instituto Geológico y Minero de España-Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Madrid. 318 pp. ISBN: 978-84-7840-934-1.

Decreto 18/2015, BOJA núm. 38 de 25 de Febrero de 2015. Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio, Junta de Andalucía.

Gallhofer D, Lottermoser BG. 2018. The Influence of Spectral Interferences on Critical Element Determination with Portable X-Ray Fluorescence (pXRF). Minerals 8: 320.

Goff K, Schaetzl RJ, Chakraborty S, Weindorf DC, Kasmerchak C, Bettis EA III. 2020. Impact of sample preparation methods for characterizing the geochemistry of soils and sediments by portable X-ray fluorescence. Soil Sci. Soc. Am. J. 84: 131–143

TRATAMIENTOS COMBINADOS PARA LA REMEDIACIÓN DE COMPUESTOS ORGÁNICOS VOLÁTILES CLORADOS COVC EN SUELOS Y AGUAS SUBTERRÁNEAS DE UNA FABRICA DE PRODUCTOS ELECTRÓNICOS

Andrea Bianchini^{*}, Rogier de Waele, Martin Slooijer

GreenSoil Group - Buitendijks 19, 3356 LX Papendrecht, Países Bajos

^{*}a.bianchini@greensoilgroup.com +34 642 70 3545

RESUMEN

En el sitio de una fábrica de productos electrónicos se identificaron contaminaciones de suelos y aguas subterráneas por Compuestos Orgánicos Volátiles clorados (COVc) como PCE, TCE, 1,2-DCE y VC, debido a las actividades del lugar. Para abordar esta contaminación, se implementaron tratamientos combinados con un enfoque en tecnologías biológicas, principalmente la Degradación Reductiva Mejorada (ERD).

Las estrategias de Remediación fueron las siguientes:

- Zona A: Excavación y remediación in situ con ERD lograron los objetivos de remediación en un año.
- Zona B: Instalación de una barrera biológica y un sistema de extracción multifásica (MPE) y ERD dentro del edificio, alcanzando una reducción del 99.5% en los niveles de COVc en el suelo.
- Zona C: Investigación adicional y remediación in situ con ERD, logrando reducciones significativas de los contaminantes en aproximadamente dos años.

En conclusión, la remediación biológica, complementada con otras técnicas, demostró ser efectiva en la reducción de la contaminación por COVc, alcanzando los objetivos en las zonas A y C y mostrando buenos resultados en la zona B. El proyecto destaca la flexibilidad y eficacia de las tecnologías biológicas en condiciones logísticas desafiantes, sin interrumpir las operaciones del sitio.

PALABRAS CLAVE: tratamientos combinados, biorremediación *in-situ*, dechloración reductiva, mejorada o ERD, compuestos clorados, extracción multifásica (MPE)

INTRODUCCIÓN

El suelo y las aguas subterráneas de un emplazamiento de un fabricante de productos electrónicos sufrieron el impacto de Compuestos Orgánicos Volátiles clorados (COVc) debido a las actividades del emplazamiento.

Los COVc como el percloroetileno (PCE), el tricloroetileno (TCE), el 1,2-dicloroetano (1,2-DCE) y el cloruro de vinilo (VC) son sustancias químicas ampliamente utilizadas en diferentes industrias. Estos compuestos son conocidos por su volatilidad y capacidad para contaminar tanto el aire como el agua subterránea, presentando riesgos significativos para la salud humana y el medio ambiente.

Las técnicas biológicas son una parte importante de las estrategias de remediación de compuestos orgánicos volátiles clorados (COVc).

En el emplazamiento en estudio se han identificado tres zonas contaminadas principales: A, B y C. Las zonas A y C están situadas principalmente fuera de los edificios de producción

actuales, mientras que la zona B se encuentra debajo de un edificio en el que hay una zona de producción muy sensible (sala blanca). Las concentraciones máximas y los objetivos de remediación están en la Tabla 1 siguiente.

Tabla 1 – concentraciones máximas de contaminantes en suelos y aguas y objetivos de remediación.

	Suelo	Aguas subterráneas
Volumen	3,600 m ³	150,000 m ³
Profundidad	5 m-bgl	10 m-bgl
Contaminantes		
PCE	1.000 mg/kg	53.000 µg/l
TCE	1.100 mg/kg	190.000 µg/l
1,2 DCE	150 mg/kg	240.000 µg/l
VC	-	4.000 µg/l
Objetivo de remediación (Área A/C - B)		
PCE	17,5-175 mg/kg	1.500 µg/l
TCE	5-50 mg/kg	1.400 µg/l
c-DCE	16,5-165 mg/kg	8.000 µg/l
VC	0,1-1 mg/kg	1.000 µg/l

Dado que se trataba de un emplazamiento huérfano para el cliente, se pidió a Greensoil que desarrollara un plan para llevar a cabo esta remediación de COVc en un plazo razonable, a pesar de las difíciles condiciones logísticas. La estrategia propuesta incluyó tratamientos combinados con el objetivo de utilizar principalmente tecnologías biológicas.

MATERIALES Y MÉTODOS

La estrategia elegida por el cliente fue atacar la fuente de la contaminación primero. Para abordar este concepto, GreenSoil adoptó un enfoque por fases en las 3 zonas contaminadas:

Zona A:

- excavación del área subyacente el foco de contaminación poco profunda
- instalación de un sistema de remediación in-situ para estimular la degradación biológica anaeróbica de los compuestos clorados (Enhanced Reductive Dechlorination-ERD ¹) mediante una combinación de inyecciones direct-push y circulación de aguas subterráneas con dosificación del donante de electrones Dehalo-GS.
- Los valores objetivo de remediación fueron alcanzados en 1 año (2017-2018).

Zona B:

- instalación de una barrera biológica para evitar nuevas migraciones fuera del emplazamiento.
- Investigación para delimitar la fuente de contaminación en el interior del edificio.
- Diseño e Instalación de 2 pozos profundos conectados a 3 drenajes horizontales segmentados colocados a diferentes profundidades para estimular la biodegradación anaeróbica por ERD.
- *extracción multifásica (MPE)* ² hasta 4 m de profundidad, y bioestimulación con la ERD hasta 10 m de profundidad en el interior del edificio operativo (ver Fig. 1 y 2).
- GreenSoil instaló todo el sistema de remediación in situ bajo el edificio cumpliendo con los requisitos del cliente (entorno libre de polvo y vibraciones).



Figura 1 Instalación de pozos en el interior del edificio y restauración del suelo



Figura 2 Planta de MPE y biorremediación

Zona C:

- Investigación adicional (foco de contaminación desconocido) con respecto a la migración de la contaminación que incluía la inspección con cámara del sistema de alcantarillado para identificar nuevas fugas.
- Excavación del suelo contaminado y la ERD in situ.
- Se instaló una red de pozos de inyección entre 2 y 10 m de profundidad para suministrar los nutrientes necesarios en el acuífero poco profundo.
- Los niveles de concentración de los contaminantes se redujeron a decenas de $\mu\text{g/l}$ en unos 2 años.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Durante la remediación, la calidad de las aguas subterráneas fue controlada mediante el muestreo de pozos de monitoreo. En un plazo de 2 años, la remediación de las zonas A y C alcanzó los valores objetivo y se está llevando a cabo un seguimiento posterior. Se han notificado nuevas tendencias a la baja sin que se produzcan repuntes. Hasta la fecha, la biobarrera situada en el límite del emplazamiento ha funcionado con gran eficacia (> 95%). La primera fase de la remediación del Área B mediante MPE funcionó durante 1 año y redujo los niveles iniciales de concentración de COVc en el suelo de >2.100 mg/kg a <2 mg/kg de media (eficiencia de eliminación del 99,5%). La segunda fase del Área B mediante biorremediación está actualmente en funcionamiento y se mostrarán en futuro los últimos resultados.

CONCLUSIONES

El proyecto demuestra la eficacia de la biorremediación en combinación con otras técnicas para tratar una extensa contaminación de suelos y aguas subterráneas por COVc. Dos de las zonas están a punto de completarse y la última sigue en curso, ofreciendo muy buenos resultados, a pesar de que un proyecto de remediación fue evaluado históricamente como imposible de llevar a cabo debido a las condiciones logísticas y la complejidad. Este proyecto demuestra la flexibilidad y el potencial de las tecnologías de base biológica, y que la rehabilitación in situ puede ser una estrategia de éxito que puede aplicarse en condiciones difíciles sin perturbar las operaciones del emplazamiento.

REFERENCIAS

Navfac exwc 2015 "design considerations for enhanced reductive dechlorination" [Internet]. Technical memorandum United States Environmental Protection Agency 1999 "Multi-Phase Extraction: State-of-the-Practice" [Internet] EPA 542-R-99-004

SUELOS ARTIFICIALES PARA LA CLAUSURA DE ESCOMBRERAS DE MINA: PROYECTO PILOTO EN LA MINA DE THARSIS (FAJA PIRÍTICA IBÉRICA)

A. Molinero-García^{1,*}, R. Millán-Becerro¹, V. Asensio², R. Leboreiro², A. Parviainen³, F.J. Martín-Peinado³, J.M. Nieto¹

¹ Departamento de Ciencias de la Tierra y Centro de Investigación en Recursos Naturales Salud y Medioambiente (RENSMA), Universidad de Huelva, Campus "El Carmen", 21071, Huelva, España;

² EDAFOTEC SL, Rúa Colón 26 4º Of. 2, 36201, Vigo, España;

³ Departamento de Edafología y Química Agrícola, Universidad de Granada, Avda. Fuente Nueva s/n, E-18071 Granada, Spain.

*alberto.molinero@dct.uhu.es

RESUMEN

La Faja Pirítica Ibérica (FPI), localizada al suroeste de la Península, encierra el mayor yacimiento de sulfuros masivos del mundo. Su explotación ha expuesto estos minerales (fundamentalmente pirita-FeS₂-) a aguas superficiales y oxígeno, produciendo un lixiviado ácido, con elevadas concentraciones de sulfatos y metal(oide)s, conocido como drenaje ácido de mina (AMD). Los metales liberados se movilizan en el sistema suelo-planta-agua originando un problema ambiental y de salud humana. Las escombreras de minas de la FPI son focos generadores de AMD. Las estrategias más sostenibles para abordar esta problemática actúan sobre su prevención y tratamiento, minimizando la oxidación de los sulfuros metálicos presentes. En este trabajo se presenta una experiencia piloto (parcela de 300 m²) basada en la aplicación de un suelo artificial (Tecnosol) sobre una escombrera en la mina de Tharsis (FPI, Huelva), con el objetivo de frenar la generación de AMD y permitir la revegetación. Con residuos locales y biochar se elaboraron tres capas diferentes para formar el Tecnosol: la primera capa, directamente sobre la escombrera, para favorecer la estabilización química de la pirita y frenar su oxidación; la capa del medio para limitar la infiltración de oxígeno; y la tercera capa, superficial y rica en nutrientes para favorecer el crecimiento de vegetación. La aplicación del Tecnosol disminuyó significativamente la concentración de metales en el agua lixiviada y mejoró las propiedades de la escombrera, estableciéndose como una tecnología eficaz. No obstante, es necesario monitorear el agua lixiviada y la escombrera para verificar su eficacia a largo plazo.

PALABRAS CLAVE: escombreras de minas; drenaje ácido de minas; elementos potencialmente tóxicos; Tecnosoles; revalorización de residuos.

INTRODUCCIÓN

Al suroeste de la Península Ibérica se encuentra el mayor yacimiento de sulfuros masivos del mundo: la Faja Pirítica Ibérica (FPI). Su explotación data desde la Edad de Cobre, siendo muy intensa en los últimos dos siglos. Dicha explotación ha generado alrededor de 200 millones de m³ de residuos ricos en sulfuros (fundamentalmente pirita-FeS₂) (Grande 2016), donde estos minerales han quedado expuestos a su oxidación. Estos residuos, acopiados en superficie, suponen un reto ambiental: 1) en contacto con el agua y el oxígeno producen lixiviados ácidos con altas concentraciones de sulfatos y metal(oide)s, conocidos como drenajes ácidos de mina (AMD), los cuales poseen una alta capacidad para contaminar aguas y suelos, además de afectar a la salud humana (Chen et al. 2022); y 2) presentan características físico-químicas y biológicas inapropiadas para el crecimiento de vegetación y microorganismos (Asensio et al. 2013). En la actualidad, ya se ha abordado con éxito el tratamiento del AMD, neutralizando su acidez y disminuyendo las concentraciones disueltas de metal(oide)s (Macías et al. 2012). Además, el uso de suelos artificiales (Tecnosoles) ha

sido una técnica exitosa para reducir la toxicidad por metal(oide)s en suelos mineros (Paniagua-López et al. 2023). Sin embargo, los residuos mineros continúan generando AMD y sus superficies siguen estando inutilizadas. Este trabajo presenta una experiencia piloto (parcela de 300 m²) donde se aplica un suelo artificial, fabricado a base de residuos locales, directamente sobre una escombrera en la mina de Tharsis (FPI, Huelva). Se pretende evaluar la capacidad de dicho Tecnosol para frenar la generación de lixiviados ácidos y contaminados, así como para corregir las propiedades desfavorables de la escombrera.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se instalaron dos parcelas experimentales en la mina de Tharsis (FPI, Huelva): una control (100 m²) constituida por un metro de residuo de escombrera y otra piloto (300 m²) donde se instaló, sobre el metro de residuo de escombrera, un Tecnosol elaborado por tres capas: capa 1 (20 cm) sobre escombrera, a base de residuos de poda, lodos de EDAR y fábrica de papel, estiércol, residuos de construcción y demolición (RCD) y biochar; capa 2 (10 cm) intermedia, a base de estiércol y lodos de tratamiento de agua potable, de EDAR y de fábrica de papel; y capa 3 (15 cm) final, a base de estiércol, biochar y lodos de EDAR y de fábrica de papel. Las parcelas fueron delimitadas e impermeabilizadas en su base para canalizar sus lixiviados hacia depósitos colectores independientes. Se regaron cada semana con 2 m³ (parcela control) y 6 m³ (parcela piloto) y se monitorearon durante nueve semanas los siguientes parámetros: a) en los lixiviados, concentración de elementos potencialmente tóxicos (PTEs) en las semanas 3, 6 y 9 mediante ICP-AES e ICPMS; b) en los residuos de escombrera (capa única en parcela control y capa bajo Tecnosol en parcela piloto) y sobre la fracción menor a 2mm, se determinó pH, conductividad eléctrica (CE), acidez de cambio, Capacidad de Intercambio Catiónico (CIC), % CO₃Ca equivalente y concentración de PTEs en las semanas 2 y 8. El pH se determinó en extracto de agua (1:2.5, m:V) y la CE en pasta saturada. La acidez de cambio se evaluó mediante extracción con KCl y la CIC mediante tratamiento con acetato amónico y sódico. El % CO₃Ca equivalente mediante volumetría de gases. Los PTEs en los residuos de escombrera fueron determinados por ICP-OES, previa digestión ácida (HNO₃ + HCl). A las capas del Tecnosol se les determinaron las mismas propiedades que a los residuos de escombrera.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los residuos usados para fabricar el Tecnosol mostraron valores de pH cercanos a la neutralidad (7,2–7,5), escasa acidez de cambio, elevados porcentajes de CO₃Ca y alta capacidad de intercambio catiónico (CIC) (Tabla 1). Los residuos de escombrera (parcela control) mostraron valores de pH extremadamente ácidos (2,2–2,4), elevada acidez de cambio, escasos contenidos en CO₃Ca y niveles desfavorables de CIC, resultados similares a los reportados por Caliani et al. (2024) en suelos mineros de Rio Tinto (FPI, Huelva). El uso del Tecnosol sobre la escombrera (parcela piloto) aumentó su pH (pH= 6,2, semana 8) y disminuyó su acidez de cambio. Además, aumentó el contenido de CO₃Ca y la CIC (Tabla 1). Resultados semejantes los observaron Paniagua-López et al. (2023) aplicando materiales residuales en suelos contaminados del área de Aznalcóllar. Con respecto a la concentración de PTEs en los residuos de escombrera, la parcela control reflejó altas concentraciones para As, Cu, Pb y Zn (Tabla 2). La parcela piloto generó una notable reducción en las concentraciones de la mayoría de los PTEs en el residuo de escombrera (94%-Cd- y 44% -As-, semana 8) (Tabla 2). Sin embargo, el Cr no se vio afectado por la enmienda realizada, posiblemente debido a su carácter geogénico o a ser aportado mediante los residuos del Tecnosol. Estas concentraciones se encuentran por encima del fondo geoquímico regional de la zona Sur-Portuguesa (Galán et al. 2008), evidenciando un proceso de contaminación. Sin embargo, son similares a las reportadas en suelos de Tharsis afectados por lixiviados ácidos (Barba-Brioso et al. 2008) (Tabla 2). Con respecto a los lixiviados producidos en ambas

parcelas, también se observan cambios importantes. En la parcela control se midieron concentraciones de PTEs muy elevadas a lo largo de las nueve semanas (Figura 1). Destacan las concentraciones de SO₄, Fe, Al, Zn, Cu, As y Mn. Los valores obtenidos se encuentran en el rango de los reportados por Sánchez-España et al. (2005) para la composición química media de 62 aguas de AMD en 25 minas de la FPI, a excepción de SO₄, Fe y As, que muestran en nuestras escombreras concentraciones el doble de altas.

Tabla 1. Propiedades principales de los residuos de escombrera y las capas del Tecnosol.

	Muestra	Prof. (cm)^a	pH	Acidez cambio (cmol/kg)	CO₃ Ca (%)	CIC (cmol/kg)
Residuos						
	Capa 3		7,2	1,7	30,6	31,5
	Capa 2		7,5	2,0	36,3	50,1
	Capa 1		7,5	1,0	24,3	59,5
Monitoreo – semana 2						
Control	Escombrera	0-15	2,2	207,8	0,8	6,0
Piloto	Capa 3	0-15	7,0	0,9	32,9	35,2
	Capa 2	15-25	7,3	1,2	29,1	42,5
	Capa 1	25-45	6,1	1,6	17,9	36,7
	Escombrera	45-65	2,5	87,9	6,0	14,3
Monitoreo – semana 8						
Control	Escombrera	0-15	2,4	67,4	0,5	9,8
Piloto	Capa 3	0-15	6,9	0,6	28,9	23,8
	Capa 2	15-25	7,2	1,3	29,5	29,6
	Capa 1	25-45	7,1	1,9	25,0	33,9
	Escombrera	45-65	6,2	30,0	10,9	19,3

^aProf=Profundidad (cm)

Tabla 2. Concentración PTEs (ppm) en parcelas de estudio y otros suelos de referencia.

Elemento	Fondo geoquímico^a	Suelos Tharsis^b	Control (escombrera)		Piloto (escombrera)	
			Semana 2	Semana 8	Semana 2	Semana 8
As	25	687	1185	1409	1078	668
Cu	32	625	1750	1249	767	672
Pb	38	2128	12435	12966	7557	4338
Zn	76	589	2322	1034	1335	980
Cd	-	0.8	202	25	197	12
Cr	95	47	138	121	126	144
Ni	35	21	26	13	30	18

^aGalán et al. (2008). Valores de fondo geoquímico regional para los suelos de la zona Sur-Portuguesa

^bBarba-Brioso et al. (2008). Concentraciones de elementos pesados en suelo agrícola de Tharsis afectado por AMD.

En la parcela piloto, y como consecuencia del uso del Tecnosol, se observó una reducción importante en la concentración de los PTEs (a excepción de los SO₄ y Fe), obteniéndose concentraciones inferiores a 1 mg/L a la novena semana (Figura 1). Cabe destacar un aumento en la concentración disuelta de As, posiblemente debido a que el aumento en el pH del suelo debilitó la sorción de aniones en los minerales del suelo por el aumento de la carga negativa de su superficie (Carabante et al., 2009).

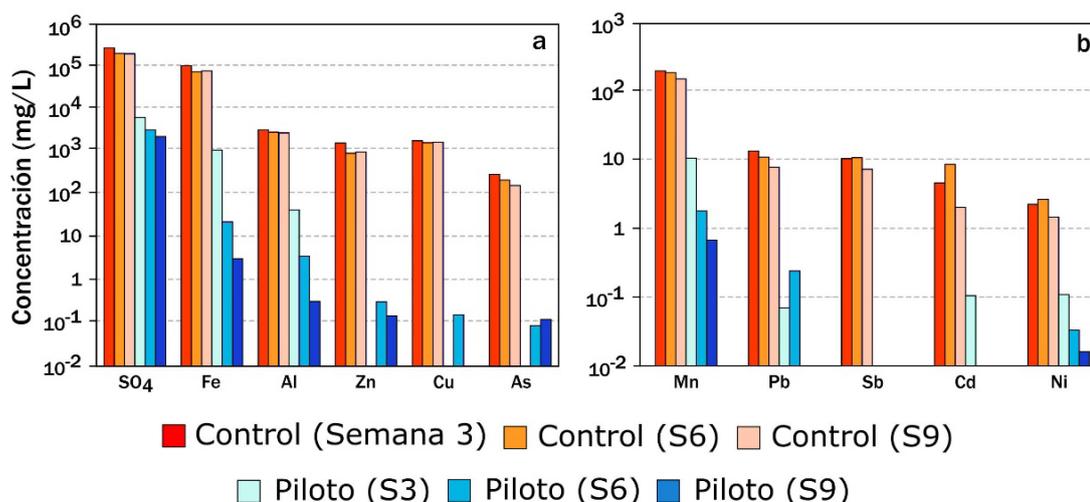


Figura 1. Concentración (mg/L) de PTEs en lixiviados de la parcela control y piloto durante las semanas de monitoreo.

CONCLUSIONES

La aplicación de suelos artificiales, elaborados con residuos locales, sobre una escombrera de mina en Tharsis mejoró las propiedades del material de escombrera, aumentando su pH, contenido de CO_3Ca y ClC , además de disminuir la concentración de PTEs en el residuo de escombrera. El Tecnosol, además, disminuyó de forma muy efectiva la concentración de PTEs en los lixiviados producidos. Todo esto indica que los Tecnosoles son una metodología eficaz para frenar el AMD y para corregir las propiedades físico-químicas desfavorables de los residuos de escombrera. No obstante, se necesitan monitorear las características de los residuos y los lixiviados a lo largo del tiempo para verificar su viabilidad.

Agradecimientos: El proyecto Mindingsols ha recibido financiación indirecta del programa de Investigación e Innovación Horizonte 2020 de la Unión Europea, a través de una convocatoria abierta emitida y ejecutada en el marco del proyecto MINE.THE.GAP (acuerdo de subvención n.º 873149). Alberto Molinero-García agradece la ayuda Juan de la Cierva (JDC2022-049235-I) financiada por MICIU/AEI /10.13039/501100011033 y por la Unión Europea NextGenerationEU/PRTR.

REFERENCIAS

- Asensio V, Guala SD, Vega FA, Covelo EF. 2013. A soil quality index for reclaimed mine soils. *Environmental Toxicology and Chemistry* 32(10): 2240-2248.
- Brioso CB, Rodríguez JD, Caliani JCF. 2008. Distribución de Elementos Pesados en las Fracciones Geoquímicas de un Suelo Agrícola Afectado por los Lixiviados Ácidos de Filón Norte (Minas de Tharsis, Huelva). *Macla: Sociedad Española de Mineralogía* (10): 111-114.
- Carabante I, Grahn M, Holmgren A, Kumpiene J, Hedlund J. 2009. Adsorption of As (V) on iron oxide nanoparticle films studied by in situ ATR-FTIR spectroscopy. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects* 346(1-3): 106-113.
- Chen L, Zhou M, Wang J, Zhang Z, Duan C, Wang X, Zhao S, Bai X, Li Z, Li Z, Fang L. 2022. A global meta-analysis of heavy metal(loid)s pollution in soils near copper mines: Evaluation of pollution level and probabilistic health risks. *Science of the Total Environment* 835: 155441.
- Fernández-Caliani JC, Fernández-Landero S, Giráldez MI, Hidalgo PJ, Morales E. 2024. Unveiling a Technosol-based remediation approach for enhancing plant growth in an iron-rich

acidic mine soil from the Rio Tinto Mars analog site. *Science of The Total Environment* 922: 171217.

Galán E, Fernández-Caliani JC, González I, Aparicio P, Romero A. 2008. Influence of geological setting on geochemical baselines of trace elements in soils. Application to soils of South–West Spain. *Journal of Geochemical Exploration* 98(3): 89-106.

Grande JA. 2016. Drenaje ácido de mina en la Faja Pirítica Ibérica: técnicas de estudio e inventario de explotaciones (Vol. 15). Servicio de Publicaciones de la Universidad de Huelva.

Macías F, Caraballo MA, Rötting TS, Pérez-López R, Nieto JM, Ayora C. 2012. From highly polluted Zn-rich acid mine drainage to non-metallic waters: Implementation of a multi-step alkaline passive treatment system to remediate metal pollution. *Science of the Total Environment* 433: 323-330.

Paniagua-López M, Aguilar-Garrido A, Contero-Hurtado J, García-Romera I, Sierra-Aragón M, Romero-Freire A. 2023. Ecotoxicological Assessment of Polluted Soils One Year after the Application of Different Soil Remediation Techniques. *Toxics* 11(4): 298.

Sánchez-España J, Pamo EL, Santofimia E, Aduvire O, Reyes J, Barettino D. 2005. Acid mine drainage in the Iberian Pyrite Belt (Odiel river watershed, Huelva, SW Spain): geochemistry, mineralogy and environmental implications. *Applied Geochemistry* 20(7): 1320-1356.

ANÁLISIS ISOTÓPICOS Y TÉCNICAS DE SINCROTRÓN PARA DESCIFRAR LOS MECANISMOS DE REMEDIACIÓN DE SUELOS CONTAMINADOS MEDIANTE NANOPARTÍCULAS DE HIERRO CERO-VALENTE

Diego Baragaño^{1,*}, Blanca Astray², Hiram Castillo³, Vladislav Chrastný², Michael Komárek², José Luis R. Gallego⁴, María Antonia López Antón¹, Gildas Ratié⁵

¹ Instituto de Ciencia y Tecnología del Carbono, INCAR-CSIC, C/ Francisco Pintado Fe, 26, 33011 Oviedo, Spain

² Czech University of Life Sciences Prague, Kamýcká 129, 165 00, Prague – Suchdol, Czech Republic

³ European Synchrotron Radiation Facility (ESRF), Avenue des Martyrs 71, 38000 Grenoble, France

⁴ Grupo de Investigación BIOGEOAMB, Univ.de Oviedo, Campus de Mieres, 33006, Mieres (Asturias), Spain

⁵ Nantes Université, Univ. Angers, Le Mans Université, CNRS, Laboratoire de Planétologie et Géosciences LPG UMR 6112, F-44000 Nantes, France

diego.baragano@incarcsic.es – C/ Francisco Pintado Fe, 26, 33011 Oviedo (Asturias), Spain

RESUMEN

Las enmiendas de base hierro se han utilizado ampliamente en la remediación de suelos contaminados debido a su capacidad de sorción, de forma análoga a las fases de hierro presentes naturalmente en el suelo. Con el progreso de la nanotecnología, ha surgido una técnica prometedora basada en la aplicación de nanopartículas de hierro cero-valente (nZVI). Sin embargo, aún existe un conocimiento limitado sobre su interacción con otras fases del suelo y la biota. De hecho, los estudios sobre la persistencia de las nZVI tras su aplicación al suelo son escasos, dado que experimentan procesos rápidos de oxidación, generando nuevas fases de hierro. Además, persisten dudas sobre la capacidad de las plantas para acumular este nanomaterial.

En esta contribución se presentan varios estudios que han abordado estas incógnitas mediante el empleo de análisis isotópicos y técnicas de sincrotrón. Entre ellos, se destaca: 1) el uso de isótopos de Cd para trazar su ciclo biogeoquímico en el sistema suelo-planta tras la aplicación de nZVI; 2) el análisis de la especiación de As y Fe mediante nano-XRF y nano-XAS en un suelo contaminado, seis años después de su remediación a escala piloto; y 3) la evaluación de la acumulación de nZVI en plantas mediante análisis isotópicos de Fe, utilizando ⁵⁷Fe-nZVI isotópicamente marcadas, junto con técnicas de XRF y XAS en raíces para demostrar el estado de oxidación del Fe. Estos resultados contribuyen a comprender la interacción nZVI-suelo-planta, esencial para una implementación segura y efectiva de esta técnica de remediación.

PALABRAS CLAVE: isótopos estables; sincrotrón; hierro cero-valente; remediación; suelos contaminados.

INTRODUCCIÓN

Las enmiendas de base de hierro han sido objeto de numerosos estudios para la remediación de suelos contaminados, utilizándose de manera análoga a las fases de hierro presentes de forma natural en el suelo debido a su significativa capacidad de adsorción. En este sentido, en los últimos años, y con el auge de la nanotecnología, ha surgido una técnica altamente prometedora basada en la aplicación de nanopartículas de hierro cero-valente (nZVI) para la remediación de suelos contaminados con As y metales (Baragaño et al. 2020). Sin embargo,

a pesar de las extraordinarias propiedades del nZVI que permiten la remediación de suelos contaminados a bajas dosis, existe un conocimiento limitado sobre su interacción con la biota, fitotoxicidad y bioaccesibilidad (Baragaño et al. 2022). De hecho, pocos estudios han evaluado el estado del nZVI una vez aplicado al suelo, aunque las nuevas fases de hierro generadas en el suelo a través de procesos de oxidación son principalmente las responsables de la inmovilización de contaminantes. Además, todavía existe incertidumbre sobre si las plantas son capaces de acumular este nanomaterial o no, lo que puede suponer una ventaja o desventaja desde el punto de vista de la contaminación o la fertilización. En este trabajo, presentamos nuestros últimos hallazgos sobre este tema.

MATERIALES Y MÉTODOS

El primer ensayo de remediación *in situ* utilizando nZVI en un suelo contaminado de una zona minera de mercurio, la mina El Terronal, ubicada en el norte de España fue llevado a cabo hace más de siete años (Gil-Díaz et al. 2019). Los resultados mostraron que la remediación fue un éxito (la movilidad de As y Hg disminuyó un 74% y un 86% respectivamente, verificado recientemente). En este sentido, nuestra investigación actual se centra en descifrar los mecanismos de inmovilización del As y Hg sobre muestras recogidas en campo después de seis años de la aplicación mediante el empleo de análisis de sincrotrón según la siguiente metodología. Además, la especiación de Fe en el suelo también ha sido estudiada con el objetivo de poder descifrar la transformación de las nZVI en el suelo y complementar la discusión de los resultados obtenidos.

Las muestras fueron preparadas en resina con unas dimensiones de 5x5 mm y 60 micras de espesor. Posteriormente fueron llevadas a la línea NANOSCOPIUM del sincrotrón SOLEIL para realizar el mapeo de la distribución espacial de As y Fe mediante la técnica nano-XRF. Posteriormente, sobre las partículas de Fe enriquecidas en As, se realizó el análisis de la especiación de ambos elementos mediante nano-XAS. Adicionalmente, la especiación de Fe fue determinada en el suelo mediante análisis XAS en la línea LUCIA del mismo sincrotrón. Por otro lado, las muestras en polvo fueron preparadas en pellets y analizadas en la línea CLAEISS del sincrotrón ALBA para determinar la especiación de As y Hg mediante análisis XAS. En ambos casos, diferentes patrones fueron empleados y analizados.

Las interacciones entre nZVI y Cd en el sistema suelo-planta permanecen desconocidas, por lo que en un segundo trabajo se llevó a cabo el análisis de la composición isotópica de Cd para comprender el proceso de remediación de un suelo contaminado. Se realizaron experimentos en macetas y rizoboxes utilizando un suelo contaminado sin tratar y tratado con nZVI, con y sin *Agrostis capillaris*, una planta autóctona que crece en el sitio contaminado, para evaluar los efectos de nZVI, las plantas y su combinación sobre la composición isotópica de Cd. Tras 45 días, se recolectaron plantas (partes aéreas en ambos casos, y también raíces de rizoboxes), suelos y muestras de agua de poro para medir la concentración de Cd y las relaciones isotópicas de Cd utilizando un espectrómetro de masas de iones térmicos (Triton, Thermo Fisher). Adicionalmente, se realizó el análisis isotópico del Fe en el mismo sistema suelo-planta con el objetivo de determinar si el Fe está presente en la planta, y si proviene de las nZVI.

Por último, a raíz de los resultados del experimento anterior, se llevó a cabo un experimento hidropónico con *Solanum lycopersicum* (tomate) y nanopartículas marcadas con el isótopo ⁵⁷Fe. Esto permitió llevar a cabo el análisis del fraccionamiento isotópico del Fe para mostrar si este elemento era tomado por la planta y traslocado a sus hojas. Esta planta fue seleccionada ya que no fracciona isotópicamente el Fe durante su traslocación. Para conocer el estado del Fe dentro de la planta, una sección de la raíz fue llevada a la línea ID21 del sincrotrón ESRF, donde se realizó un mapeo de la sección utilizando XRF y se analizó la

especiación del Fe mediante análisis XAS, con el objetivo de descifrar si el Fe en la raíz se encuentra en forma de Fe elemental, Fe³⁺ o Fe²⁺.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El análisis de la especiación de As, Hg y Fe en las muestras de suelo control y tratadas con nZVI en la parcela de campo no han mostrado cambios significativos tras seis años de la aplicación de las nanopartículas. Esto demuestra que las fases mineralógicas de Fe originadas en el suelo no difieren de las ya presentes en el suelo, dando lugar a una solución basada en la naturaleza que no altera significativamente las propiedades del suelo. En lo referente al Hg, las especies detectadas en el suelo se corresponden con cinabrio, metacinabrio y Hg ligado a goethita, siendo las mismas especies detectadas en ambos suelos, y por tanto mostrando que el Hg se ha inmovilizado en el suelo, pero sigue en forma de fases minerales estables que no suponen un impacto negativo en el suelo. La especiación de As en el suelo, >95% As(V), no varía en el caso del análisis sobre el contenido total de este elemento en el suelo tratado. Sin embargo, cuando se analiza la especiación de este elemento en la microescala, se han identificado diferentes tipologías de óxidos de Fe con As en su superficie que indican la presencia no solamente de As(V) si no también de As(III). Las partículas con una mayor concentración de As(III) se corresponden con aquellas originadas de la transformación de nZVI en el suelo, debido a que el As(V) es reducido a As(III) durante el proceso de oxidación de las nanopartículas, quedando en la superficie de los óxidos creados.

En el segundo experimento, se ha observado como la aplicación de nZVI en el suelo disminuyó la concentración de Cd de 145 a 33 µg/L en el agua de poro, e inmovilizó preferentemente la fracción de isótopos ligeros de Cd ($\delta^{114/110}\text{Cd} = 0,20\%$ a $0,55\%$ respectivamente). Además, se detectó una disminución en la concentración de Cd en la parte aérea (de 22 a 9 mg/kg) y se observó como las plantas acumulan la misma fracción de isótopos de Cd en ambos casos ($\delta^{114/110}\text{Cd} = 0,21\%$). Las raíces en suelo no tratado mostraron nuevamente una composición isotópica de Cd similar al agua de poro y la parte aérea, indicando que no hay fraccionamiento isotópico tras la traslocación del Cd a las hojas, aunque se encontró una alta diferencia en las raíces en el suelo tratado con nZVI ($\delta^{114/110}\text{Cd} = -0,22\%$). Sin embargo, este valor no reflejó la señal isotópica del Cd presente en las raíces debido a que las nZVI y partículas de óxido de Fe recién formadas se encuentran adheridas sobre estos tejidos, como se observó mediante microscopio electrónico de barrido. Por lo tanto, la composición isotópica corresponde al Cd inmovilizado en estas partículas de Fe, con un enriquecimiento en los isótopos más pesados de Cd, consistente con la literatura científica (Yan et al. 2021). En lo que respecta al Fe, se observa un incremento en la concentración de Fe presente en la parte aérea en aquellas plantas cultivadas en el suelo tratado con nZVI, aunque las diferencias en la composición isotópica de Fe entre tratamiento son muy bajas. Sin embargo, las diferencias observadas en el agua de poro y parte aérea son suficientes para determinar que la presencia de Fe procedente de nZVI en la planta es posible.

Para finalizar, el experimento hidropónico ha corroborado los datos del experimento anterior, ya que, tras el experimento, se ha observado un incremento en el contenido de ⁵⁷Fe en las hojas, y dado que la única fuente de este hierro son las nZVI añadidas a la solución de nutrientes, se demuestra que las plantas son capaces de acumular el Fe procedente de nZVI. Además, el análisis en sincrotrón ha permitido identificar que este Fe se acumula en la planta en forma de Fe libre (Fe³⁺ o Fe²⁺), ya que únicamente se ha localizado el Fe cero-valente fuera de la raíz, demostrando que las nZVI se quedan adheridas a la epidermis de la misma y consiguen acumular el Fe tras la disolución de las nanopartículas.

CONCLUSIONES

La aplicación de nanopartículas de hierro cero-valente en la remediación de suelos contaminados es una prometedora técnica que permite la inmovilización de As y metales de una forma sostenible, ya que no altera la especiación de Fe en el suelo y genera óxidos de Fe de forma a los análogos presentes en el suelo de forma natural. Aunque a escala microscópica, se ha observado el mecanismo de oxidación-reducción sobre el As, debido a las elevadas concentraciones de este metaloide presentes en un suelo contaminado no se observan cambios en la especiación de todo el contenido en As en el suelo. Además, los cambios de especiación de Hg en el suelo no son apreciables, aunque una mayor resolución o el análisis espacial en el suelo puede descifrar mecanismos de inmovilización no observados hasta el momento. Por otro lado, la preocupación ambiental que puede originar la dispersión de este tipo de nanomaterial en el medioambiente se ve reducida al demostrar en este trabajo que las nanopartículas se adhieren sobre la raíz, pero el Fe acumulado en la planta procede del Fe que se disuelve fuera de la raíz. Esto implica que las nanopartículas no pueden acceder directamente a la planta a través de la raíz. Además, estos resultados abren la puerta al estudio del empleo de nZVI como potencial fertilizante en suelos deficitarios en Fe. Como conclusión final, se enfatiza y pone en valor el empleo de técnicas analíticas en sincrotrón e isotópicas para poder descifrar los mecanismos de remediación en suelos contaminados.

Agradecimientos: Los diferentes estudios de investigación presentes en este trabajo han sido parcialmente financiados por el Ministerio de Economía y Competitividad (MINECO, Spain) a través de los proyectos de I+D+i PID2020-113558RB-C43 (MCIN/AEI/10.13039/501100011033) y NANOCAREM (AEI/Spain, FEDER/EU, MCI-20-PID2019-106939GB-I00). Este trabajo también ha sido parcialmente financiado por Czech Science Foundation (GAČR 22-36079S). Agradecemos a Laura Simonelli, Andrea Somogyi y Delphine Vantelon por su ayuda prestada durante los trabajos realizados en los sincrotrones ALBA y SOLEIL. Diego Baragaño agradece a MCIU/AEI/CSIC por su contrato JdC bajo el proyecto JDC2022-050209-I financiado por MCIU/AEI/10.13039/501100011033 y por European Union NextGenerationEU/PRTR.

REFERENCIAS

Baragaño D, Alonso J, Gallego JR, Lobo MC, Gil-Díaz M. 2020. Zero valent iron and goethite nanoparticles as new promising remediation techniques for As-polluted soils. *Chemosphere* 238: 124624.

Baragaño D, Forján R, Álvarez N, Gallego JR, González A. 2022. Zero valent iron nanoparticles and organic fertilizer assisted phytoremediation in a mining soil: Arsenic and mercury accumulation and effects on the antioxidative system of *Medicago sativa* L. *Journal of Hazardous Materials* 433: 128748.

Gil-Díaz M, Rodríguez-Valdés E, Alonso J, Baragaño D, Gallego JR, Lobo MC. 2019. Nanoremediation and long-term monitoring of brownfield soil highly polluted with As and Hg. *Science of the Total Environment* 675: 165-175.

Yan X, Zhu M, Li W, Peacock CL, Ma J, Wen H, Liu F, Zhou Z, Zhu C, Yin H. 2021. Cadmium isotope fractionation during adsorption and substitution with iron (oxyhydr)oxides. *Environmental Science & Technology* 55(17): 11601-11611.

BIORREMEDIACIÓN DE SUELOS CONTAMINADOS CON HIDROCARBUROS: DEL LABORATORIO A LA ESCALA REAL

Sandra Curiel-Alegre^{1,5,*}, Rafael Rivilla², Marta Martín², David Durán², Eduard Borràs³, Soledad Martín-Castellote⁴, Blanca Juez⁴, Aqib Hassan Ali Khan⁵, Blanca Velasco-Arroyo^{5,6}, Carlos Rad¹, Rocío Barros⁵

¹Grupo de Investigación en Compostaje UBUCOMP, Universidad de Burgos, Facultad de Ciencias, Misael Bañuelos. 09001 Burgos (España)

²Dpto. Biología, Universidad Autónoma de Madrid, Facultad de Ciencias, Darwin 2. 28049 Madrid (España).

³LEITAT, Carrer de la Innovació, 2. 08225 Terrassa, Barcelona (España).

⁴ACCIONA, C/ Valportillo II, 8. 28108 Alcobendas, Madrid (España).

⁵ICCRAM, Universidad de Burgos, Misael Bañuelos. 09001 Burgos (España).

⁶Dpto. Biotecnología y Ciencia de los Alimentos, Universidad de Burgos, Facultad de Ciencias. Plaza Misael Bañuelos s/n. 09001 Burgos (España).

*Sandra Curiel-Alegre: scuriel@ubu.es

RESUMEN

Este trabajo presenta los avances y retos encontrados en el desarrollo de un proceso de biorrecuperación de un suelo contaminado con hidrocarburos totales de petróleo (HTP) y metales pesados, desde una escala de laboratorio hasta su implementación a escala real en biopilas, así como la posibilidad de utilización de tecnologías híbridas que combinan bioaumentación y un sistema bioelectroquímico pasivo. La escala de laboratorio supuso la realización de 7 incubaciones en microcosmos de suelo donde se optimizaron las condiciones fisicoquímicas necesarias para maximizar la degradación de hidrocarburos: humedad, adición de nutrientes, incorporación de vermicompost, inoculación con un consorcio microbiano especializado y aislado del propio suelo contaminado, la introducción de biochar y biosurfactantes, coinoculación con microalgas y el uso de consorcios sintéticos. Las condiciones operativas más prometedoras y factibles desde un punto de vista económico y ambiental se llevaron a una escala experimental de mesocosmos de 500 kg de suelo contaminado donde se comparó la eficacia de los procesos de atenuación natural del control (CT), de bioaumentación con un consorcio microbiano y la adición de vermicompost y nutrientes (BAVC) y la incorporación a este último tratamiento de un sistema bioelectroquímico pasivo consistente en la inserción de barras huecas de grafito de 50 cm (BESVC) en condiciones ambientales reales. Finalmente, se instalaron dos biopilas de 10 toneladas de suelo contaminado (control y tratamiento BAVC) donde se monitorizaron durante 1 año las propiedades físicas, químicas y microbiológicas, obteniéndose a su finalización eficiencias superiores al 90% en la degradación del contenido inicial de hidrocarburos.

Palabras clave: Biodegradación, bioaumentación, hidrocarburos, vermicompost, biopilas.

INTRODUCCIÓN

Uno de los problemas ambientales más significativos en la actualidad es la contaminación de los suelos, muchos de ellos debido a la dispersión de compuestos persistentes, como son los hidrocarburos totales del petróleo (HTP), provocando efectos adversos en todos los organismos vivos, pudiendo afectar a la salud humana mediante su transferencia a través de la cadena alimentaria. Los métodos convencionales de remediación de suelos, como los tratamientos fisicoquímicos o los tratamientos térmicos son costosos, poco respetuosos con el medio ambiente, no siendo completamente efectivos. De esta manera, la remediación biológica, también conocida como biorremediación se posiciona como una alternativa sostenible, no invasiva en el ecosistema y económicamente viable para la recuperación de suelos contaminados, además de ofrecer soluciones persistentes a lo largo del tiempo (Khalid et al 2017). La biorremediación aprovecha la capacidad metabólica de microorganismos

específicos para biodegradar o eliminar los compuestos orgánicos contaminantes que aparecen en el suelo.

Este estudio aborda el desarrollo de un escalado global de todo el proceso de biorremediación, desde su optimización en laboratorio con el desarrollo de diferentes incubaciones en las que se probaron diferentes métodos y enmiendas orgánicas, pasando por una escala piloto en la que se incorporaron tecnologías híbridas como la bioaumentación y los sistemas bioelectroquímicos pasivos, y finalmente la implementación a escala real con la construcción de biopilas de los tratamientos con los resultados más favorables.

MATERIALES Y MÉTODOS

El suelo utilizado para todos los ensayos tanto en laboratorio, escala piloto y real, procede de los acopios de suelo retirados tras vertidos espontáneos de hidrocarburos y otros contaminantes que han tenido lugar en un parque de maquinaria situado en la localidad de Noblejas (Toledo). El suelo tenía las siguientes características: textura franco-arenosa (58,3% arena, 29,8% limo, 11,8% arcilla), pH (1:5, w/v) 7,1, conductividad eléctrica (1:5 w/v) 0,839 dS m⁻¹, densidad aparente 1,51 kg L⁻¹, humedad a capacidad de campo (CC) 25,33 %, Materia Orgánica por ignición 3,85%, carbono orgánico 2,59%, nitrógeno total 0,02%, contenido de carbonato 35,08%. Las concentraciones totales de elementos traza (mg kg⁻¹) fueron: As 77,3; Cd 7,8; Cr 14,9; Cu 8,5; Ni 9,9; Pb 339,2; Zn 680,5. La concentración de HTP fue dependiente del lugar y momento de muestreo, por lo tanto, en el escalado se utilizaron muestras de suelo con concentraciones entre 4.000-40.000 mg kg⁻¹

Para la escala laboratorio se realizaron siete incubaciones en microcosmos de 200 g de suelo en una cámara climática a $22 \pm 0,5$ °C, y controlando dos veces a la semana la aireación y la humedad. El procedimiento seguido para la preparación de microcosmos se describe en Curiel-Alegre et al (2022) y Curiel-Alegre et al (2024a). A lo largo de la experimentación a escala laboratorio se optimizó el proceso, donde las condiciones evaluadas fueron: (i) humedad, donde se establecieron los niveles óptimos para mantener una actividad microbiana favorable, (ii) nutrientes, adicionando soluciones nutritivas para estimular el crecimiento microbiano, (iii) enmiendas orgánicas añadidas en diferentes proporciones para mejorar la calidad del suelo y a su vez incrementar la degradación y absorción de los hidrocarburos, (iv) la inoculación microbiana, con el uso de un consorcio microbiano previamente aislado de este suelo con el objetivo de aumentar la capacidad degradadora de los microorganismos, y por último, (v) la adición de biosurfactantes y surfactantes químicos, para aumentar la biodisponibilidad de los HTP. En todos estos tratamientos se analizó la evolución fisicoquímica y microbiológica del suelo, así como la concentración de HTP.

Para la escala piloto se prepararon mesocosmos de 500 kg con objeto de para comparar la eficacia de los distintos tratamientos optimizados a escala laboratorio, pero bajo condiciones ambientales reales. La construcción de los mesocosmos se realizó tal y como describe Curiel-Alegre et al (2024b). Los tratamientos estudiados fueron CT, en el que se testeó la atenuación natural sin intervención adicional; BAVC, donde se añadió el consorcio microbiano anterior, vermicompost y una solución nutritiva; y un tratamiento similar, el BESBAVC, en el cual incorporaron unas barras de grafito de 50 cm al BAVC para simular un proceso de bioestimulación electroquímica pasiva.

Con la información obtenida en las escalas de laboratorio y piloto se abordó una escala real, para lo que se construyeron dos biopilas con 10 toneladas de suelo; CT en la que se testeó la atenuación natural, y un tratamiento de bioaumentación con vermicompost (BAVC). Estas biopilas fueron construidas sobre una superficie cementada y correctamente sellada para evitar la lixiviación de los líquidos producidos a lo largo del proceso. La temperatura y la humedad se controlaron mediante sensores y la humedad se mantuvo con la irrigación de

agua cuando se requería. Al desarrollarse en condiciones ambientales y a escala real se preparó una comunidad microbiana sintética capaz de degradar hidrocarburos, pero sin la presencia de microorganismos de riesgo, a partir de la comunidad previamente probada en los ensayos anteriores y compuesta por *Pseudomonas putida*, *Rhodococcus jialingiae*, *Rhodococcus WAY-2*, *Achromobacter aegrifaciens*, *Delftia acidovorans* y *Novosphingobium silvae* (Curiel-Alegre et al 2024b). Durante un año se han monitoreado las propiedades fisicoquímicas y microbiológicas, evaluando su eficiencia de la degradación de HTP.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las incubaciones realizadas a la escala de laboratorio mostraron que la combinación de bioaumentación con enmiendas orgánicas como el vermicompost (Curiel-Alegre et al. 2022), el biochar a partir de huesos de albaricoque o ramnolípidos comerciales (Curiel-Alegre et al. 2024a) produjeron las tasas más altas de degradación de HTP. Otra incubación en la que se probó la adición de microalgas no mostró mejoras significativas en la degradación de HTP, pero sí contribuyó a una mayor estabilidad del sistema microbiano. Finalmente, se decidió utilizar vermicompost debido a la mejora de las condiciones del suelo y al fácil acceso y coste de este producto.

Una vez obtenidos resultados favorables en la escala laboratorio se realizó la evaluación a escala de mesocosmos. Estos confirmaron que el tratamiento BAVC fue más efectivo que la atenuación natural, con una reducción de HTP del 90,3% en comparación con el 15,0% del control. La incorporación del sistema bioelectroquímico pasivo (BESBAVC) no mejoró más la eficiencia con una degradación del 86,8%, por lo que se descartó para el escalado real. Este sistema seguramente será efectivo en el caso de aumentar la humedad del suelo, lo cual requeriría de mucho consumo hídrico en las biopilas. Los resultados del contenido de HTP en los mesocosmos se muestran en la actividad microbiana. Los resultados se muestran en la Tabla 1.

Tabla 1. Contenido de HTP (mg kg^{-1}) durante la experiencia de mesocosmos. L (**) indican diferencias significativas a $p < 0,05$ para el tratamiento frente al control en cada momento, (#) muestran diferencias significativas a $p < 0,05$ para el momento cero frente a otros momentos de muestreo.

Toma de muestra	Tratamiento	HTP (C10-C40)
T0	CT	40.000
	BAVC	34.000**
	BESBAVC	31.000 **
T30	CT	39.000
	BAVC	21.000 **
	BESBAVC	20.000 **
T60	CT	38.000
	BAVC	7.100 **
	BESBAVC	7.600 **
T90	CT	34.000 #
	BAVC	3.300 # **
	BESBAVC	4.100 # **

Sin embargo, la diferencia mostrada entre BAVC y BESBAVC no fue significativa, lo cual nos hizo decidir que para el escalado real utilizaríamos el tratamiento BAVC debido a que era más simple y económicamente más favorable. Esta decisión fue tomada además teniendo en cuenta la evolución de las propiedades del suelo, así como de la comunidad microbiana de los tratamientos, como se puede observar en Curiel-Alegre et al. (2024).

Las biopilas mostraron resultados similares a los obtenidos en los mesocosmos, observándose una degradación más lenta debida probablemente a la que el suelo tomado para su construcción partía de una concentración de HTP de $20.000 \text{ mg kg}^{-1}$, frente a los $40.000 \text{ mg kg}^{-1}$ del suelo utilizado en los mesocosmos, siendo los primeros principalmente compuestos alifáticos de más de 22 carbonos, es decir, de carácter recalcitrante. En la Figura

1 muestra la concentración de HTP en los primeros 90 días, un periodo similar al utilizado en la experiencia de mesocosmos.

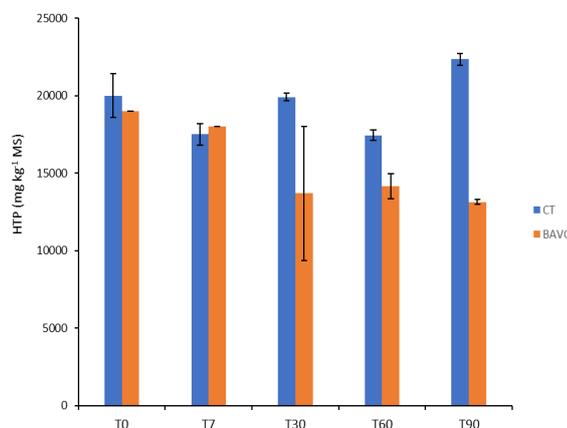


Figura 1. Evolución del contenido de HTP (mg kg⁻¹) durante la experiencia de biopilas.

Actualmente, se están completando los análisis fisicoquímicos, biológicos y genómicos de las muestras de suelo final para determinar tanto la degradación lograda como la evolución microbioma edáfico que condiciona el proceso de biorremediación.

CONCLUSIONES

Este estudio demostró que la biorremediación es una técnica posible para la recuperación de suelos contaminados con HTP. A su vez la optimización de las condiciones fisicoquímicas y microbiológicas en laboratorio permitió identificar tratamientos efectivos para la degradación de los contaminantes, que fueron probados posteriormente a escala piloto y finalmente validados a escala real en biopilas. La adición de vermicompost, soluciones nutritivas y consorcios microbianos con capacidades degradadoras de hidrocarburos, mostraron mejoras significativas en la eficiencia de la degradación de contaminantes con resultados prometedores para mejorar el proceso introduciendo nuevos que faciliten la bioaccesibilidad de los contaminantes y la estabilidad de los consorcios microbianos introducidos.

Agradecimientos: Este trabajo se ha realizado con la financiación del Proyecto Europeo GREENER (Grant Agreement No. 826312). S. Curiel tiene un contrato post-doctoral de la Junta de Castilla y León (ORDEN EDU/1508/2020, de 15 de diciembre).

REFERENCIAS

Curiel-Alegre S, de la Fuente-Vivas D, Khan AHA, et al. 2024. Unveiling the capacity of bioaugmentation application, in comparison with biochar and rhamnolipid for TPHs degradation in aged hydrocarbons polluted soil. *Environmental Research* 252(2): 118880.

Curiel-Alegre S, Khan AHA, Rad C, et al. 2024. Bioaugmentation and vermicompost facilitated the hydrocarbon bioremediation: scaling up from lab to field for petroleum-contaminated soils. *Environmental Science and Pollution Research* 1-16.

Curiel-Alegre S, Velasco-Arroyo B, Rumbo C, et al. 2022. Evaluation of biostimulation, bioaugmentation, and organic amendments application on the bioremediation of recalcitrant hydrocarbons of soil. *Chemosphere* 307(1): 135638.

Khalid S, Shahid M, Niazi NK, et al. 2017. A comparison of technologies for remediation of heavy metal contaminated soils. *Journal of Geochemical Exploration* 182: 247-268.

MICORREMEDIACIÓN MEDIANTE BIOPILAS A ESCALA REAL DE SUELOS CONTAMINADOS POR HIDROCARBUROS TOTALES DEL PETRÓLEO

Jorge Diamantino-Miranda^{1,*}, Rafael Antón-Herrero², Enrique Eymar², Carlos García-Delgado³, Jofre Herrero⁴, Cynthia Alcántara¹

¹ Kepler Ingeniería y Ecogestión SL, Burgos España.

² Departamento de Química Agrícola y Bromatología, Universidad Autónoma de Madrid, 28049 Madrid, España.

³ Departamento de Geología y Geoquímica, Universidad Autónoma de Madrid, 28049 Madrid, España.

⁴ Unidad de Agua, Aire y Suelo, Eurecat - Centro Tecnológico de Cataluña, Manresa, España.

*j.diamantino@kepler.es, +34 650 708 453

RESUMEN

La micorremediación es una tecnología emergente de biorremediación que utiliza hongos como inóculo de biopilas en combinación con un sustrato orgánico, aprovechando la capacidad degradadora de las enzimas fúngicas. El proyecto MySOIL (LIFE20 ENV/ES/000416) pretende demostrar la viabilidad de esta técnica para recuperar suelos contaminados por hidrocarburos derivados del petróleo (TPH). El consorcio formado por ocho entidades de cinco países europeos (España, Francia, Italia, Bélgica y Alemania) tiene como objetivo evaluar la eficiencia de la micorremediación en diversos suelos, climas y bajo diferentes aproximaciones.

En España se han construido biopilas piloto (50 m³) en el Parque Energético La Rábida de CEPSA en Palos de la Frontera (Huelva), después de estudios realizados a escala de laboratorio y a escala de mesocosmos (0,4 m³) que han optimizado la estrategia de remediación. El tratamiento a escala piloto se ha iniciado con una bioestimulación de la microbiota autóctona con sustrato no-inoculado. Después de dos meses de tratamiento se añadirán sustratos agotados de los hongos *Agaricus bisporus* y *Pleurotus ostreatus* como inóculo fúngico, estableciendo biopilas estáticas operadas por una planta automatizada diseñada por la empresa KEPLER.

En este trabajo se presentan los resultados de eliminación de los TPH y el seguimiento de los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos obtenidos hasta el momento, ilustrando un caso de tratamiento de micorremediación de suelos contaminados por TPH en biopilas a escala real.

PALABRAS CLAVE: biopilas piloto, biorremediación, micorremediación, sustrato agotado de hongos, TPH.

INTRODUCCIÓN

La contaminación del suelo constituye una de las principales amenazas para la salud de los ecosistemas del suelo en Europa por su grado de complejidad, toxicidad y persistencia. Hay aproximadamente 2,8 millones de emplazamientos potencialmente contaminados. Estimaciones recientes indican que el aceite mineral y los hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAH), también comúnmente conocidos como hidrocarburos totales de petróleo (TPH), representan un valor medio estimado del 35 % de todos los contaminantes presentes en el suelo europeo. Este porcentaje aumenta al 50 % si se incluyen los compuestos BTEX (benceno, tolueno, etilbenceno y xileno) y los compuestos orgánicos volátiles.

La biorremediación es una técnica que se realiza *in-situ* en suelos excavados dispuestos en biopilas. Las biopilas están diseñadas para estimular la actividad bacteriana autóctona o alóctona y potenciar el metabolismo de la biodegradación, garantizando así la descomposición de los contaminantes orgánicos hasta su mineralización. Esta tecnología de remediación es la solución más respetuosa con el medio ambiente disponible en el mercado hasta ahora, ya que requiere menos energía y no tiene ningún impacto perjudicial en las propiedades del suelo. Sin embargo, su principal limitación es la baja eficiencia de eliminación de los TPH de cadena larga.

La micorremediación es una técnica innovadora que utiliza hongos para limpiar y descontaminar el medio ambiente de manera natural y eficiente, aprovechando las habilidades naturales de los hongos para degradar y neutralizar diversos contaminantes. Los hongos tienen la capacidad de secretar enzimas que descomponen los contaminantes en formas menos tóxicas o incluso en productos inofensivos.

Una de las ventajas más destacadas de la micorremediación es su capacidad para adaptarse a una amplia gama de condiciones ambientales y contaminantes. Los hongos son extremadamente versátiles y pueden prosperar en suelos contaminados, aguas residuales, y otros entornos adversos donde otros métodos de tratamiento podrían no ser efectivos o prácticos.

Además, la micorremediación es un enfoque respetuoso con el medio ambiente, ya que los hongos trabajan en armonía con el ecosistema natural, restaurando gradualmente la salud del suelo sin causar daños colaterales. Otro beneficio significativo de la micorremediación es su coste relativamente bajo en comparación con otras técnicas de descontaminación.

Aunque la micorremediación ofrece numerosas ventajas, también presenta algunos desafíos y limitaciones. Por ejemplo, el proceso puede ser lento y requerir tiempo para que los hongos eliminen completamente los contaminantes. Además, la efectividad de la micorremediación puede variar según el tipo y la concentración de los contaminantes, así como las condiciones ambientales.

El objetivo principal del proyecto LIFE MySOIL, *A step further in bioremediation: mycoremediation for soil recovery* (LIFE20 ENV/ES/000416) es demostrar la viabilidad de la tecnología de micorremediación a escala piloto para la eliminación de TPH mediante la obtención de valiosos conocimientos sobre las condiciones que permiten un tratamiento de micorremediación adecuado, rentable y sostenible a escala real. Para cumplir este objetivo se han construido biopilas piloto a escala real en tres sitios diferentes en Europa: norte de Francia, sur de España y centro-norte de Italia.

Las biopilas piloto españolas se construyeron en el Parque Energético La Rábida de CEPSA en Palos de La Frontera, Huelva, que proporcionó el suelo contaminado con TPH para este proyecto de I+D.

MATERIALES Y MÉTODOS

Antes de la construcción de las biopilas piloto, se realizó una caracterización inicial del suelo y ensayos tanto a escala de laboratorio (microcosmos) como a una escala intermedia (mesocosmos) para definir las mejores cepas fúngicas y optimizar las condiciones de tratamiento del suelo. Con los resultados obtenidos, se diseñó la estrategia de recuperación del suelo.

Se construyeron dos biopilas de 50 m³, una de control y otra con el tratamiento fúngico (micopila). Al inicio del tratamiento se adicionó a la micopila sustrato de *A. bisporus* sin inocular para iniciar la bioestimulación de la microbiota autóctona. En esta primera fase las biopilas

fueron dinámicas, o sea, el suelo fue volteado una vez al mes para mejorar la oxigenación y también se ajustó la humedad del suelo.

Después de 2 meses de tratamiento en biopilas dinámicas, está planificado adicionar a la micopila sustrato agotado (después de la producción de las setas) tanto de *A. bisporus* como de *P. ostreatus* como inóculo fúngico. En esta segunda fase las biopilas pasarán a ser estáticas, habiendo un sistema de oxigenación del suelo y de aporte de agua controlados por una planta automatizada diseñada por la empresa KEPLER. El principal motivo para este cambio es que el mezclado del suelo en las biopilas dinámicas podría dañar las hifas e impedir el crecimiento y colonización del suelo por parte del micelio de los hongos.

Durante el tratamiento se va a realizar un muestreo mensual para hacer el seguimiento de la evolución de TPH C5-C40, TPH Alifáticos/Aromáticos C5-C35, BTEX y 16 HAP. También se hará un seguimiento de la concentración de nutrientes, de parámetros fisicoquímicos (pH, CE, ORP) y de la actividad microbiológica del suelo por qPCR (gen *alkB*), siembra en placa de degradadores de hidrocarburos y cuantificación de actividades enzimáticas (deshidrogenasa, hidrolasa, ureasa, lacasa, Mn-peroxidasa).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la caracterización inicial del suelo la concentración media de TPH C10-C40 era de 10.140 mg/kg. Se realizaron ensayos a escala de laboratorio (microcosmos) para elegir el sustrato agotado de las cepas fúngicas más adecuadas para el tratamiento del suelo y para probar como adicionar el sustrato al suelo (mezclado vs. por capas). Se eligieron los sustratos agotados de *A. bisporus* y de *P. ostreatus* como inóculos fúngicos y se observó que era mejor mezclar el sustrato de *A. bisporus*, mientras que el sustrato de *P. ostreatus* daba mejor resultado aplicándose por capas. Los resultados fueron bastante prometedores, lográndose una eliminación de TPH totales cercana al 70 % en 60 días.

Un año después se inició el ensayo de mesocosmos donde se probaron varias estrategias de recuperación del suelo en una escala intermedia (0,4 m³). Debido a la atenuación natural, la concentración de TPH disminuyó a 5.300 mg/kg desde la caracterización inicial del suelo, representando una eliminación del 48 % durante 1 año. También se eliminaron completamente los compuestos volátiles TPH C5-C10 y BTEX. En el ensayo mesocosmos se probaron en total 5 tratamientos diferentes, siendo el que presentó mejores resultados la bioestimulación de la microbiota autóctona con el sustrato no inoculado de *A. bisporus* que eliminó el 50 % de los TPH totales en 30 días. También se observó una tendencia para la eliminación de cadenas más leves frente a las cadenas más pesadas de hidrocarburos tanto alifáticos como aromáticos.

El tratamiento del suelo a escala real se inició recientemente con la construcción de 2 biopilas de 50 m³ en el Parque Energético La Rábida de CEPESA en Palos de la Frontera, Huelva. En esta fase inicial las biopilas eran dinámicas y se ajustó la humedad en ambas biopilas. Respecto a la micopila, su suelo fue mezclado con sustrato no inoculado de *A. bisporus* para bioestimular la microbiota autóctona. Los resultados del muestreo inicial no indican diferencias en la concentración media de TPH C10-C40 entre la biopila control (2.143 mg/kg) y la micopila (2.216 mg/kg), sugiriendo una buena homogeneización del suelo. De esta forma, hubo una eliminación del 78,5 % de los TPH por atenuación natural durante 2 años desde el inicio del proyecto. Actualmente se está esperando el resto de los resultados analíticos para realizar el seguimiento del tratamiento y evaluar la evolución de la eliminación de los TPH y de la actividad microbiológica, con el objetivo de optimizar las condiciones de operación de las biopilas y poder llevar a cabo la recuperación del suelo.

CONCLUSIONES

El proyecto LIFE MySOIL está demostrando el potencial de la técnica de micorremediación al evidenciar tanto su eficacia como su viabilidad económica. A través de este proyecto, se presenta un caso de tratamiento biológico en biopilas a escala real de un suelo contaminado con TPH, utilizando la innovadora tecnología emergente de micorremediación.

La micorremediación es una técnica prometedora que ofrece una alternativa sostenible y eficaz para la recuperación de sitios contaminados. Con una comprensión más profunda de los hongos y su papel en la descontaminación ambiental, es posible aprovechar todo su potencial para proteger y restaurar el medio ambiente para las generaciones futuras.

Agradecimientos: Este trabajo se llevó a cabo en el ámbito del proyecto LIFE MySOIL, *A step further in bioremediation: mycoremediation for soil recovery* y fue financiado por el programa LIFE de la Unión Europea bajo el contrato de subvención LIFE20 ENV/ES/000416.

APLICACIÓN DEL FITOMANEJO PARA LA RESTAURACIÓN AMBIENTAL DE DEPÓSITOS DE RESIDUOS DE MINERÍA METÁLICA ABANDONADOS: UN CASO DE ESTUDIO EN LA SIERRA MINERA DE CARTAGENA-LA UNIÓN

José Álvarez-Rogel^{*}, Juan José Martínez-Sánchez, Héctor Miguel Conesa Alcaraz, José Antonio Franco Leemhuis, Matías Ceacero-Moreno, María Nazaret González-Alcaraz

Departamento de Ingeniería Agronómica, Escuela Técnica Superior de Ingeniería Agronómica, Universidad Politécnica de Cartagena. Paseo Alfonso XIII, 48. 30203 Cartagena, España.

* jose.alvarez@upct.es

RESUMEN

En este trabajo se muestra un ejemplo de aplicación de técnicas de fitomanejo en una parcela de 2500 m² ubicada en un depósito de residuos mineros abandonado del antiguo distrito minero de Cartagena-La Unión (SE de España). Se labró el suelo, se añadió una enmienda orgánica (mezcla de 4700 kg de compost de residuos sólidos urbanos y 850 kg de biochar) a una dosis de 4,4 kg por metro lineal, se construyeron fajinas forestales y se plantaron 742 ejemplares de seis especies: *Pinus halepensis*, *Tetraclinis articulata*, *Atriplex halimus*, *Rhamnus lycioides*, *Maytenus senegalensis* y *Dorycnium pentaphyllum*. Durante un año se monitorizó *in situ* la actividad microbiológica del suelo y la actividad alimentaria de invertebrados edáficos; se analizaron parámetros físicos, químicos, microbiológicos y ecotoxicológicos del suelo; y se evaluó el crecimiento de las plantas introducidas además de analizar su contenido en metales. Los resultados indicaron el buen resultado de las técnicas aplicadas.

Palabras clave: contaminación del suelo, fitomanejo, ecotoxicidad, restauración ambiental.

INTRODUCCIÓN

Los depósitos de lodos de flotación que almacenan residuos de lavaderos de mineral se abandonan muchas veces sin restaurar cuando cesa la explotación, siendo una fuente de dispersión de elementos potencialmente tóxicos. Cuando estos depósitos entrañen un riesgo inaceptable de colapso y/o estén cerca de poblaciones y/o almacenen residuos extremadamente ácidos, se deberían priorizar actuaciones de restauración como la eliminación/reubicación o el sellado y cubrición *in situ*. Sin embargo, a veces es poco viable asumir económicamente y técnicamente estas actuaciones al conjunto de depósitos de un antiguo distrito minero, lo que obliga a buscar medidas alternativas complementarias. El fitomanejo por fitoestabilización asistida es una de estas alternativas (Robinson et al. 2009). Se basa en mejorar los suelos de los depósitos adicionando enmienda e introducir una cubierta vegetal para proteger al suelo de la erosión y fijar los metales/metaloides en la rizosfera, evitando su translocación a las partes aéreas de las plantas y/o la lixiviación hacia las aguas subterráneas.

Los resultados que se presentan en este trabajo forman parte del proyecto FiAmbRes (Aplicación de técnicas de Fitomanejo para la restauración Ambiental de depósitos de Residuos mineros metalíferos en zonas semiáridas, PDC2021-121263-I00; <https://fiambres.es/>), cuyo objetivo principal ha sido poner en valor la aplicación de técnicas de fitomanejo para la restauración ambiental de depósitos de residuos mineros abandonados que contienen lodos de flotación procedentes de lavaderos de mineral.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se ha desarrollado en una parcela piloto de unos 2500 m² ubicada en un depósito de lodos de flotación abandonado situado en el antiguo Distrito Minero de La Unión-Sierra de Cartagena (Murcia, España) (Figura 1). El suelo de la parcela es franco-arenoso, con un pH $\approx 7,4$, conductividad eléctrica $\approx 3,5$ dS m⁻¹ (extracto 1:2,5) y carbonato cálcico $\approx 2\%$. Las concentraciones totales de metales/metaloideos (digestión ácida) fueron, como promedios: Zn ≈ 11 g kg⁻¹, Mn y Pb $\approx 7,5$ g kg⁻¹, As ≈ 394 mg kg⁻¹, Cu ≈ 69 mg kg⁻¹ y Cd ≈ 38 mg kg⁻¹.

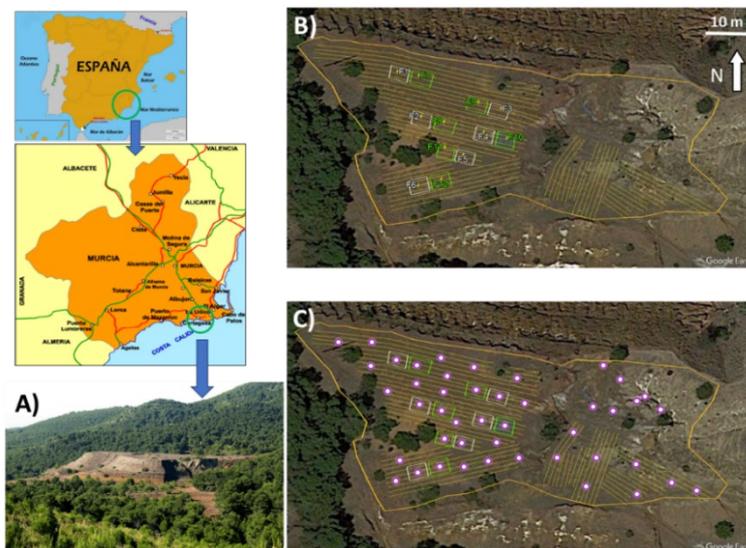


Figura 1. A) Ubicación del depósito de residuos mineros en la que se desarrolla el proyecto FiAmbRes. B) Vista aérea del conjunto de la parcela piloto: *en color amarillo los surcos de plantación; *ubicación de las 12 parcelas de seguimiento del efecto fajina x enmienda (F1 a F6 sin enmienda; F7 a F12 con enmienda). C) Ubicación de las 45 fajinas forestales construidas.

Se labró el suelo hasta una profundidad de 20 cm mediante un arado de golondrina abriendo surcos separados 1 m. A continuación, se aplicó una enmienda orgánica consistente en una mezcla de 850 kg de biochar de podas de árboles con 4.700 kg de compost de residuos sólidos urbanos (RSU) procedentes del vertedero de la ciudad de Cartagena. Se dejaron seis subparcelas de 4 x 3 m sin adición de enmienda, a fin de poder emplearlas como subparcelas control para poder evaluar los efectos de la enmienda al compararlas con otras seis parcelas anexas con enmienda. El biochar tenía un pH de $\approx 9,7$, conductividad eléctrica (CE) de $\approx 1,5$ dS m⁻¹ (extracto 1:10), carbono orgánico total (COT) de ≈ 62 g kg⁻¹, nitrógeno total (NT) de $\approx 0,4$ g kg⁻¹. El RSU tuvo un pH $\approx 6,4$, CE de $\approx 7,5$ dS m⁻¹ (extracto 1:10), COT de ≈ 32 g kg⁻¹, TN de $\approx 1,7$ g kg⁻¹. No se detectó CaCO₃ en el biochar, mientras que el RSU tuvo ≈ 178 g kg⁻¹. El contenido de P total era ≈ 1728 mg kg⁻¹ en el biochar y ≈ 3315 mg kg⁻¹ en el RSU. El carbono orgánico soluble (COS) era $\approx 1,3$ mg kg⁻¹ en el biochar y ≈ 117 mg kg⁻¹ en el RSU (extracto 1:10). La mezcla se adicionó en una proporción de 4,4 kg por metro lineal en los surcos. Tras la preparación del suelo se procedió a la construcción de 45 fajinas forestales, fabricadas con restos de poda de ramas de pinos de la zona. En las 12 parcelas de 4 x 3 m se estudió el efecto combinado de la orientación solana-umbría respecto a la fajina y el efecto enmienda-no enmienda. Se plantaron seis especies: *Pinus halepensis*, *Tetraclinis articulata*, *Atriplex halimus*, *Rhamnus lycioides*, *Maytenus senegalensis* y *Dorycnium pentaphyllum*.

Entre febrero de 2022 y de 2023 se monitorizaron *in situ* las emisiones de CO₂ del suelo y la actividad alimentaria de invertebrados edáficos; se analizaron parámetros físicos, químicos,

microbiológicos y ecotoxicológicos del suelo; y se evaluó el crecimiento de las plantas introducidas además de analizar su contenido en metales.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El laboreo y la adición de la enmienda tuvieron un efecto positivo sobre las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo. Las Figuras 2 a 5 muestran algunos de los resultados (para más información, Álvarez-Rogel et al. 2024). El laboreo aumentó la capacidad de retención de agua del suelo y disminuyó su densidad aparente; ambos efectos se vieron aumentados al combinar laboreo y emienda (Figura 2).

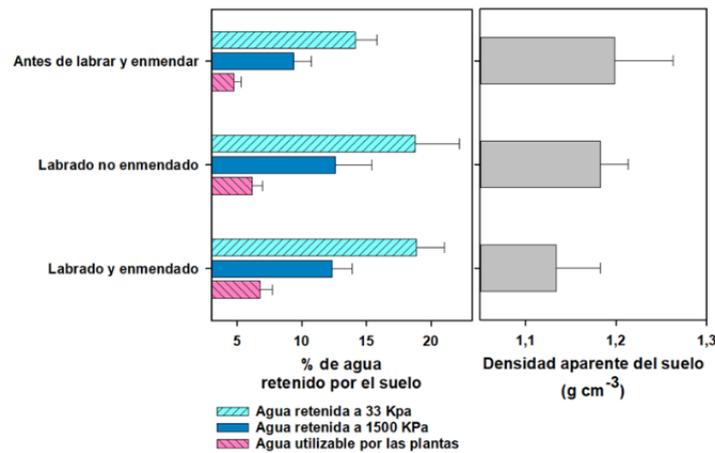


Figura 2. Izquierda: porcentaje de agua retenida en el suelo a capacidad de campo (33 kPa) y a punto de marchitez (1500 kPa), y porcentaje de agua teóricamente utilizable por las plantas (membrana de Richards). Derecha: densidad aparente del suelo. N=6. Media ± error estándar.

La enmienda favoreció la actividad alimentaria de los invertebrados del suelo desde el inicio, aunque a lo largo del tiempo dicha actividad se había incrementado incluso en ausencia de enmienda (Figura 3). Igual sucedió con los contenidos en COT, NT y las actividades enzimáticas (Figuras 4 y 5). Estos resultados indican que el crecimiento de la vegetación tuvo un resultado positivo sobre el suelo contribuyendo a la acumulación de carbono y nitrógeno y estimulando la actividad biológica, incluso en los tratamientos sin adición de enmienda, a pesar de que las plantas se desarrollaron considerablemente menos (Figura 6). La orientación a un lado u otro de las fajas no tuvo un papel relevante, aunque éstas pudieron incorporar materia orgánica y favorecer la actividad biológica del suelo.

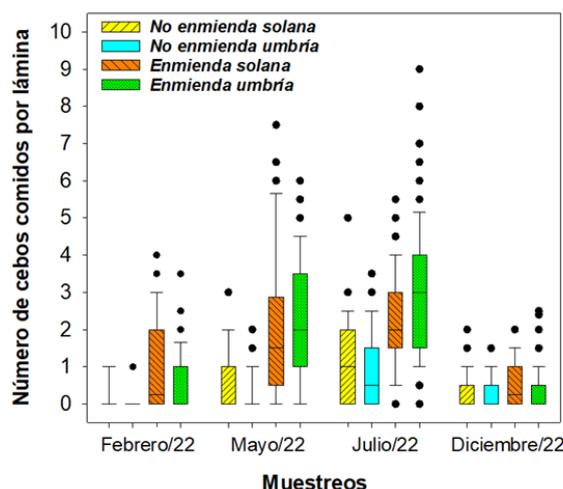


Figura 3. Evolución de la actividad alimentaria de los invertebrados del suelo entre febrero y diciembre de 2022 en función de la orientación con respecto a las fajas y de la adición de la enmienda. Las líneas horizontales

dentro de las cajas indican la mediana, los bigotes los percentiles 5 y 95 y los círculos negros los valores fuera

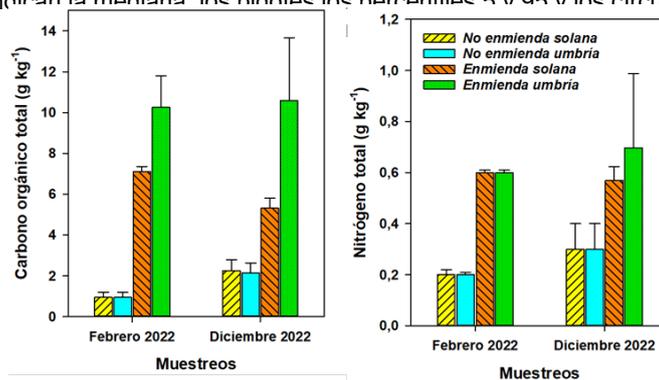


Figura 4. Efecto de los tratamientos sobre el contenido de carbono orgánico total (izquierda) y nitrógeno total (derecha) del suelo. N= 6. Media ± error estándar.

Las concentraciones de metales/metaloideos solubles en agua habían disminuido en diciembre de 2022 con respecto a febrero, sobre todo en los tratamientos con enmienda, siendo Zn y Mn los más abundantes (extracto 1:2,5; $\mu\text{g kg}^{-1}$): Zn \approx 400-1500; Mn \approx 50-300; Cd \approx 20-60; Pb \approx 5-15; As \approx 1-10. La adición de la enmienda favoreció la producción de biomasa en todas las especies (Figura 6). La concentración de metales/metaloideos en los tejidos vegetales fue variable en función de la especie, la parte de la planta y el elemento, pero tendió a ser menor en los tratamientos con enmienda y en raíces que en hojas (en mg kg^{-1} peso seco): Zn \approx 200-1500; Pb \approx 40-500; Cu, Cd y As $<$ \approx 40 (Álvarez-Rogel et al. 2024).

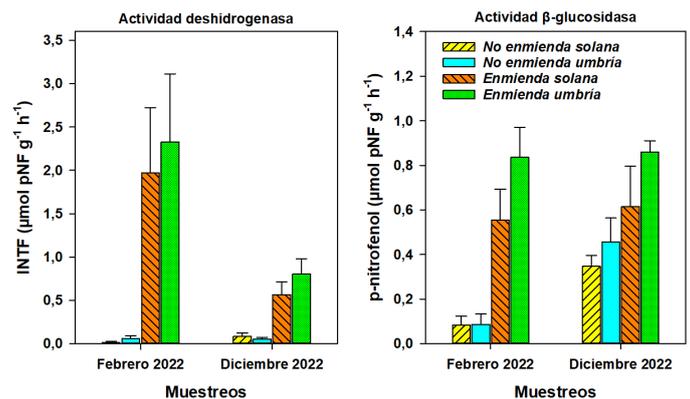


Figura 5. Efecto de los tratamientos sobre las actividades enzimáticas deshidrogenasa (izquierda) y β -glucosidasa (derecha) del suelo. N= 6 Media ± error estándar.

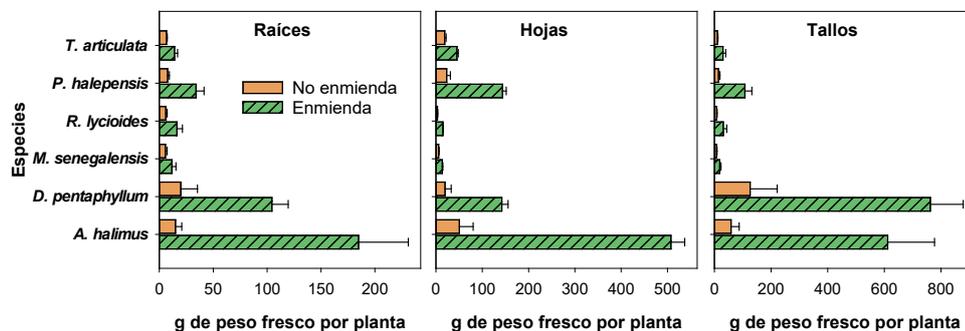


Figura 6. Efecto de la adición de la enmienda sobre la biomasa de raíces (izquierda), hojas (centro) y tallos (derecha) de las seis especies plantadas. N= 6. Media ± error estándar. No se tuvo en cuenta la orientación con respecto a las fajas, ya que no hubo diferencia entre solana y umbría.

CONCLUSIONES

Se puede concluir que las técnicas de fitomanejo empleadas (laboreo y adición de enmienda orgánica a base de biochar y RSU al suelo y construcción de fajas con tramas de pino) fueron adecuadas para mejorar las propiedades físicas, químicas, y biológicas del suelo, favorecer el crecimiento de las seis especies plantadas y disminuir las tasas de acumulación de metales/metaloideos en raíces y hojas.

Agradecimientos: Proyecto PDC2021-121383-I00 financiado por MCIN/AEI/10.13039/501100011033 y por la Unión Europea Next GenerationEU/ PRTR. M.N. González-Alcaraz es Investigadora Ramón y Cajal del MCIN (RYC2020-029322-I).

REFERENCIAS

Álvarez-Rogel J, Martínez-Sánchez JJ, Conesa HM, Franco JA, Ceacero-Moreno M, González-Alcaraz MN. 2024. Guía de aplicación de técnicas de fitomanejo para la restauración ambiental de depósitos de residuos mineros metalíferos en zonas semiáridas. Cartagena: ediciones UPCT. 139 p. ISBN: 978-84-17853-79-2.

Robinson BH, Bañuelos G, Conesa HM, Evangelou MWH, Schulin R. 2009. The Phytomanagement of Trace Elements in Soil. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 28: 240-266. <https://doi.org/10.1080/07352680903035424>.

BIOSYSMOdb: UNIFICANDO INFORMACIÓN PARA AVANZAR EN EL ESTUDIO DE LA BIORREMEDIACIÓN DEL SUELO

Marta Franco^{*}, Akanksha Mishra, Sara Gil-Guerrero, Lila Otero-Gonzalez, Manuel Salvador

Biotechnology division, IDENER.AI, Sevilla, Spain.

^{*}Marta Franco de Benito: marta.franco@idener.ai

RESUMEN

La contaminación del suelo, originada por actividades industriales, agrícolas y urbanas, supone una creciente amenaza para los ecosistemas, afectando la calidad del agua, la seguridad alimentaria y la biodiversidad de estos. La biorremediación, que emplea organismos vivos para descomponer o eliminar contaminantes, emerge como una solución prometedora a este problema. Sin embargo, su éxito depende de un profundo conocimiento sobre los procesos biológicos de degradación y la adaptabilidad de los microorganismos involucrados, información que se encuentra dispersa en diversas bases de datos, lo que hasta ahora ha dificultado la obtención de una visión integrada y aplicable.

En respuesta a este desafío, presentamos BIOSYSMO database (BIOSYSMOdb), una base de datos que integra y sintetiza el conocimiento sobre biodegradación disponible en cuatro bases de datos públicas: EAWAG BBD, MibPOPdb, MetaCyc y KEGG. A través de un protocolo de extracción y unificación, BIOSYSMOdb compila datos sobre vías metabólicas, reacciones, enzimas y organismos involucrados en la biodegradación de los compuestos incluidos, de los cuales también recoge información, ofreciendo así un recurso de alto valor tanto para su aplicación en protocolos de inferencia génica, anotación funcional y posterior modelización a escala genómica de los mecanismos degradativos que subyacen a estos procesos a nivel metabólico. De esta forma, BIOSYSMOdb servirá de nexo entre investigación computacional y experimental, ofreciendo una interfaz intuitiva para explorar datos de biodegradación, acelerando el desarrollo de soluciones específicas en biorremediación.

PALABRAS CLAVE: BIOSYSMO, Biorremediación, Biodegradación, Contaminación de suelos, Integración de datos.

INTRODUCCIÓN

La contaminación del suelo debido a actividades industriales, agrícolas y urbanas es una creciente preocupación en la Unión Europea, afectando la calidad del aire, agua y suelo, y comprometiendo la seguridad alimentaria y la biodiversidad. Contaminantes como metales pesados, compuestos orgánicos persistentes y otros químicos tóxicos persisten en el medio ambiente, bioacumulándose y dispersándose globalmente, llegando a afectar negativamente a la biosfera y la salud humana (Hung et al. 2022, Li et al. 2019). La biorremediación, que utiliza sistemas biológicos para descomponer total o parcialmente contaminantes, emerge como una solución prometedora. No obstante, aunque los avances en técnicas multiómicas, biología molecular y bioinformática han mejorado el entendimiento de estos procesos, el conocimiento sigue disperso en diversas bases de datos, dificultando una visión holística y su aplicación práctica (Verma 2021).

La base de datos BIOSYSMOdb en su objetivo de contribuir de forma útil a estas nuevas soluciones, integra y sintetiza el conocimiento sobre biodegradación de cuatro de los repositorios públicos más relevantes del campo: EAWAG (Gao et al. 2010), MibPOPdb (Ngara et al. 2022), MetaCyc (Caspi et al. 2020) y KEGG (Kanehisa y Goto 2000). BIOSYSMOdb incorpora datos sobre vías metabólicas, reacciones, enzimas y organismos involucrados en la biodegradación de una amplia variedad de compuestos, incluyendo xenobióticos, compuestos orgánicos y metálicos, proporcionando un recurso valioso para diversas

aplicaciones que requieren un conocimiento extenso y unificado de este tipo de procesos y que suponen la base de otros protocolos como pueden ser la modelización a escala genómica de los mecanismos de degradación o la inferencia de características funcionales en determinados organismos. BIOSYSMOdb permitirá conectar la investigación computacional y experimental, ofreciendo un entendimiento unificado de diversos mecanismos de biodegradación, favoreciendo la investigación de biología de sistemas en biorremediación y acelerando el desarrollo de soluciones personalizadas y adaptadas a cada caso.

MATERIALES Y MÉTODOS

Proceso general de construcción de la base de datos

Se implementó un proceso de búsqueda y recopilación de datos multidimensionales sobre compuestos objetivo para degradación biológica, rutas metabólicas, proteínas y enzimas implicadas, secuencias de aminoácidos y microorganismos degradadores. Durante el proceso de recopilación, se accedió a bases de datos especializadas usando técnicas de web scraping desarrolladas específicamente para este propósito. Los datos fueron filtrados y unificados para eliminar redundancias y establecer conexiones integradas. La base de datos se diseñó en SQL para mantener la integridad de los datos. Actualmente, se está desarrollando una interfaz gráfica para facilitar la consulta rápida y accesible de la base de datos.

Recogida de datos

Nivel químico/molecular: En este nivel, se llevó a cabo una recolección de compuestos químicos clave involucrados en procesos de biodegradación y su información asociada. La selección de estos compuestos se basó en su relevancia dentro de las regulaciones de seguridad y salud más reconocidas a nivel mundial. Además, se incluyeron compuestos xenobióticos de interés para los objetivos del proyecto BIOSYSMO. La extracción de datos se realizó desde sitios web oficiales de agencias reguladoras como ECHA (European Commission, s. f.), PubChem (Kim et al. 2023), y CompTox Chemicals Dashboard (Buckley et al. 2023). Para los compuestos recogidos se extrajeron propiedades físicas y químicas, actividades biológicas, información de seguridad y toxicidad, entre otros. Además, se empleó la herramienta web ClassyFire (Djoumbou Feunang et al. 2016), para organizar los compuestos en base a una clasificación jerárquica y descriptiva basada en su estructura. Adicionalmente, se recolectaron identificadores únicos y otra información pertinente de diversas agencias y bases de datos, mejorando así la accesibilidad y trazabilidad de cada compuesto.

Nivel metabólico: Para esta sección, se consultaron cuatro repositorios públicos: EAWAG BBD, MibPOPdb, MetaCyc y KEGG. En todas ellas, se recopilaron los datos disponibles sobre reacciones de degradación, proteínas y enzimas responsables, así como sus secuencias aminoacídicas de Uniprot (The UniProt Consortium 2023) y NCBI-protein (Sayers et al. 2022) en caso de estar disponibles. Además, se incluyeron rutas metabólicas y los organismos involucrados. Para aquellos organismos con genomas secuenciados, se obtuvieron los códigos de descarga de NCBI-genome (Sayers et al. 2022).

Unificación de la información y compilado de la base de datos.

Todos los datos fueron sometidos a un proceso de filtrado, cribado y unificación para homogenizar la información obtenida de las diversas bases de datos e identificar redundancias. Tras la definición del *data set* final, se etiquetaron con identificadores únicos todos los compuestos, reacciones, rutas metabólicas y enzimas, en cada nivel de la base de datos. Sin embargo, se conservaron los identificadores asociados a sus bases de datos de origen para asegurar su trazabilidad. Tras ello la base de datos fue implementada en una estructura SQL previamente diseñada. La interfaz gráfica de BIOSYSMOdb, en desarrollo inicial, permitirá visualizar rutas de degradación de una forma interactiva y accesible.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

BIOSYSMOdb se destaca por integrar y superar las características de varias bases de datos bioinformáticas, centralizando información tradicionalmente dispersa. A diferencia de KEGG, que se centra en el metabolismo general y la integración de datos genómicos, BIOSYSMOdb proporciona detalles exhaustivos en vías metabólicas específicas con datos directamente vinculados a estudios experimentales, similar a MetaCyc, pero con mayor especificidad para compuestos xenobióticos.

Mientras que MetaCyc ofrece descripciones detalladas de vías metabólicas y propiedades enzimáticas, BIOSYSMOdb se enfoca más en la aplicación práctica para la biorremediación, integrando datos sobre propiedades enzimáticas y organismos degradadores, superando a MetaCyc en cobertura genómica y taxonómica. EAWAG BBD y mibPOPdb, aunque especializados en biodegradación y contaminantes orgánicos persistentes, presentan limitaciones como la imposibilidad de extracción de reacciones en mibPOPdb (Figura 1) y la dificultad de acceso a datos en EAWAG BBD, problemas que han sido solventados en BIOSYSMOdb.

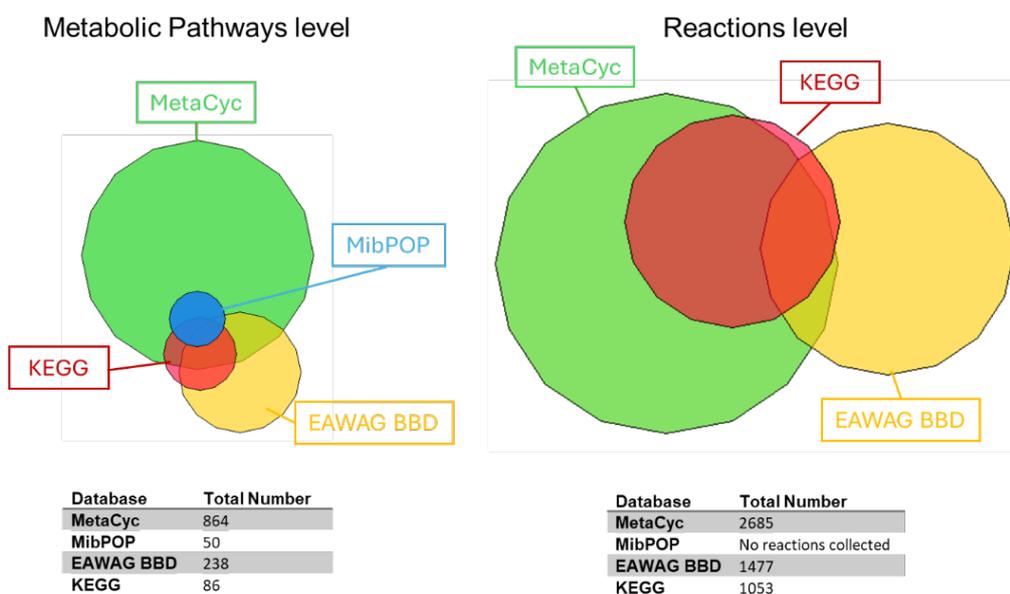


Figura 2. Solapamiento de dato entre las diversas bases de datos a nivel de Pathways metabólicos (izq) y reacciones (der)

BIOSYSMOdb combina estas características con una clasificación avanzada de compuestos y enzimas (Tabla 1), permitiendo un análisis sistemático y dirigido, facilitando el diseño de estrategias de biorremediación personalizadas y eficaces. Esta base de datos ofrece una herramienta exhaustiva que integra las funcionalidades de KEGG, MetaCyc, EAWAG-BBD y mibPOPdb, combinando las bondades de cada una (Figura 1) y permitiendo explorar e inferir funcionalidades biológicas de manera más eficiente.

Tabla 1. Número de objetos unicos por nivel informative incluidos en la BIOSYSMOdb v1.0

Nivel de la base de datos	Número de objetos
Compuestos	19001
Pathways Metabólicos	1061
Reacciones	3876
Enzimas/Proteínas	3126
Organismos degradativos	7179

CONCLUSIONES

BIOSYSMOdb representa un avance significativo en la integración de datos sobre biodegradación, unificando información crucial de EAWAG, MibPOPdb, MetaCyc y KEGG. Esta base de datos proporciona un recurso valioso y exhaustivo, centralizando detalles sobre rutas metabólicas, reacciones, enzimas y organismos involucrados en la degradación de contaminantes. Con una estructura que permite conexiones integradas entre niveles de información, BIOSYSMOdb facilitará el diseño de estrategias de biorremediación más eficaces y personalizadas, acelerando el desarrollo de soluciones específicas para la contaminación ambiental y mejorando la capacidad de investigación en biología de sistemas y biotecnología.

REFERENCIAS

- Buckley TJ, Egeghy PP, Isaacs K et al. 2023. Cutting-edge computational chemical exposure research at the U.S. Environmental Protection Agency. *Environment International* 178: 108097.
- Caspi R, Billington R, Keseler IM et al. 2020. The MetaCyc database of metabolic pathways and enzymes—A 2019 update. *Nucleic Acids Research* 48(D1): D445-D453.
- Djombou Feunang Y, Eisner R, Knox C et al. 2016. ClassyFire: Automated chemical classification with a comprehensive, computable taxonomy. *Journal of Cheminformatics* 8(1): 61.
- European Commission. (s. f.). ECHA-Homepage. Recuperado 27 de mayo de 2024, de <https://echa.europa.eu>
- Gao J, Ellis LBM, Wackett LP. 2010. The University of Minnesota Biocatalysis/Biodegradation Database: Improving public access. *Nucleic Acids Research* 38(suppl_1): D488-D491.
- Hung H, Halsall C, Ball H et al. 2022. Climate change influence on the levels and trends of persistent organic pollutants (POPs) and chemicals of emerging Arctic concern (CEACs) in the Arctic physical environment – a review. *Environmental Science: Processes & Impacts* 24(10): 1577-1615.
- Kanehisa M, Goto S. 2000. KEGG: Kyoto Encyclopedia of Genes and Genomes. *Nucleic Acids Research* 28(1): 27-30.
- Kim S, Chen J, Cheng T et al. 2023. PubChem 2023 update. *Nucleic Acids Research*, 51(D1): D1373-D1380.
- Li C, Zhou K, Qin W, Tian C, Qi M, Yan X, Han W. 2019. A Review on Heavy Metals Contamination in Soil: Effects, Sources, and Remediation Techniques. *Soil and Sediment Contamination: An International Journal*, 28(4): 380-394.
- Ngara TR, Zeng P, Zhang H. 2022. mibPOPdb: An online database for microbial biodegradation of persistent organic pollutants. *iMeta* 1(4): e45.

Sayers EW, Bolton EE, Brister JR et al. 2022. Database resources of the National Center for biotechnology information. *Nucleic Acids Research*, 50(D1): D20-D26.

The UniProt Consortium. 2023. UniProt: The Universal Protein Knowledgebase in 2023. *Nucleic Acids Research*, 51(D1): D523-D531

Verma A. 2021. *Bioremediation Techniques for Soil Pollution: An Introduction*. En *Biodegradation Technology of Organic and Inorganic Pollutants*. IntechOpen

CONCENTRACIONES NATURALES DE ELEMENTOS POTENCIALMENTE TÓXICOS EN EL SISTEMA SUELO-RIZOSFERA-PLANTA DE PLANTAS SILVESTRES DEL ALTIPLANO BOLIVIANO

Vanesa Lalín-Pousa^{1,2}, Mauricio R. Ormachea³, Jesica Murray^{4,5}, Manuel Arias-Estévez^{1,2}, David Fernández-Calviño^{1,2}, Paula Pérez-Rodríguez^{1,2,*}

¹Departamento de Biología Vegetal e Ciencia do Solo, Área de Edafología e Química Agrícola, Facultade de Ciencias, Universidade de Vigo, 32004, Ourense.

²Instituto de Agroecoloxía e Alimentación, Universidade de Vigo - Campus Auga, 32004, Ourense.

³Instituto de Investigaciones Químicas, Universidad Mayor de San Andrés, Campus Universitario, La Paz, Bolivia

⁴Instituto de Bio y Geociencias del NOA (IBIGEO), Universidad Nacional de Salta - CONICET, Rosario de Lerma, Salta, Argentina

⁵Institut Terre et Environnement de Strasbourg (ITES), Université de Strasbourg, CNRS, UMR 7063, Strasbourg, France

*Paula Pérez Rodríguez paulaperezr@uvigo.gal

RESUMEN

En zonas áridas del altiplano boliviano, existe una elevada movilización de elementos potencialmente tóxicos (EPT) en el medio que pueden afectar a la calidad de los ecosistemas. Para determinar su origen y movilidad, analizamos el sistema suelo-rizosfera- planta de *Parastrephia lepidophylla*, *Baccharis tola* spp. *altiplanicola* (x2), *Azorella compacta* Phil. tomadas en el Parque Nacional de Sajama (Bolivia), no afectado por el ser humano. Se determinaron las concentraciones totales de Cr, Cd, Mn, Sr, Cu y Al en suelo, rizosfera, raíz y parte aérea, y se calcularon índices de movilidad en el sistema analizado. Los resultados mostraron elevadas concentraciones totales de Al (1670-81000 mg/kg), Mn (240-965 mg/kg) y Sr (713-1109 mg/kg) en suelo. Las concentraciones de Cr, Cd y Cu fueron < 64 mg/kg. En la rizosfera, los valores variaron entre 8100-81000 mg/kg, 250-655 mg/kg y 783-996 mg/kg para Al, Mn y Sr, respectivamente. En el caso del Cr, Cd y Cu fueron < 55 mg/kg. En la vegetación se encontraron concentraciones de 47-227 mg/kg (Al), 5-17 mg/kg (Mn) y 27-315 mg/kg (Sr) en la raíz y 1,1-723 mg/kg (Al), 0,1-33 mg/kg (Mn) y 25-881 mg/kg (Sr) en la parte aérea. Se observó un factor de enriquecimiento en la rizosfera de 4,9 para el Al con la especie *Parastrephia lepidophylla*, un factor de bioconcentración para el Cd de 2,3 y un factor de translocación de 11,3 para el Sr con la especie *Baccharis tola* spp. *altiplanicola*. Estas especies podrían usarse como potencialmente fitorremediadoras en este tipo de suelos.

Palabras clave: Fitorremediación, suelos naturales, plantas silvestres, índices de movilidad.

INTRODUCCIÓN

Los elementos potencialmente tóxicos como Mn, Cr, Cd, Sr, Cu y Al existen de manera natural en el medio, procedentes de la litología. Sin embargo, últimamente se ha incrementado la preocupación por la presencia y circulación de grandes cantidades estos en la biosfera donde, desde un punto de vista de geoquímica global, solo deberían estar presentes en bajas concentraciones (Macías y Calvo de Anta 2009). Cuando la cantidad de estos elementos es mayor a la que puede amortiguar el suelo, pueden tener un efecto tóxico (FAO, 2018).

Muchas especies de plantas toleran elevadas concentraciones de elementos tóxicos en el suelo y son capaces de adoptar diversas estrategias en su entorno (Barceló y Poschenrieder 2003), para que, junto con los microorganismos asociados a sus raíces, puedan degradar, secuestrar o incorporar contaminantes (Cahuana y Aduvire 2019). Los objetivos de este trabajo son determinar las concentraciones totales de EPTs en el sistema suelo-rizosfera-planta en zonas naturales de Bolivia, determinar sus índices de tolerancia y proponer especies de vegetación espontánea autóctona como potenciales especies fitorremediadoras y/o inmovilizadoras de EPTs en suelos con niveles potencialmente tóxicos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se tomaron muestras de suelos (S), rizosfera (RH) y de parte aérea (PA) y raíz (R) de vegetación espontánea en el Parque Nacional de Sajama, Bolivia (18°05'00"S 68°55'00"O), en cuatro ubicaciones: SAJ1, SAJ2, SAJ3 y SAJ4 (Figura 1).

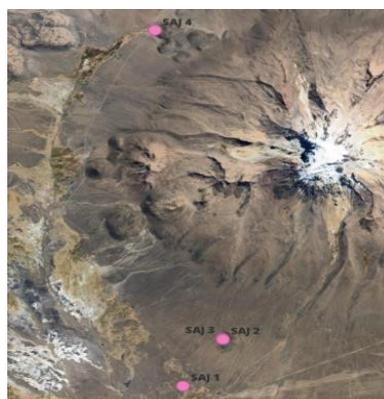


Figura 1: Localización de los puntos de muestreo.

Las plantas fueron separadas en PA, R y RH. En el caso de las plantas más leñosas, la PA fue separada en tallo (T) y hojas (H). Concretamente en SAJ1 se muestreó la especie *Parastrephia lepidophylla*, en SAJ2 *Baccharis tola* spp. altiplanicola, SAJ3 *Baccharis tola* spp. altiplanicola y en SAJ4 *Azorella compacta* Phil. El análisis del Cr, Cd, Mn, Sr, Cu y Al total en suelo y en la rizosfera se realizó en muestras molidas tras una digestión ácida (agua regia) mediante ICP-OES. El análisis del material vegetal, tanto de la biomasa aérea (PA, T, H) como de la radicular (R), se realizó tras una digestión con HNO₃ concentrado (21M). En el extracto se midió Cr, Cd, Mn, Sr, Cu y Al mediante ICP-MS. Se calcularon el factor de enriquecimiento de la rizosfera (FE), el factor de bioconcentración (FB) y el factor de translocación (FT) siendo indicativos del enriquecimiento de EPT en la rizosfera, los tejidos subterráneos o aéreos, y la movilización desde la raíz hasta la parte aérea, respectivamente, cuando estos factores son superiores a 1.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados mostraron elevadas concentraciones totales en suelos (Tabla 1), destacando el Al (1670-81000 mg/kg), Mn (240-965 mg/kg) y Sr (713-1109 mg/kg). Se observan concentraciones menores de Cd (0,2-0,4 mg/kg), Cr (13,8 -63,5 mg/kg) y Cu (16,6-38,6 mg/kg).

Tabla 1: Concentraciones de EPTs en muestras de suelo, rizosfera y vegetación.

Zona	Especie	Tipo de muestra	Cd	Cr	Mn	Cu	Sr	Al
			-----mg/kg-----					
SAJ1	<i>Parastrephia lepidophylla</i>	Hoja	0,2	1,3	20,5	9,1	54,7	152,3
		Tallo Grande	0,5	1,37	12,5	17,5	83,5	47,5
		Tallo Grueso	0,2	0,5	9,5	9,5	106,9	147,6
		Raíz	0,5	1,4	5,3	5,3	83,5	47,4
		RH	1,1	52,2	643,9	36,2	959,0	8100,0
		Suelo	0,3	57,4	947,5	38,3	713,4	1666,8
SAJ2	<i>Baccharis tola</i> spp. altiplanicola	Hojas	0,2	2,3	32,5	12,5	49,3	212,5
		Tallo pequeño	0,3	1,3	27,4	24,8	45,1	289,0
		Tronco	0,20	0,7	18,2	13,6	24,5	331,8
		Raíz	0,24	0,7	8,8	5,9	27,3	217,6
		RH	1,1	54,8	620,0	39,3	935,9	79441,5
		Suelo	0,4	63,5	920,7	33,5	1109,2	76554,7
SAJ3	<i>Baccharis tola</i> spp. altiplanicola	Tallo pequeño	0,27	0,6	0,1	0,1	162,2	1,1
		Tallo Grande	0,24	0,1	23,5	18,5	781,7	327,8
		Raíz	0,20	0,3	11,2	24,8	80,6	226,9
		RH	1,0	51,8	654,2	34,1	996,1	81000,0
		Suelo	0,4	55,5	965,6	28,3	1008,6	80998,6
SAJ4	<i>Azorella compacta</i> Phil.	Hojas	0,00	0,0	25,0	5,9	676,6	772,7
		Capa externa	0,00	0,0	24,8	5,3	122,8	521,8
		Tallo grande	0,00	0,0	22,2	10,9	880,9	471,1
		Raíz	0,00	0,0	16,7	7,9	315,0	157,3
		RH	0,6	17,6	249,2	18,2	782,6	32015,9
		Suelo	0,2	13,8	239,8	16,6	820,5	25347,0

En la rizosfera, los valores variaron entre 8100-81000 mg/kg, 250-655 mg/kg y 783-996 mg/kg para Al, Mn y Sr, respectivamente. En el caso de Cr, Cd y Cu variaron entre 17,6-54,8 mg/kg, 0,6-1 mg/kg y 18,2-39,3 mg/kg, respectivamente. En la vegetación se encontraron concentraciones de 47-227 mg/kg (Al), 5-17 mg/kg (Mn) y 27-315 mg/kg (Sr) en la raíz y 1,1-723 mg/kg (Al), 0,1-33 mg/kg (Mn) y 25-881 mg/kg (Sr) en la parte aérea. Los valores de FE (Tabla 2) para el Cd, Sr, Cu y Al fueron > 1 en todos los casos, indicando una acumulación de estos elementos en la rizosfera. El valor más elevado se encontró en la rizosfera de *Parastrephia lepidophylla* para el Al (4,9), lo que indicó la capacidad de esta especie de atraer el Al a su rizosfera. Además, todas las especies estudiadas mostraron capacidad para atraer el Cd en su rizosfera, siendo FE > 2,7 en todos los casos y destacando *Parastrephia lepidophylla* como la más eficiente.

Tabla 2: Factor de enriquecimiento (FE) de EPTs en la rizosfera de cada especie.

FE	Cd	Cr	Mn	Cu	Sr	Al
SAJ1 <i>Parastrephia lepidophylla</i>	3,7	0,9	0,7	0,9	1,3	4,9
SAJ2 <i>Baccharis tola</i> spp. altiplanicola	2,7	0,9	0,7	1,2	0,8	1,0
SAJ3 <i>Baccharis tola</i> spp. altiplanicola	2,7	0,9	0,7	1,2	1,0	1,0
SAJ4 <i>Azorella compacta</i> Phil	2,9	1,3	1,0	1,1	1,0	1,3

El FB (Tabla 3) más elevado fue en la *Parastrephia lepidophylla* para el Cd, seguido de *Azorella compacta* Phil para el Sr. También destacaron la *Baccharis tola* spp. Altiplanicola en SAJ2 y SAJ3 para el Cd y *Baccharis tola* spp. Altiplanicola y *Azorella compacta* Phil para

el Cu en SAJ2 y SAJ4, respectivamente. Todos los demás valores se presentan $FB < 1$, por lo van a ser exclusoras de estos elementos. Valores semejantes para el caso del Cd ($FB = 1,9$) fueron encontrados para *Juncus arcticus* Willd. y *Cortaderia rudiusscula* Stapf. y muy superiores para el Al y Mn (1,7 y 5,5, respectivamente) (Medina y Chávez, 2014).

Tabla 3: Factor de bioconcentración (FB) de EPTs en la rizosfera de cada especie.

FB	Cd	Cr	Mn	Cu	Sr	Al
SAJ1 <i>Parastrephia lepidophylla</i>	3,0	0,1	0,0	0,9	0,3	0,2
SAJ2 <i>Baccharis tola</i> spp. altiplanicola	1,7	0,1	0,1	1,5	0,1	0,0
SAJ3 <i>Baccharis tola</i> spp. altiplanicola	1,4	0,0	0,0	0,7	0,9	0,0
SAJ4 <i>Azorella compacta</i> Phil.	0,0	0,0	0,3	1,3	2,0	0,1

Valores de $FT > 1$ aparecen en la mayoría de los casos (Tabla 4). Por lo que la planta va a trasladar eficazmente dichos elementos de la raíz a la parte aérea, pudiéndose considerar éstas como potenciales especies fitoacumuladoras o fitoextractoras. Cabe destacar el valor más elevado del FT, para el caso del Sr en la especie *Baccharis tola* spp. altiplanicola en SAJ3 (11,7) o para el Al en el caso de *Azorella compacta* Phil. (11,2). En algunos casos muestran $FT < 1$, como *Azorella compacta* Phil. para el Cd y Cr, indicando una restricción de desde las raíces a la parte aérea, por lo que, en este caso, podrá fitoestabilizar el Cd y el Cr en el suelo. Valores ligeramente inferiores fueron encontrados para el FT de Al (1), de Cd (1,1) y de Mn (1,3) (Medina y Chávez 2014).

Tabla 4: Factor de translocación (FT) de EPTs en la rizosfera de cada especie.

FT	Cd	Cr	Mn	Cu	Sr	Al
SAJ1 <i>Parastrephia lepidophylla</i>	2,0	2,3	8,1	6,9	2,9	7,3
SAJ2 <i>Baccharis tola</i> spp. altiplanicola	2,9	6,1	8,8	8,7	4,4	3,8
SAJ3 <i>Baccharis tola</i> spp. altiplanicola	2,6	2,3	2,1	0,7	11,7	1,4
SAJ4 <i>Azorella compacta</i> Phil.	0,0	0,0	4,3	2,8	5,3	11,2

CONCLUSIONES

- 1.- Después del análisis de los suelos, rizosferas y plantas silvestres se obtuvieron elevadas concentraciones de Mn, Sr y Al total.
- 2.- En general, los valores más altos de estos elementos tóxicos se encuentran en los suelos y en la rizosfera de las plantas.
- 3.- Las especie *Parastrephia lepidophylla* y *Baccharis tola* spp. altiplanicola tanto en SAJ2 como SAJ3 translocan eficazmente el Sr, Al o Mn de su raíz a la parte aérea por lo que podrían proponerse como potenciales especies fitoacumuladoras o fitoextractoras de estos elementos, sin que les llegue a producir fitotoxicidad.

REFERENCIAS

- Barceló J, Poschenrieder C. 2003. Phytoremediation: Principles and Perspectives. Contributions to Science Vol 2, p. 333-334.
- Cahuana L, Aduvire O. 2019. Bioacumulación de metales pesados en tejidos de vegetación acuática y terrestre evaluados en áreas donde existen pasivos ambientales mineros en el Perú. REV. MAMYM vol.4.
- FAO, 2018. La contaminación de los suelos está contaminando nuestro futuro. 6 razones por las cuales debería preocuparnos la #ContaminacióndelSuelo. <https://www.fao.org/newsroom/story/polluting-our-soils-is-polluting-our-future/es>

Macías F, Calvo de Anta R. 2009, Niveles genéricos de referencia de metales pesados y otros elementos traza en suelos de Galicia, Xunta de Galicia, Consellería de Medio Ambiente e Desenvolvemento Sostible.

Medina K, Chávez Y. 2014, Determinación del factor de bioconcentración y traslocación de metales pesados en el '*Juncus arcticus* willd' y '*Cortaderia rudiusscula* stapf', de áreas contaminadas con el pasivo ambiental minero alianza, Universidad Nacional Santiago Antúnez de Mayolo.

¿ES DIFERENTE LA TOLERANCIA DE LA COMUNIDAD BACTERIANA AL NI CUANDO ÉSTE SE AÑADE AL SUELO EN UNA SOLA APLICACIÓN O DE MANERA GRADUAL?

David Fernández-Calviño^{1,2}, Claudia Campillo-Cora^{1,2,*}, Raquel Vázquez-Blanco^{1,2}, Manuel Arias-Estévez^{1,2}

¹ Área de Edafología e Química Agrícola. Facultade de Ciencias de Ourense. Universidade de Vigo, As Lagoas a/n, Ourense 32004, Galiza.

² Instituto de Agroecoloxía e Alimentación (IAA). Universidade de Vigo – Campus Auga, Ourense 32004, Galiza.

[*cccampillo@uvigo.gal](mailto:cccampillo@uvigo.gal)

RESUMEN

La contaminación de suelos por metales pesados, como el níquel (Ni), es una problemática global. El Ni puede llegar a los suelos desde diferentes fuentes, dando lugar a su acumulación. Sin embargo, dependiendo de la fuente, el Ni puede depositarse en los suelos mediante una descarga puntual y concentrada, o gradualmente. Para evaluar el efecto del tipo de evento de contaminación, se usó la metodología PICT (Pollution-Induced Community Tolerance) como indicador directo de la toxicidad del Ni. El suelo de estudio se contaminó con cinco concentraciones de Ni (0, 250, 500, 1000, 2000 mg·kg⁻¹). Para ello, se llevaron a cabo dos procedimientos de contaminación: (A) una sola aplicación de Ni y un año de incubación, (B) repetidas aplicaciones de Ni durante un año, hasta la misma concentración final de Ni. Después de la incubación, se determinó la tolerancia al Ni: (1) extrayendo las bacterias del suelo, (2) exponiéndolas a un gradiente de Ni, (3) determinando el crecimiento bacteriano (método de incorporación de ³H-leucina). Independientemente del tipo de aplicación de Ni, la tolerancia bacteriana al Ni aumentó con la concentración de Ni en el suelo, como respuesta del incremento de toxicidad del Ni. En cuanto a los tipos de aplicación, la magnitud de la tolerancia bacteriana al Ni fue mayor cuando el Ni se aplicó en una única aplicación que cuando se aplicó gradualmente. Esto significa que las comunidades bacterianas se vieron más afectadas cuando se aplicó en una sola aplicación que cuando se aplicó gradualmente.

Palabras clave: PICT, Ni, crecimiento bacteriano, ³H-Leucina.

INTRODUCCIÓN

La acumulación de metales pesados en el suelo es un problema global debido, en gran parte a actividades humanas como el riego con aguas residuales, aplicación de purines de ganado o de fertilizantes comerciales. Se han reportado concentraciones de hasta 898 mg·kg⁻¹ de Ni en suelos industriales (Zhu 2016). Concentraciones elevadas de metales pueden afectar las funciones del ecosistema y de sus comunidades microbianas, como su estructura, actividad microbiana, actividad enzimática o respiración microbiana. Los experimentos realizados en laboratorio para evaluar el efecto de los metales pesados en las comunidades microbianas se basan, normalmente, en una única aplicación de contaminante. Sin embargo, en la realidad, los metales pueden llegar al suelo a través de pequeñas aplicaciones durante largos períodos de tiempo, como la aplicación de fungicidas, pesticidas, fertilizantes, enmiendas orgánicas, etc. Las comunidades microbianas pueden responder de forma diferente ante un episodio de contaminación puntual y masivo o ante pequeños episodios de contaminación más leves pero continuados en el tiempo. Liu et al. (2017) estudiaron el efecto de los tipos de aplicación de Cu sobre la tolerancia de comunidades microbianas de un suelo básico, pero no determinaron diferencias significativas en la tolerancia de comunidades microbianas al Cu al aplicar el metal en una sola gran dosis o en pequeñas dosis espaciadas en el tiempo. Sin embargo, para suelos más ácidos sí se podrían ver diferencias, teniendo en cuenta el aumento de la toxicidad

de los metales (Bradl 2004). El objetivo de este estudio es evaluar si el procedimiento de adición del Ni (una dosis Vs gradual) en un suelo ligeramente ácido tiene diferente efecto en el desarrollo de tolerancia de las comunidades microbianas al Ni, mediante la metodología PICT (Pollution-Induced Community Tolerance).

MATERIALES Y MÉTODOS

Sobre un suelo ligeramente ácido ($\text{pH}_{\text{agua}} 6,35$) se realizaron dos procedimientos de contaminación de Ni.

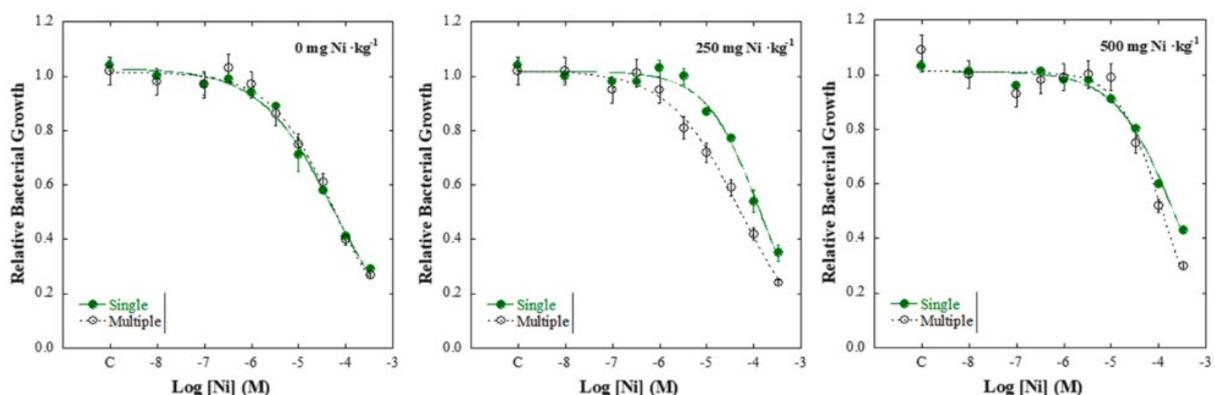
Dosis única: Cada concentración de Ni estudiada se aplicó en una única dosis de $\text{Ni}(\text{NO}_3)_2$ sobre 4 g de suelo (<2 mm), y se incubó durante 1 año en oscuridad y con una temperatura constante de 22 °C. Cada dos meses se restauraron los niveles de humedad. Se usaron las siguientes concentraciones finales de Ni: 0, 250, 500, 1000 y 2000 $\text{mg Ni}\cdot\text{kg}^{-1}$, con tres réplicas para cada concentración.

Varias dosis: Cada concentración de Ni estudiada se aplicó al suelo de manera gradual durante 1 año. Sobre 4 g de suelo (<2 mm) se aplicó una dosis inicial de $\text{Ni}(\text{NO}_3)_2$, y se repitió cada 2 meses, un total de 5 veces. Entre cada dosis, el suelo se incubó a 22 °C en oscuridad. Las dosis aplicadas fueron de 0; 41,7; 83,3; 166,7; 333,3 $\text{mg Ni}\cdot\text{kg}^{-1}$, al cabo de 10 meses la contaminación aplicada a los suelos iguala a la del otro procedimiento (0, 250, 500, 1000 y 2000 $\text{mg Ni}\cdot\text{kg}^{-1}$). Por último, se dejó incubar el suelo 2 meses en oscuridad y 22 °C, cumpliéndose así 12 meses de experimento, al igual que en el procedimiento de dosis única.

Después de un año de incubación, se determinó la tolerancia de las comunidades bacterianas al Ni. El método PICT se basa en cuantificar la tolerancia al Ni comparando la respuesta de una comunidad de referencia (no contaminado) con la de otra comunidad expuesta al Ni. En la primera fase de PICT se expone las comunidades al Ni en el suelo y se incuban. En la segunda fase de PICT se cuantifica la tolerancia al Ni exponiendo a las comunidades bacterianas al Ni por segunda vez, usando el crecimiento bacteriano (técnica de incorporación de ^3H -Leucina) (Brand et al. 2010). A partir de las curvas dosis-respuesta obtenidas de la segunda fase, se determinó el valor de $\log \text{IC}_{50}$ (concentración de Ni que inhibe 50% crecimiento bacteriano) siguiendo un modelo logístico (Campillo-Cora et al. 2023). Cuanto mayor sea $\log \text{IC}_{50}$, más tolerancia habrán desarrollado las comunidades bacterianas al Ni en el suelo, y más toxicidad estará ejerciendo el Ni sobre las comunidades bacterianas.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las curvas dosis-respuesta muestran una forma sigmoïdal (Fig. 1). El crecimiento bacteriano fue máximo, próximo a 1, en los niveles más bajos de adición de metal y después tendió a cero cuando se incrementó la concentración de metal. Todas las curvas presentan un $R^2 > 0,95$, por lo lo que se ajustaron bien al modelo logístico.



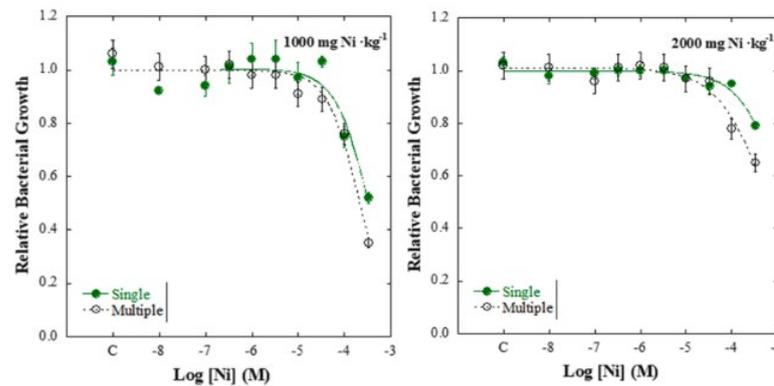


Figura 1. Curvas dosis-respuesta a diferentes concentraciones de Ni en la suspensión bacteriana para una sola aplicación (línea verde) y para aplicaciones graduales (línea negra). Campillo-Cora et al. (2023).

La tolerancia de las comunidades bacterianas al Ni aumentó al aumentar la concentración de Ni en el suelo, para todos los casos. Estudios anteriores (Díaz-Raviña et al. 1994, Díaz-Raviña y Bååth 1996; Bååth et al. 1998, Fait et al. 2006, Van Beelen et al. 2004) han encontrado una relación positiva entre la cantidad de metal añadido y el desarrollo de tolerancia de las comunidades bacterianas (metodología PICT). Sin embargo, parece que la aplicación de Ni en una única dosis tuvo un mayor impacto en las comunidades bacterianas, ya que las curvas están más desplazadas a la derecha (mayor tolerancia). Por tanto, si las comunidades bacterianas desarrollaron más tolerancia, esto quiere decir que el Ni ejerce mayor efecto tóxico cuando se añade en una sola aplicación que en aplicaciones graduales.

Se estableció 0,3 como el valor, en unidades logarítmicas, del incremento de $\Delta \log IC_{50}$ a partir del cual se considera que las comunidades bacterianas desarrollaron tolerancia al Ni. En la Figura 2 se observa que, en el caso de la aplicación única, los valores de $\Delta \log IC_{50}$ superaron el incremento de 0,3 a partir de $250 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ de Ni. Sin embargo, para dosis graduales de Ni, $\Delta \log IC_{50}$ no supera un incremento del 0,3 hasta los $500 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$. Por tanto, se evidencia que el Ni es más tóxico para las comunidades bacterianas cuando llega a los suelos en una sola gran aplicación, que cuando llega de manera gradual. En futuros estudios, podría sobreestimarse el impacto de la contaminación de Ni en las comunidades bacterianas si el procedimiento se hace usando solo una única dosis de Ni (Fig. 2.)

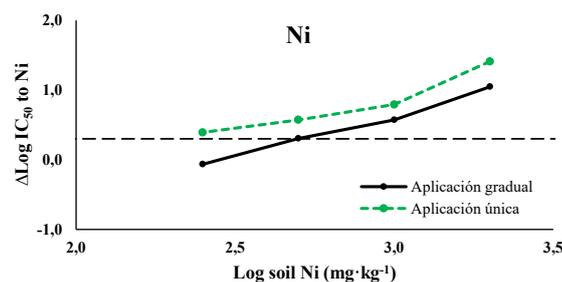


Figura 2. Incremento de $\Delta \log IC_{50}$ en las aplicaciones graduales de Ni (línea verde) y una única aplicación (línea negra) a diferentes concentraciones de Ni. (Campillo-Cora et al. 2023).

CONCLUSIONES

Las comunidades bacterianas del suelo desarrollan tolerancia al Ni frente a la adición de Ni (PICT). El método de aplicación del Ni influye en el grado de desarrollo de tolerancia de las comunidades bacterianas. Cuando el Ni se aplica en una sola aplicación, resulta más tóxico para las comunidades bacterianas (mayor tolerancia), que cuando se aplica de manera gradual (menor tolerancia).

Agradecimientos: Este trabajo ha sido financiado por el proyecto COPPEREPLACE, que ha recibido financiación de (acuerdo de subvención SOE4/P1/E1000) fondos FEDER a través del programa INTERREG- SUDOE, y por la Xunta de Galicia a través del grupo de investigación BV1 (ED431C 2017/62-GRC). También se reconoce el apoyo financiero de la Consellería de Cultura, Educación e Universidade (Xunta de Galicia) a través del contrato ED431C 2021/46-GRC concedido al grupo de investigación BV1 de la Universidad de Vigo.

REFERENCIAS

Bååth E, Díaz-Raviña M, Frostegård Å, Campbell CD. 1998. Effects on metal-rich sludge amendments on the soil microbial community. *Applied and Environmental Microbiology* 64(1): 238-245.

Bradl HB. 2004. Adsorption of heavy metal ions on soils and soils constituents. *Journal of Colloid and Interface Science* 277(1): 1-18.

Brandt KK, Frandsen RJN, Holm PE, Nybroe O. 2010. Development of pollution-induced community tolerance is linked to structural and functional resilience of a soil bacterial community following a five-year field exposure to copper. *Soil Biology and Biochemistry* 42(5): 748-757.

Campillo-Cora C, González-Feijoo R, Arias-Estévez M, Fernández-Calviño D. 2023. Do heavy metals affect bacterial communities more in small repeated applications or in a single large application? *Journal of Environmental Management* 325: 116494.

Díaz-Raviña M, Bååth E. 1996. Development of metal tolerance in soil bacterial communities exposed to experimentally increased metal levels. *Applied and Environmental Microbiology* 62(8): 2970-2977.

Díaz-Raviña M, Bååth E, Frostegård Å. 1994. Multiple Heavy Metal Tolerance of Soil Bacterial Communities and Its Measurement by a Thymidine Incorporation Technique. *Applied and Environmental Microbiology* 60(7): 2238-2247.

Fait G, Broos K, Zrna S, Lombi E, Hamon R. 2006. Tolerance of nitrifying bacteria to copper and nickel. *Environmental Toxicology and Chemistry* 25(8): 2000-2005.

Liu B, Li Y, Gao S, Chen X. 2017. Copper exposure to soil under single and repeated application: selection for the microbial community tolerance and effects on the dissipation of antibiotics. *Journal of Hazardous Materials* 325(5): 129-135.

Van Beelen P, Wouterse M, Posthuma L, Rutgers M. 2004. Location-specific ecotoxicological risk assessment of metal-polluted soils. *Environmental Toxicology and Chemistry* 23(11): 2769-2779.

Zhu X, Li W, Zhan L, Huang M, Zhang Q, Achal V. 2016. The large-scale process of microbial carbonate precipitation for nickel remediation from an industrial soil. *Environmental Pollution* 219: 149-155.

REDUCCIÓN DE LA TOLERANCIA DE LAS COMUNIDADES BACTERIANAS AL CU A LO LARGO DEL TIEMPO EN SUELOS DE VIÑEDO CONTAMINADOS CON CALDO BORDELÉS

Raquel Vázquez-Blanco^{1,2}, Claudia Campillo-Cora^{1,2*}, Daniel Arenas-Lago^{1,2}, Manuel Arias-Estévez^{1,2}, David Fernández-Calviño^{1,2}

¹ Área de Edafología e Química Agrícola. Facultad de Ciencias de Ourense. Universidade de Vigo, As Lagoas s/n, 32004 Ourense, Galiza.

² Instituto de Agroecología e Alimentación (IAA). Universidade de Vigo – Campus Auga, 32004 Ourense, España

* Claudia Campillo-Cora, ccampillo@uvigo.gal

RESUMEN

A lo largo de los años, en los suelos de viñedo se acumula Cu gradualmente. Para evaluar la toxicidad del Cu en suelos se propone la metodología PICT (Pollution-Induced Community Tolerance), basada en determinar si las comunidades bacterianas desarrollan tolerancia al Cu. Debido a procesos químicos a largo plazo (ageing), la disponibilidad y toxicidad del Cu en el suelo pueden disminuir en el tiempo, sin reducción significativa del nivel total de Cu. La hipótesis es que la toxicidad del Cu disminuirá a largo plazo, dando lugar a una reducción de tolerancia al Cu de las comunidades bacterianas. Ocho suelos de viñedo se contaminaron en el laboratorio con Cu usando Caldo Bordelés (46, 72, 111, 173, 268, 416, 645, 1000 mg·kg⁻¹) y un blanco. Los suelos contaminados se incubaron 1, 3 y 6 meses. Después de la incubación, se determinó la tolerancia al Cu: (1) extrayendo bacterias del suelo, (2) exponiéndolas a un gradiente de Cu, (3) midiendo el crecimiento bacteriano (técnica de incorporación de ³H-leucina). Después de 1 mes de incubación, las comunidades bacterianas desarrollaron tolerancia al Cu para 5/8 suelos. Aquellos suelos donde las comunidades bacterianas no desarrollaron tolerancia al Cu presentan pH elevado o alto contenido en materia orgánica. Después de 3 meses de incubación, las comunidades bacterianas solo presentaron tolerancia al Cu en 2/8 suelos. Finalmente, después de 6 meses, las comunidades bacterianas sólo desarrollaron tolerancia al Cu en 1/8 suelos. Se confirma la hipótesis inicial: la toxicidad del Cu disminuye a lo largo del tiempo, debido probablemente al ageing.

PALABRAS CLAVE: PICT, comunidades bacterianas, cobre, viñedo, ageing

INTRODUCCIÓN

La acumulación de Cu en los suelos es un problema a nivel global. Éste puede llegar a los suelos a través de diversas fuentes, como la aplicación de fungicidas de base cúprica en algunos tipos de cultivo, como es la aplicación de Cardo Bordelés en los viñedos para prevenir y combatir enfermedades fúngicas. Por tanto, la acumulación de Cu en suelos de viñedo se produce comúnmente. A pesar de ser un micronutriente esencial, si el Cu se presenta en los suelos en niveles elevados, puede afectar negativamente a los servicios ecosistémicos que el suelo presta. Además, el Cu es susceptible de lixiviarse a las aguas subterráneas y/o circundantes. Por tanto, es necesaria la monitorización de los suelos con riesgo de contaminación por Cu. Sin embargo, los métodos tradicionales de evaluación, principalmente químicos, en ocasiones pueden no dar suficiente información como para evaluar el estado de un suelo. Por ello, se plantea el uso de los microorganismos del suelo como indicadores de la contaminación por Cu, dadas su sensibilidad y las funciones esenciales que desempeñan en los suelos, como en la regulación de los ciclos biogeoquímicos de los nutrientes o en el reciclado de la materia orgánica del suelo. La metodología PICT (Pollution-Induced Community Tolerance) se presenta como una herramienta efectiva que emplea las comunidades del suelo para evaluar el impacto de un contaminante. Esta metodología se basa

en el desarrollo de tolerancia inducido por contaminación por parte de las comunidades microbianas (Blanck 2002). Esto es, si el Cu está ejerciendo un efecto tóxico sobre los microorganismos, entonces las comunidades microbianas desarrollarán tolerancia al Cu. Para determinar si las comunidades han desarrollado, o no, tolerancia al Cu, basta con comparar la respuesta con las comunidades microbianas de un suelo de referencia sin contaminar. Además, esta metodología PICT tiene la ventaja de permitir la comparación entre suelos con diferentes propiedades. Las propiedades fisicoquímicas, principalmente el pH y el contenido en materia orgánica, controlan la biodisponibilidad del Cu. Además, en el caso de los suelos de viñedo, cabe tener en cuenta que el Cu se acumula de manera gradual durante decenas de años, por lo que también es posible que los procesos de ageing del suelo tengan efecto reduciendo la toxicidad del Cu (Proffit et al. 2015). En este estudio se trabajará con 8 suelos de viñedo con diferentes propiedades fisicoquímicas, especialmente en términos de pH y materia orgánica. Éstos se contaminarán con 10 concentraciones diferentes de Caldo Bordelés y, después de 1, 3 y 6 meses de incubación, se determinará la tolerancia de las comunidades bacterianas al Cu. Las hipótesis que se plantean son: (i) que se determinará más tolerancia en aquellos suelos con menor pH y contenido en materia orgánica, y (ii) que la tolerancia de las comunidades bacterianas disminuirá a lo largo del tiempo debido al ageing.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se seleccionaron 8 suelos de viñedo que presentasen variabilidad en términos de pH (4,6-9,1) y materia orgánica (MO) (2,1-9,6%). Los suelos fueron contaminados con Cu en el laboratorio mediante diferentes suspensiones de Caldo Bordelés, asegurando que la humedad final del suelo estuviese entre 60-80% de la capacidad de campo, garantizando la reactivación de la actividad bacteriana. Las concentraciones finales de Cu fueron 46, 72, 111, 173, 268, 416, 645 y 1000 mg Cu·kg⁻¹. Además, para cada suelo se estableció un control sin Cu. Los microcosmos obtenidos se incubaron durante 50-60 días en oscuridad a 22°C. Una vez terminada la incubación, se determinó la tolerancia de las comunidades bacterianas del suelo al Cu (Fernández-Calviño et al. 2011) extrayendo las bacterias con una solución tampón MES 20 mM a pH 6 (Lekfeldt et al. 2014) por el método de centrifugación extracción (Bååth 1994). A las suspensiones bacterianas se les añadieron 9 concentraciones de Cu y un control, variando la concentración final de Cu entre 3,3·10⁻⁴ y 10⁻⁸ M. El crecimiento bacteriano se determinó por el método de incorporación de leucina (Bååth et al. 2001). El valor de log IC₅₀ se obtuvo ajustando los resultados de crecimiento bacteriano a un modelo logístico descrito en Fernández-Calviño et al. (2011).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Después de 1 mes de incubación, se observó que, en general, la tolerancia de las comunidades bacterianas aumentó de manera progresiva con la adición de Cu a los suelos (Figura 1). No obstante, solo se determinó que las comunidades bacterianas incrementaron su tolerancia al Cu para 5 de los 8 suelos estudiados. Esto supone que el Cu solo resultó tóxico para las comunidades bacterianas en 5 de los suelos de estudio. En cuanto a la influencia del pH, los mayores incrementos de tolerancia al Cu se determinaron para los suelos con menor pH. Para la concentración de Cu más alta estudiada (1000 mg·kg⁻¹), los suelos S1 (pH 4,6) y S2 (pH 5,6) presentaron un incremento de tolerancia al Cu (ΔEC_{50}) de ≈ 300 y 55 mg·L⁻¹, respectivamente, mientras que el suelo con mayor pH (S3, pH 9,1), no se determinó incremento de tolerancia para ninguna de las concentraciones estudiadas. Este fenómeno puede deberse al efecto que tiene el pH sobre la disponibilidad del Cu (Martínez y Motto 2010), de manera que, en los suelos con menor pH, el Cu estará muy disponible y podrá resultar tóxico para los microorganismos del suelo. Fernández-Calviño et al. (2011) también observaron este efecto del pH sobre la toxicidad del Cu en términos de incremento de tolerancia al Cu de las comunidades bacterianas. Por otro lado, en cuanto a la influencia del

contenido en MO, se determinó que a medida que aumentaba el contenido en MO de los suelos, las comunidades bacterianas cada vez desarrollaron menos tolerancia al Cu. Por ejemplo, para la concentración de Cu más alta estudiada ($1000 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), el suelo con menor contenido en MO (S4, 2,1%) presentó un valor de ΔEC_{50} $68 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, mientras que el suelo S5 (5,7%) mostró un valor de ΔEC_{50} de $10 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. En el caso de los suelos con mayor contenido en MO, S7 (8,1%) y S8 (9,6%), no se determinó incremento de tolerancia de las comunidades bacterianas para ninguna de las concentraciones estudiadas. La MO del suelo presenta la capacidad de complejarse con los metales pesados, como el Cu, reduciendo su disponibilidad y toxicidad (Sebastia et al. 2018). Cuando el contenido en MO es elevado, la toxicidad del Cu disminuye tanto que las comunidades bacterianas no desarrollan tolerancia a dicho metal, tal como se mostraron previamente Campillo-Cora et al. (2021). Por tanto, se confirma una de las hipótesis iniciales sobre los incrementos de tolerancia al Cu de las comunidades bacterianas fueron determinados para aquellos suelos con menor pH y contenido en MO.

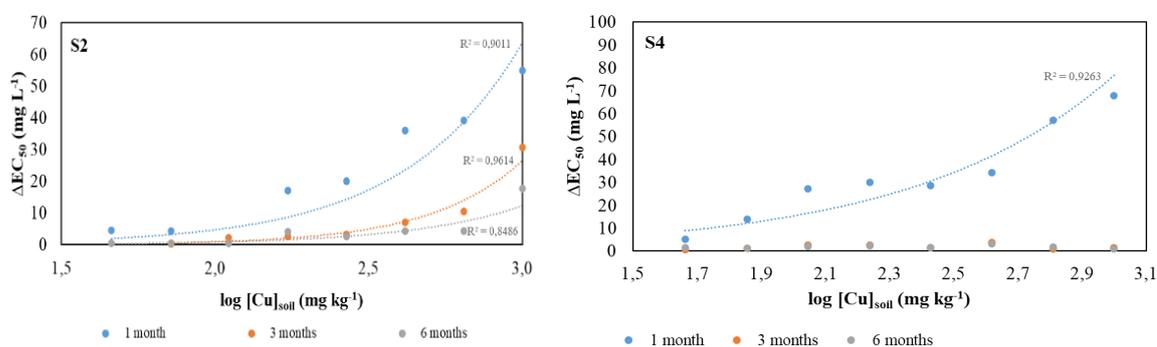


Figura 1. Incremento de tolerancia de las comunidades bacterianas al Cu (eje Y) en relación con la cantidad de Cu añadida a los suelos (eje X). Evolución para tres tiempos de incubación: 1 mes (azul), 3 meses (naranja) y 6 meses (gris). Ejemplo para dos de los suelos de estudio: S2 (pH 5,6) y S4 (2,1% MO).

Después de 3 meses de incubación, disminuyó el incremento de tolerancia de las comunidades bacterianas al Cu. Esto es, mientras que después de 1 mes de incubación se determinó incremento de tolerancia al Cu para 5 de los 8 suelos estudiados, después de 3 meses de incubación tan solo se determinó tolerancia para 2 de los 8 suelos. De hecho, los suelos que presentaron incremento de tolerancia al Cu después de 3 meses presentaron o bien un valor de pH bajo (S2, pH 5,6) o bien un bajo contenido en MO (S6, 5,7%). No obstante, cabe destacar que la magnitud del incremento de tolerancia al Cu fue menor después de 3 meses (Figura 1, S2). Por ejemplo, en el caso del S2, para la mayor concentración de Cu estudiada ($1000 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), el valor de ΔEC_{50} fue $55 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ después de 1 mes de incubación, y 31 después de 3 meses. Esto supone que la toxicidad del Cu disminuye a lo largo del tiempo, sugiriendo la influencia de procesos de ageing en el suelo (Proffit et al. 2015).

Después de 6 meses de incubación también se observó una disminución en el incremento de tolerancia de las comunidades bacterianas al Cu. De hecho, mientras que después de 1 y 3 meses de incubación se determinó incremento de tolerancia al Cu para 5 y 2 suelos de los 8 de estudio, respectivamente, después de 6 meses se redujo a solo 1 suelo (Figura 1, S2). Sin embargo, los valores de ΔEC_{50} obtenidos para S2 después de 6 meses fueron menores que los obtenidos para 3 meses y 1 mes (Figure 1, S2). No obstante, después de 6 meses de incubación, solo se determinó tolerancia para las concentraciones más altas estudiadas. Por ejemplo, para la concentración de $1000 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, el valor de ΔEC_{50} fue $55 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ para 1 mes, $31 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ para 3 meses y $18 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ para 6 meses. Además, en el resto de los suelos no se determinó incremento de tolerancia después de 6 meses de incubación (ver ejemplo en Figura 1, S4). De nuevo, los resultados indican la disminución de la toxicidad de Cu a lo largo del tiempo, sugiriendo el efecto de los procesos ageing en el suelo. Estos procesos de ageing se

basan en que, con el paso del tiempo del Cu, y otros metales, en el suelo, se produce el cambio a formas químicas menos solubles, y por tanto menos tóxicas. El proceso de transformación viene dado por la interacción entre el Cu con los componentes más estables de la fase sólida del suelo y por la lenta incorporación del Cu a dichos componentes (Proffit et al. 2015).

CONCLUSIONES

En este trabajo se ha comprobado la efectividad de la metodología PICT para evaluar el estado de los suelos de viñedo contaminados por Cu. Se ha visto que las comunidades bacterianas de suelos con menor pH y/o menor contenido en materia orgánica son también las más susceptibles a desarrollar tolerancia al Cu, lo que indica mayor toxicidad del Cu. Además, se ha comprobado que, desde el punto de vista de las comunidades bacterianas del suelo, la toxicidad del Cu en suelos de viñedo disminuye a lo largo del tiempo.

Agradecimientos: Este trabajo fue financiado por el proyecto COPPEREPLACE (SOE4/P1/E1000) vía fondos FEDER a través del programa INTERREG-SUDOE y el grupo de investigación BV1 (ED431C 2017/62-GRC). Daniel Arenas-Lago financiado por el Ministerio de Ciencias, Innovación y Universidades mediante el programa Ramón y Cajal (RYC2022-036752-I).

REFERENCIAS

- Bååth E. 1994. Thymidine and leucine incorporation in soil bacteria with different cell-size. *Microbial Ecology* 27: 267-278.
- Bååth E, Pettersson M, Söderberg KH. 2001. Adaptation of a rapid and economical microcentrifugation method to measure thymidine and leucine incorporation by soil bacteria. *Soil Biology Biochemistry* 33: 1571–1574.
- Blanck H. 2002. A critical review of procedures and approaches used for assessing pollution-induced community tolerance (PICT) in biotic communities. *Human Ecological Risk Assessment* 8: 1003-1004.
- Campillo-Cora C, Soto-Gómez D, Arias-Estévez M, Bååth E, Fernández-Calviño D. 2021. Bacterial Community Tolerance to Cu in Soils with geochemical baseline concentrations (GBCs) of heavy metals: Importance for pollution induced community tolerance (PICT) determinations using the leucine incorporation method. *Soil Biology Biochemistry* 155: 108157.
- Fernández-Calviño D, Arias-Estévez M, Díaz-Raviña M, Bååth E. 2011. Bacterial Pollution induced Community tolerance (PICT) to Cu and interactions with pH in long-term polluted vineyard soils. *Soil Biology Biochemistry* 43: 2324-2331.
- Lekfeldt JDS, Magid J, Holm PE, Nybroe O, Brandt KK. 2014. Evaluation of the leucine incorporation technique for detection of pollution-induced community tolerance to copper in a long-term agricultural field trial with urban waste fertilizers. *Environmental Pollution* 194: 78-85.
- Martínez CE, Motto HL. 2010. Solubility of lead, zinc and copper added to mineral soils. *Environmental Pollution* 107 : 153-158.
- Proffit S, Marin B, Cances B, Ponthieu M, Sayen S, Guillon E. 2015. Using synthetic model to simulate aging of Cu contamination in soils. *Environmental Science and Pollution Research* 22: 7641-7652.
- Sebastia J, Van Oort F, Lamy I. 2008. Buffer capacity and Cu affinity of soil particulate organic matter (POM) size fractions. *European Journal of Soil Science* 59: 304-314.

EVOLUCIÓN DE LA CAPACIDAD ADSORBENTE DE UNA ORGANOARCILLA GRANULADA CON SU TIEMPO DE RESIDENCIA EN UN SUELO MEDITERRÁNEO

Rocío López-Cabeza*, Jose Antonio Galán-Pérez, Beatriz Gámiz, Lucía Cox, Rafael Celis

Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Sevilla (IRNAS), CSIC, Avenida Reina Mercedes 10, 41012
Sevilla, España

[*rlopezc@irnas.csic.es](mailto:rlopezc@irnas.csic.es)

RESUMEN

La aplicación de enmiendas al suelo puede ser una excelente estrategia para aumentar la capacidad de retención de contaminantes, inmovilizándolos y proporcionando el tiempo de residencia necesario para su bioatenuación. Las organoarcillas, utilizadas como enmiendas, han demostrado una elevada capacidad de inmovilización de diversos tipos de contaminantes orgánicos, aunque existe muy poca información acerca de cómo su capacidad adsorbente puede verse alterada por los procesos asociados a su envejecimiento en el suelo. En este trabajo, se presentan los resultados de un experimento en el que se aplicaron gránulos de una organoarcilla comercial a parcelas de un suelo mediterráneo y se monitorizó, durante un año ($t = 0, 1, 3, 6$ y 12 meses), la evolución en la capacidad de adsorción del suelo enmendado respecto al herbicida etofumesato y el antibiótico sulfametoxazol, comparándola con la observada para el suelo sin enmendar. Los resultados mostraron que la adición de la organoarcilla mejoró la capacidad del suelo de adsorber ambos compuestos, aunque dicha mejora se redujo con el tiempo de residencia de la organoarcilla en el suelo, lo que afectó a las tasas de lixiviación, que se midieron en columnas en condiciones de laboratorio para el suelo envejecido y sin envejecer. A pesar de la pérdida en la capacidad adsorbente de la organoarcilla con su tiempo de residencia en el suelo, el suelo enmendado con organoarcilla mantuvo, tras un año, una capacidad inmovilizadora significativamente más elevada que el suelo sin enmendar.

Palabras claves: adsorción, contaminantes orgánicos, lixiviación, organoarcillas, suelo.

INTRODUCCIÓN

Los pesticidas y los antibióticos de uso veterinario constituyen dos grupos de compuestos cuyo uso en actividades agrícolas y ganaderas puede suponer un riesgo para el medio ambiente y la salud humana. El desarrollo de estrategias dirigidas a minimizar su dispersión en el medio ambiente, así como a favorecer su detoxificación, constituye un aspecto de gran interés en la actualidad.

La modificación de esmectitas a través de la incorporación de cationes orgánicos en sus espacios interlaminares da lugar a organoarcillas que, por su elevada capacidad de adsorción de compuestos orgánicos, se han propuesto como adsorbentes para prevenir y remediar la contaminación por diferentes clases de contaminantes orgánicos, incluidos los pesticidas y los antibióticos (de Oliveira et al. 2018; Facenda et al. 2024). Una de sus principales aplicaciones radica en su empleo como enmiendas de suelos para aumentar la capacidad de retención de estos y evitar la dispersión del contaminante en el medio ambiente, proporcionando el tiempo necesario para que pueda tener lugar su biodegradación bien a través de procesos de atenuación natural o de estrategias de biorremediación.

Uno de los aspectos menos estudiados en el uso de organoarcillas como enmiendas radica en conocer en qué medida los cambios que estos materiales pueden sufrir con el tiempo de residencia en el suelo pueden modificar su capacidad adsorbente. Con la finalidad de abordar

esta cuestión, en este trabajo se presentan los resultados de un estudio realizado en condiciones de campo en el que se trató un suelo agrícola mediterráneo con una organoarcilla comercial y, a lo largo de un año de envejecimiento en el suelo, se fue evaluando la evolución de la capacidad de adsorción del suelo enmendado para el herbicida etofumesato y el antibiótico sulfametoxazol. De forma complementaria, también se estudió cómo dicha evolución de la capacidad de adsorción repercutió en las tasas de lixiviación de los compuestos en el suelo.

MATERIALES Y MÉTODOS

El herbicida etofumesato y el antibiótico sulfametoxazol fueron suministrados como compuestos de alta pureza (> 98%) por Merck (Madrid, España).

La organoarcilla utilizada fue el producto comercial *Cloisita 10A* adquirido de BYK Additives & Instruments (Wesel, Alemania). Se trata de una montmorillonita con una capacidad de intercambio catiónico de 92,6 cmol/kg, tratada con cationes del tipo alquilamonio en una proporción de 125 cmoles de catión por kilogramo de montmorillonita. Antes de ser aplicada al suelo, la organoarcilla se granuló siguiendo el procedimiento descrito en Galán-Pérez et al. (2022) hasta conseguir un tamaño de partícula final entre 0,063 y 2 mm.

El envejecimiento de la organoarcilla, en condiciones de campo, se realizó tras aplicar 150g de la misma a parcelas de 0.5 m × 0.5 m de un suelo agrícola mediterráneo franco arenoso (61% arena, 21% limo, 18% arcilla, 17% carbonato cálcico, 1,1% carbono orgánico y pH 8,5) ubicado en la localidad de Coria del Río (Sevilla, España). El tratamiento se realizó por duplicado dejando otras dos parcelas del mismo tamaño sin enmendar como controles. Las parcelas se homogeneizaron aplicando una labor manual hasta conseguir una distribución uniforme de la organoarcilla a lo largo de los primeros 5 cm de profundidad. Asumiendo una densidad del suelo de 1,2 g/cm³ y que la organoarcilla se distribuyó a lo largo de los primeros 5 cm de suelo, el contenido en organoarcilla en el suelo correspondió a un 1%. A los tiempos seleccionados (0, 1, 3, 6 y 12 meses tras la aplicación), se tomaron muestras de suelo por cuadruplicado de cada una de las parcelas (0-5 cm), que se llevaron al laboratorio para la realización de los ensayos de adsorción y lixiviación con etofumesato y sulfametoxazol.

Para el estudio de adsorción, cada una de las muestras de suelo recogidas se secaron al aire y, luego, se trataron 2 g de las mismas con una disolución acuosa que contenía etofumesato y sulfametoxazol a una concentración de 2 mg/l de cada compuesto. Las suspensiones se agitaron a 20 ± 2 °C durante 24 h para, seguidamente, centrifugarlas y analizar la concentración de cada compuesto en disolución por HPLC. Los coeficientes de adsorción de etofumesato y sulfametoxazol a las muestras de suelo, K_d (l/kg), se calcularon a partir de la expresión: $K_d = C_s/C_e$, siendo C_s (mg/kg) la cantidad de compuesto adsorbido a la muestra de suelo y C_e (mg/l) la concentración del mismo en disolución tras el periodo de 24 h de agitación.

Para el estudio de lixiviación, se utilizaron columnas de vidrio de 30 cm de longitud y 3 cm de diámetro interno que se rellenaron con 15 cm de suelo sin enmendar más 5 cm de: 1) suelo sin enmendar sin envejecer, 2) suelo enmendado con organoarcilla sin envejecer, 3) suelo sin enmendar envejecido durante 12 meses y 4) suelo enmendado con organoarcilla envejecido durante 12 meses, realizando cada tratamiento por triplicado. Las columnas se saturaron con agua para, posteriormente, aplicar 15 ml de una disolución acuosa que contenía etofumesato y sulfametoxazol a una concentración de 10 mg/l en cada uno de los compuestos. Las columnas se eluyeron con dos aplicaciones diarias de 15 ml de agua hasta un total de 28 adiciones en 14 días. Los lixiviados resultantes de cada adición de agua se recogieron y analizaron por HPLC para determinar la cantidad lixiviada de cada compuesto.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La Figura 1 muestra los coeficientes de adsorción obtenidos para el herbicida etofumesato y el antibiótico sulfametoxazol en las muestras de suelo sin enmendar y enmendado con organoarcilla, así como la evolución de dichos coeficientes de adsorción con el tiempo de envejecimiento. En el suelo sin enmendar, los coeficientes de adsorción de etofumesato oscilaron entre 1,5 y 1,7 l/kg, mientras que los de sulfametoxazol variaron entre 0,05 y 0,32 l/kg. La mayor adsorción del herbicida en comparación con el antibiótico se debió a las características de carga de ambos compuestos, ya que mientras que etofumesato es una molécula neutra no ionizable, sulfametoxazol se presenta en forma aniónica a niveles de pH alcalinos, como el del suelo objeto de estudio. Es de prever que, en su forma aniónica, sulfametoxazol sea escasamente retenido por los componentes de los suelos.

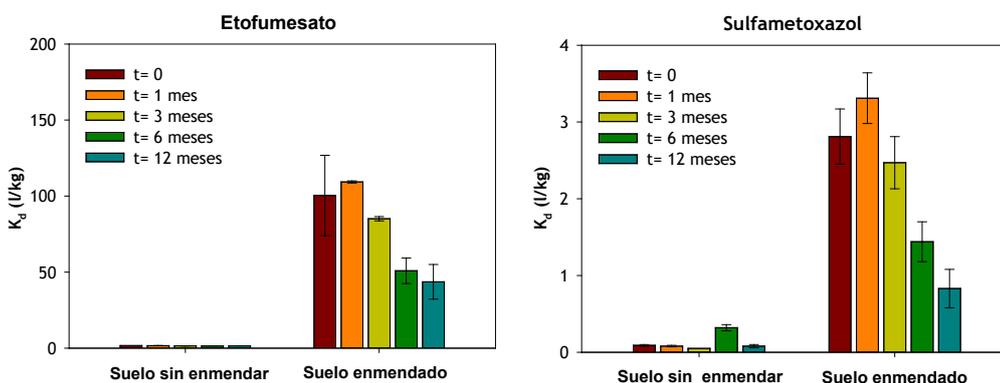


Figura 1. Coeficientes de adsorción de etofumesato y sulfametoxazol en muestras de suelo sin enmendar y enmendado con organoarcilla en función del tiempo de envejecimiento.

La adición de la organoarcilla al suelo provocó un aumento inmediato de la capacidad de retención de este para los compuestos considerados (Figura 1). El coeficiente de adsorción de etofumesato aumentó de 1,7 a 100 l/kg, mientras que el de sulfametoxazol lo hizo de 0,09 a 2,8 l/kg. El aumento fue mayor en el caso de etofumesato, probablemente por la gran afinidad que presenta este compuesto por la fase orgánica que forma el catión orgánico modificador en el espacio interlamilar de la organoarcilla (Facenda et al. 2024).

La mejora en la capacidad de retención del suelo para etofumesato y sulfametoxazol se fue atenuando de forma progresiva con el tiempo. Después de un año de envejecimiento, el coeficiente de adsorción de etofumesato en el suelo enmendado se vio reducido en un 56% y el de sulfametoxazol en un 70%. A pesar de ello, tras un año, el suelo enmendado con organoarcilla mantuvo una capacidad de retención 10 veces más alta que el suelo sin enmendar para sulfametoxazol y 28 veces más alta para etofumesato.

En consonancia con los resultados de adsorción, el estudio de lixiviación reflejó que la adición de organoarcilla redujo considerablemente la movilidad de ambos compuestos, especialmente de etofumesato, y que el proceso de envejecimiento disminuyó en cierta medida el efecto inmovilizador de la organoarcilla para sulfametoxazol, sin afectar significativamente a la lixiviación de etofumesato (Figura 2). En cualquier caso, tras un año de envejecimiento, el efecto inmovilizador del suelo enmendado se mantuvo más elevado que el del suelo sin enmendar tanto para el herbicida como para el antibiótico.

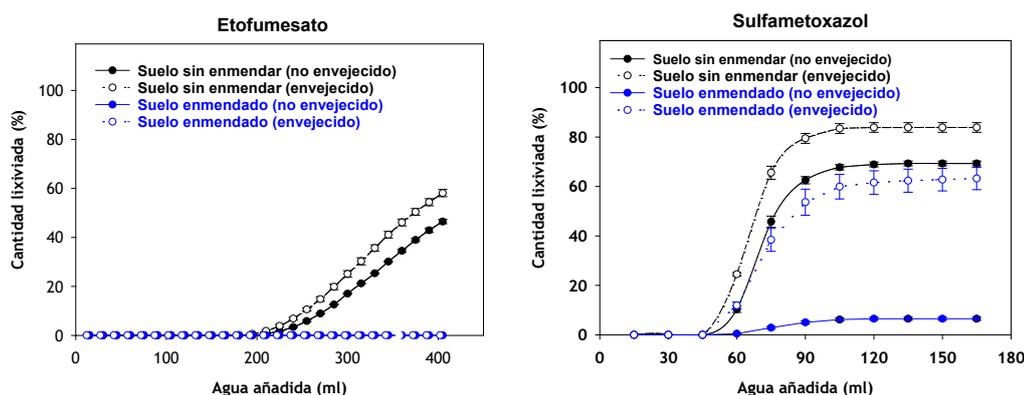


Figura 2. Curvas de lixiviación de etofumesato y sulfametoxazol en columnas de suelo sin enmendar y enmendado con organoarcilla.

CONCLUSIONES

Los resultados de este trabajo ilustran cómo la adición de organoarcilla a un suelo agrícola mediterráneo aumenta la capacidad de retención del mismo para el pesticida etofumesato y el antibiótico sulfametoxazol y cómo el envejecimiento de la organoarcilla en el suelo da lugar a una reducción progresiva de la capacidad adsorbente del suelo enmendado para ambos compuestos. A pesar de dicha reducción, un año después de la aplicación de la organoarcilla, la retención de etofumesato y sulfametoxazol en el suelo enmendado se mantuvo significativamente más elevada que en el suelo sin enmendar, reflejando que el efecto potenciador de la adsorción resultante del tratamiento con organoarcilla podría mantenerse al menos un año después de la aplicación de la misma.

Agradecimientos: Este trabajo ha sido financiado por la Junta de Andalucía a través del proyecto P20-00746, con cofinanciación FEDER, y por el Ministerio de Ciencia e Innovación (MCIN/AEI/10.13039/501100011033) a través del proyecto PID2020-112563RB-I00.

REFERENCIAS

De Oliveira T, Fernandez E, Fougère L, Destandau E, Boussafir M, Sohmiya M, Sugahara Y, Guégan R. 2018. Competitive association of antibiotic with a clay mineral and organoclay derivatives as a control of their lifetimes in the environment. *ACS Omega* 3: 15332-15342.

Facenda G, Celis R, Gámiz B, López-Cabeza R. 2024. An enantioselective study of the behavior of the herbicide ethofumesate in agricultural soils: impact of the addition of organoclays and biochar. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 270: 115870.

Galán-Pérez JA, Gámiz B, Celis R. 2022. Granulated organoclay as a sorbent to protect the allelochemical scopoletin from rapid biodegradation in soil. *Environmental Technology and Innovation* 28: 102707.

EFECTO DE LA ELIMINACIÓN DE RESIDUOS DE PLAGUICIDAS MEDIANTE BIOSOLARIZACIÓN SOBRE LA BIOMASA Y ACTIVIDAD MICROBIANA DE UN SUELO AGRÍCOLA

Marina Aliste^{1,*}, Alfonso Vera¹, José Siles¹, José Fenoll², Felipe Bastida¹

¹Departamento de Conservación de Suelos y Agua y Manejo de Residuos Urbanos, CEBAS-CSIC. Campus Universitario 3A. 30100. Espinardo (Murcia).

²Instituto Murciano de Investigación y Desarrollo Agrario y Medioambiental (IMIDA). C/Mayor S/N. 30150. La Alberca (Murcia).

*maliste@cebas.csic.es

RESUMEN

La biomasa y actividad microbiana son indicadores fundamentales de salud del suelo y suelen responder de forma sensible a los cambios que suceden en el suelo (plaguicidas y biorremediación). En este trabajo se pretende dilucidar el efecto de la biosolarización con distintas enmiendas de material vegetal fresco (sorgo, avena-veza, mostaza, rábano y trébol), previamente usados como cultivo de cobertura, sobre indicadores sensibles de salud del suelo. Así, se evaluó la biomasa microbiana mediante la cuantificación de ácidos grasos (éster metílico de ácidos grasos) y la actividad microbiana general del suelo mediante la respiración basal. Para ello, se llevaron a cabo distintos tratamientos en suelo agrícola contaminado de la Región de Murcia y enmendados al 10 %, durante los meses de verano de 2023. Se consiguió una mayor degradación de plaguicidas en los suelos biosolarizados (55-68%) en comparación con los controles (25-32%). La respiración basal aumentó a los 15 días post-enmienda (5,7-10,7 mg C-CO₂ kg⁻¹ suelo día⁻¹) frente a los controles (1,7 mg C-CO₂ kg⁻¹ suelo día⁻¹). Estos resultados indican que se puede favorecer la degradación de plaguicidas en suelos agrícolas, así como la salud biológica del suelo, a través de prácticas como la biosolarización con especies vegetales usadas típicamente en cultivos de cobertura en la zona.

Palabras clave: cultivo de cobertura, plaguicidas, biosolarización, enmienda, suelo agrícola, biomasa microbiana.

INTRODUCCIÓN

Los suelos agrícolas altamente contaminados con residuos de plaguicidas afectan negativamente tanto a la economía de los agricultores como a la salud de los consumidores y del medio ambiente. Existen numerosas prácticas para eliminar los residuos de plaguicidas de los suelos, pero no todas protegen las comunidades microbianas del suelo presentes en los ecosistemas agrícolas (Garrido et al. 2023). Por otro lado, existen otras prácticas agrícolas sostenibles que combaten la degradación del suelo como son los cultivos de cobertura (Singhal et al. 2020).

Por ello, en este trabajo, se pretende degradar residuos de plaguicidas de un suelo agrícola mediante biosolarización, reutilizando los restos de material vegetal fresco provenientes de un cultivo de cobertura previo. Además, se pretende evaluar el efecto de este tratamiento sobre la biomasa y actividad microbiana del suelo.

MATERIALES Y MÉTODOS

En un invernadero experimental situado en Torre Pacheco (Murcia), en los meses de verano de 2023, se distribuyeron aleatoriamente macetas con 2,3 kg de suelo agrícola contaminado enmendadas al 10 % con las distintas especies de material vegetal fresco a estudiar: sorgo,

avena-veza, mostaza, rábano y trébol. También se pusieron 2 controles: sin tratar y solarización. Las macetas solarizadas y biosolarizadas fueron humedecidas y cubiertas con un plástico transparente (polietileno) Para la evaluación de los objetivos planteados, se recolectaron y analizaron muestras de suelo inicial y a los 15 y 60 días de tratamiento (n=5). El suelo empleado en este trabajo ha sido un suelo agrícola franco-arcilloso con un gran historial de contaminación por plaguicidas. Sus principales características físico-químicas fueron las siguientes: pH 8,3; 0,6% MO; CE: 1004 $\mu\text{S cm}^{-1}$.

Los plaguicidas presentes en las muestras de suelo se extrajeron y analizaron mediante un HPLC-MS-QqQ (cromatógrafo líquido de alta resolución Agilent Series 1200 acoplado a un espectrómetro de masas triple cuadrupolo G6410A de Agilent Technologies, Santa Clara, EEUU), según los procedimientos descritos por Fenoll et al. (2012).

La actividad microbiana general del suelo se evaluó mediante la respiración basal de las muestras de suelo. Se incubaron 50 g de suelo, humedecido al 40-50 % de su capacidad de campo, en frascos cerrados herméticamente durante 31 días a 28 °C. El CO₂ desprendido se midió periódicamente con un analizador de gases infrarrojo (Checkmate).

Finalmente, mediante la cuantificación de ácidos grasos (éster metílico de ácidos grasos, FAMES) se estudió la biomasa microbiana del suelo (bacterias, Gram+, Gram-, actinobacterias y hongos) según el protocolo descrito por Siles et al. (2023). En resumen, los ácidos grasos se extrajeron como ésteres metílicos presentes en 3 g de suelo y se analizaron con un cromatógrafo de gases 8860 GC System (Agilent Technologies, Santa Clara, EEUU) equipado con un detector de ionización de llama. (FID).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En las muestras de suelo empleado se detectaron hasta 15 plaguicidas (8 fungicidas, 5 insecticidas y 2 herbicidas) cuyas concentraciones iniciales variaron desde 4,4 $\mu\text{g kg}^{-1}$ de fenpiroximato hasta 848,1 $\mu\text{g kg}^{-1}$ de miclobutanilo. Lo suelos que fueron biosolarizados mostraron una mayor degradación de plaguicidas (55-68 %), excepto aquellos que se enmendaron con sorgo al 10 % que mostraron una eficiencia de degradación del mismo orden que los controles (25-32 %) (Tabla 1). Esta limitación podría deberse a la relación C/N de esta especie, así como su composición elemental.

Tabla 1. Porcentaje de eliminación de los residuos de plaguicidas presentes en los suelos agrícolas estudiados a los 60 días de tratamiento.

Tratamiento	Tiempo, días	%E ₆₀
Control (sin tratamiento)	0	0,0 ± 0,0
	15	18,9 ± 2,5
	60	24,7 ± 1,5
Solarización	0	0,0 ± 0,0
	15	18,0 ± 2,7
	60	32,2 ± 2,3
Sorgo	0	0,0 ± 0,0
	15	4,6 ± 7,1
	60	27,4 ± 14,3
Avena-veza	0	0,0 ± 0,0
	15	39,5 ± 5,9
	60	59,3 ± 4,7
Mostaza	0	0,0 ± 0,0
	15	29,6 ± 3,6
	60	57,2 ± 5,3
Rábano	0	0,0 ± 0,0
	15	45,3 ± 5,8
	60	54,6 ± 3,7
Trébol	0	0,0 ± 0,0

15	34,5 ± 1,1
60	67,6 ± 2,2

La presencia de una cubierta vegetal proveniente de un cultivo de cobertura es importante para mejorar el aporte de C y N y para el desarrollo de comunidades microbianas del suelo, contribuyendo a mejorar la salud del mismo (Bastida et al. 2008). La respiración basal (Figura 1A) aumentó a los 15 días post-enmienda (desde 5,7 mg C-CO₂ kg⁻¹ suelo día⁻¹ con mostaza hasta 10,7 mg C-CO₂ kg⁻¹ suelo día⁻¹ con la mezcla avena-veza) frente a los controles (1,7 mg C-CO₂ kg⁻¹ suelo día⁻¹). Por otro lado, en la Figura 1B, se muestra el total de biomasa microbiana expresado como mmol de FAMES g⁻¹ suelo. Al inicio del experimento, hubo un considerable aumento de la misma en aquellas muestras enmendadas frente a los controles. Posteriormente, a los 15 días post-enmienda la cantidad de biomasa microbiana disminuyó debido, entre otros factores, al aumento de temperatura que se registró en la biosolarización; y se mantuvo constante hasta el final del experimento. Aun así, la proporción de biomasa microbiana total fue 3,5 veces mayor en aquellos suelos enmendados con distintas especies de material vegetal fresco frente a los controles.

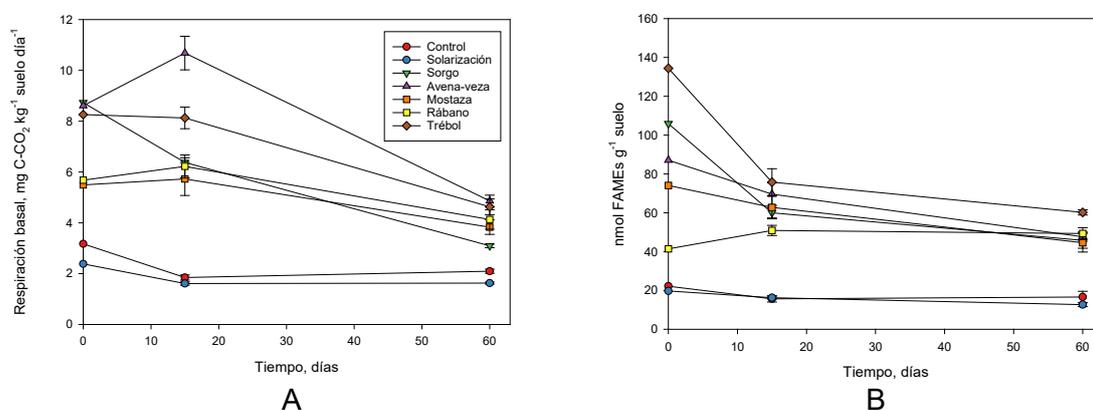


Figura 1. Evolución de la (A) respiración basal (mg C-CO₂ kg⁻¹ suelo día⁻¹) y del (B) total de la comunidad microbiana (expresada como mmol de FAMES g⁻¹ suelo) del suelo al inicio y a los 15 y 60 días post-enmienda.

CONCLUSIONES

Estos resultados indican que se puede favorecer la degradación de plaguicidas en suelos agrícolas, así como la salud biológica del suelo, a través de prácticas como la biosolarización con especies vegetales usadas típicamente en cultivos de cobertura en la zona.

Agradecimientos: Programa AGROALNEXT, financiado por MCIN con fondos NextGenerationEU (PRTR-C17.11) y por la Fundación Séneca con fondos de la CARM. Proyecto I+D+I PID2020-114942RB-I00 financiado por MCIN/AEI/10.13039/501100011033. M. Aliste agradece la financiación del programa “Juan de la Cierva” (JDC2022-048225-I), financiado por MCIN/AEI/10.13039/501100011033 y por la Unión Europea NextGenerationEU/PRTR.

REFERENCIAS

Bastida F, Kandeler E, Moreno JL, Ros M, García C, Hernández T. 2008. Application of fresh and composted organic wastes modifies structure, size and activity of soil microbial community under semiarid climate. *Applied Soil Ecology* 40(2): 318-329. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2008.05.007>

Fenoll J, Hellín P, Martínez CM, Flores P, Navarro S. 2012. High performance liquid chromatography-tandem mass spectrometry method for quantifying phenylurea herbicides

and their main metabolites in amended and unamended soils. *Journal of Chromatography A* 1257: 81-88. <https://doi.org/10.1016/j.chroma.2012.08.014>

Garrido I, Martínez-Escudero CM, Contreras F, Flores P, Hellín P, Díaz-López M, Bastida F, Fenoll J. 2023. Degradation of four pesticides by ozonation under field conditions and assessment of its influence on soil microbial activity. *Journal of Environmental Chemical Engineering* 11(3): 110034. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2023.110034>

Siles JA, Vera A, Díaz-López M, García C, van den Hoogen J, Crowther TW, Eisenhauer N, Guerra C, Jones A, Orgiazzi A, Delgado-Baquerizo M, Bastida F. 2023. Land-use- and climate-mediated variations in soil bacterial and fungal biomass across Europe and their driving factors. *Geoderma* 434: 116474. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2023.116474>

Singhal V, Ghosh J, Jinger D. 2021. Cover crop technology – a way towards conservation agriculture: A review. *The Indian Journal of Agricultural Sciences* 90(12): 2275–2284. <https://doi.org/10.56093/ijas.v90i12.110310>

INFLUENCIA DEL TAMAÑO DE PARTÍCULA DEL BIOCHAR Y DEL ENVEJECIMIENTO EN EL SUELO EN LA ADSORCIÓN DEL HERBICIDA FLUOMETURÓN A ESCALA DE LABORATORIO

Rocío López-Cabeza*, Pilar Velarde, Lucía Cox

Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Sevilla (IRNAS), CSIC, Avenida Reina Mercedes 10, 41012 Sevilla, España

* rlopezc@irnas.csic.es

RESUMEN

El biochar (BC) ha demostrado tener una alta capacidad para adsorber pesticidas, centrándose la mayoría de las investigaciones en la materia prima y las condiciones de pirólisis y prestando poca atención al efecto del tamaño de las partículas del BC, el cual se ha demostrado podría afectar a las propiedades fisicoquímicas del suelo, al rendimiento de los cultivos y a la actividad microbiana. El objetivo de este estudio fue investigar el efecto de diferentes tamaños de partículas (< 1 mm y > 1 mm) de un BC obtenido a partir de residuos de madera a 550 °C en la adsorción del herbicida fluometurón y cómo esta adsorción se ve afectada por el envejecimiento del BC en el suelo. Los resultados obtenidos indican que la adsorción de fluometurón fue mayor en BC < 1 mm que en BC > 1 mm. Cuando el BC fue envejecido en el suelo por un período de 1 año y 2,5 años, la adsorción disminuyó en ambos tamaños de partícula en comparación con el BC fresco, aunque esta disminución fue significativamente mayor en el caso de las partículas < 1 mm. El suelo enmendado con BC fresco no mostró diferencias en la adsorción con el tamaño de partícula, si bien la desorción fue mayor en BC < 1 mm que en BC > 1 mm. El envejecimiento dio lugar a una mayor desorción del herbicida en el suelo enmendado con BC < 1 mm. Estos resultados pueden tener importantes implicaciones agronómicas.

Palabras claves: adsorción, biochar, envejecimiento, suelo, tamaño de partícula

INTRODUCCIÓN

El biochar es un producto rico en carbono obtenido por pirólisis de biomasa, que se ha propuesto como enmienda de suelos debido a su gran capacidad de adsorción de compuestos orgánicos (Murtaza et al. 2023). Dicha capacidad de adsorción depende de varios factores como el origen de la biomasa, y la temperatura y tiempo de pirólisis, todos ellos ampliamente estudiados (Guo et al. 2020). Sin embargo, se ha prestado poca atención a la influencia del tamaño de partícula del biochar en su capacidad de adsorción. Una vez en el suelo, el biochar puede sufrir cambios en sus propiedades fisico-químicas como consecuencia de su interacción con los componentes orgánicos y minerales del suelo, lo cual podría afectar también a su capacidad de adsorción de contaminantes (Liu y Chen 2022). Por ello, el objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto del tamaño de partícula de un biochar comercial (BC) en su capacidad de adsorción de fluometurón y comprobar cómo puede verse afectada dicha adsorción por el envejecimiento del biochar en un suelo durante 1 año y 2,5 años. Así mismo, se evaluó cómo la adición del biochar fresco puede mejorar la adsorción del herbicida en un suelo con baja capacidad de adsorción y cómo evoluciona esa adsorción con el envejecimiento del BC considerando diferentes tamaños de partícula.

MATERIALES Y MÉTODOS

El herbicida fluometurón fue suministrado como compuesto de alta pureza (99,5%) por Sigma-Aldrich. El biochar comercial utilizado fue proporcionado por la empresa Vermichar

Lombricompost S. L. (La Rioja, España). Este biochar procede de madera de roble pirolizada a 500 °C, cuyo contenido en carbono orgánico fue 55,8% y su pH de 7,95.

Para su envejecimiento, 200 g de BC se introdujeron en bolsas de nylon con tamaño de malla de 2 mm y se enterraron en un suelo mediterráneo agrícola arenoso (82% arena, 3% limo, 15% arcilla, 17% carbonato cálcico, 2,8% C orgánico y pH 7,95) durante 1 año y 2,5 años. Tras estos periodos de envejecimiento, el BC se desenterró, lavó con 100 mL de agua destilada, secó en estufa a 105 °C y tamizó a dos tamaños diferentes de partícula: 0,063-1mm y 1-2 mm.

Para el estudio de la adsorción de fluometurón en BC fresco y envejecido a diferentes tamaños de partícula, se pesaron por triplicado 80 mg de BC fresco de tamaño de partícula 0,063-1 mm (BC_P) y 1-2 mm (BC_G); BC envejecido durante 1 año con tamaño de partícula de 0,063-1 mm y 1-2 mm (1BC_P y 1BC_G, respectivamente); finalmente, BC envejecido un periodo de 2,5 años con tamaño de partícula de 0,063-1 mm y 1-2 mm (2.5BC_P y 2.5BC_G, respectivamente). A continuación, se adicionaron 8 mL de una disolución acuosa de fluometurón (1 mg L⁻¹) y se agitó en un agitador de volteo a 20 ± 2 °C. Tras 24 h de agitación, las suspensiones se centrifugaron, filtraron y la concentración de herbicida en disolución se analizó por HPLC.

Posibles cambios en la adsorción de fluometurón en un suelo por la adición del BC fue asimismo evaluada. Con este fin, se tomó una muestra del mismo suelo en el que se envejeció el biochar, se secó al aire y tamizó a una luz de malla de 2 mm. Por triplicado, 4 g del suelo sin enmendar y enmendado al 4% con las muestras de BC fresco de tamaño de partícula de 0,063-1 mm y 1-2 mm (4%BC_P y 4%BC_G, respectivamente); BC envejecido durante 1 año de 0,063-1 mm y 1-2 mm (4%-1BC_P y 4%-1BC_G, respectivamente); y BC envejecido durante 2,5 años de 0,063-1 mm y 1-2 mm (4%-2.5BC_P y 4%-2.5BC_G, respectivamente) se trataron con 8 mL de una disolución acuosa de fluometurón 1 mg L⁻¹ y, al igual que en el caso del adsorbente sin suelo, las suspensiones de suelo se agitaron durante 24 h, centrifugaron y se retiraron 4 mL de sobrenadante que se filtraron y midieron por HPLC. La adsorción de fluometurón se evaluó mediante el coeficiente de adsorción, K_d (L kg⁻¹) calculado con la expresión: $K_d = C_s/C_e$, siendo C_s (mg kg⁻¹) la cantidad de herbicida adsorbido a la muestra y C_e (mg L⁻¹) la concentración del mismo en disolución tras 24 h de agitación.

Inmediatamente después de la adsorción en el suelo sin enmendar y enmendado, se midió la desorción del fluometurón mediante la adición de 4 mL de agua tras retirar los 4 mL de sobrenadante utilizado para el experimento de adsorción. Se volvieron a agitar las suspensiones de suelo durante 24 h a 20 ± 2 °C, se centrifugaron y 4 mL de los sobrenadantes filtrados se analizaron por HPLC. Este ciclo de desorción se repitió 3 veces y se determinó el porcentaje acumulado de fluometurón desorbido tras cada ciclo.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La Figura 1 muestra como la adsorción de fluometurón en el BC fresco fue mayor en las partículas de menor tamaño ($K_d = 484,0 \pm 26,2$ L kg⁻¹) que en las de mayor ($K_d = 243,4 \pm 58,2$ L kg⁻¹). Tras el envejecimiento, la capacidad de adsorción disminuyó drásticamente en el BC a ambos tamaños de partícula, siendo la disminución significativamente mayor en el caso de las partículas más pequeñas (Figura 1).

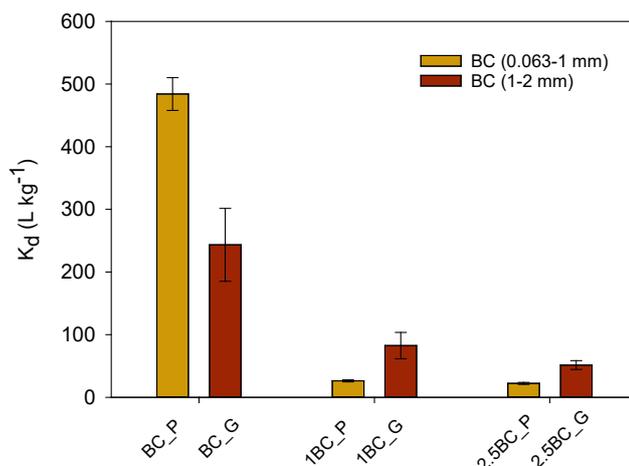


Figura 1. Coeficientes de distribución de fluometurón fresco (BC_P y BC_G), envejecido durante 1 año (1BC_P y 1BC_G) y envejecido 2,5 años (2.5BC_P y 2.5BC_G)

La adsorción del fluometurón fue muy baja en el suelo sin enmendar ($K_d = 0,8 \pm 0,1 \text{ L kg}^{-1}$) y dicha adsorción aumentó significativamente con la adición de BC fresco (Figura 2). A pesar de la mayor capacidad de adsorción de BC fresco de menor tamaño de partícula (Figura 1), se observó que la adsorción del herbicida no fue significativamente diferente en el suelo enmendado con BC fresco de distinto tamaño de partícula ($K_d = 23,1 \pm 3,2$ y $13,6 \pm 3,4 \text{ L kg}^{-1}$ para BC de 0,063-1 mm y 1-2 mm, respectivamente). Por el contrario, la adsorción del suelo enmendado con BC envejecido sí dependió del tamaño de partícula, siendo mayor en el suelo enmendado con BC envejecido de mayor tamaño, situación que ocurre tanto tras 1 año ($K_d = 2,3 \pm 0,1$ y $7,1 \pm 1,1 \text{ L kg}^{-1}$ para BC de 0,063-1 mm y 1-2 mm, respectivamente) como 2,5 años ($K_d = 1,8 \pm 0,1$ y $3,3 \pm 0,1 \text{ L kg}^{-1}$ para BC de 0,063-1 mm y 1-2 mm, respectivamente) de envejecimiento.

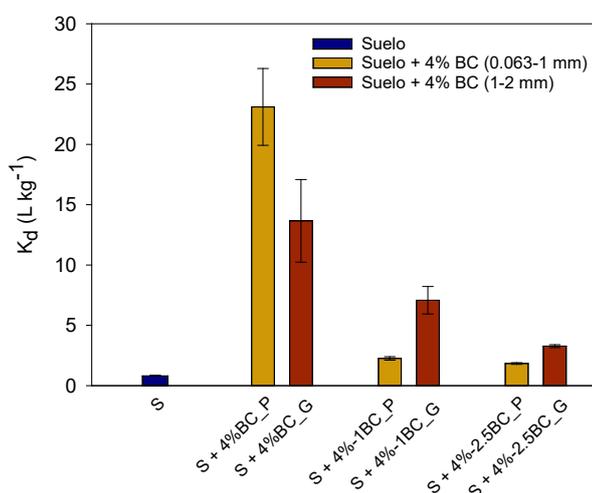


Figura 2. Coeficiente de distribución de fluometurón en el suelo sin enmendar (S) y enmendado al 4% con BC fresco (4%-BC_P y 4%-BC_G), BC envejecido durante 1 año (4%-1BC_P y 4%-1BC_G) y envejecido durante 2,5 años (4%-2.5BC_P y 4%-2.5BC_G).

La desorción de fluometurón fue muy reversible en el suelo sin enmendar (Tabla 1). Sin embargo, cuando el suelo se enmendó con BC, esta desorción disminuyó considerablemente. La desorción dependió del tamaño de partícula, dándose solo en el caso de la fracción de BC de partículas comprendidas entre 0.063 y 1 mm, y siendo nula en la fracción de partículas de

mayor tamaño (1-2 mm). Así mismo, se debe destacar que la desorción de fluometurón en el suelo enmendado con BC de partícula de tamaño 0,063-1 mm también dependió del tiempo de envejecimiento del BC en el suelo. Así, cuanto mayor fue el tiempo de envejecimiento mayor fue la desorción de fluometurón.

Tabla 1. Porcentaje de desorción de fluometurón después de 3 ciclos de desorción (D1, D2, D3) de suelo sin enmendar y enmendado con BC de diferentes tamaños de partícula fresco y envejecido (1 y 2,5 años).

Tratamiento	% D1	% D2	% D3
Suelo sin enmendar	42,0 ± 0,9 ^a	67,9 ± 0,0	80,3 ± 0,5
Suelo + 4%-BC_P	0,0 ± 0,0	0,1 ± 0,0	1,3 ± 0,2
Suelo + 4%-BC_G	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0
Suelo + 4%-1BC_P	4,2 ± 0,8	11,3 ± 0,9	14,9 ± 0,8
Suelo + 4% -1BC_G	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0
Suelo + 4%-2,5BC_P	13,8 ± 4,5	23,1 ± 5,5	28,5 ± 5,4
Suelo + 4%-2,5BC_G	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0

^aMedia ± error estándar

CONCLUSIONES

Estos resultados indican que el BC utilizado aumentó la retención de fluometurón en un suelo con baja capacidad de adsorción de este herbicida y que dicha adsorción no dependió del tamaño de partícula del biochar. Sin embargo, existieron diferencias en la adsorción-desorción de fluometurón en el BC envejecido en función del tamaño de partícula, siendo la adsorción menor y la desorción mayor en el suelo enmendado con el BC envejecido de menor tamaño. Esto resultados podrían tener importantes implicaciones agronómicas ya que la aplicación exclusiva de la fracción de BC de mayor tamaño de partícula podría retener de forma más efectiva el fluometurón en el suelo.

Agradecimientos: Este trabajo ha sido financiado por el ministerio de Ciencia e Innovación (MCIN/10.13039/501100011033) a través de los proyectos PID2019-109456RB-I00 y PI2022-1371870B-I00.

REFERENCIAS

- Guo M, Song W, Tian J. 2020. Biochar-facilitated soil remediation: Mechanisms and efficacy variations. *Frontiers in Environmental Science* 8: 52512.
- Liu Y, Chen J. 2022. Effect of ageing on biochar properties and pollutant management. *Chemosphere* 292: 133427.
- Murtaza G, Ahmed Z, Eldin SM, Ali I, Usman M, Iqbal R, Rizwan M, Abdel-Hameed UK, Haider AA, Tariq A. 2023. Biochar as green sorbent for remediation of polluted soils and associated toxicity risks: A critical review. *Separation* 10(3): 197.

PLANTAS NATIVAS Y MICROORGANISMOS ASOCIADOS PARA LA REMEDIACIÓN DE SUELOS AFECTADOS POR LA ACTIVIDAD MINERA

Navas, M.¹, Amelio, F.², Pérez-Esteban, J.³, Hontoria, C.², Mariscal-Sancho, I.², Peregrina F.², Escolástico, C.³, Caballero, B.², Moliner A.^{2,*}

¹Departamento de Química en Ciencias Farmacéuticas, Facultad de Farmacia, Universidad Complutense de Madrid, Pza. Ramón y Cajal s/n, 28040 Madrid.

²Departamento de Producción Agraria, Universidad Politécnica de Madrid, Av. Puerta de Hierro 2, 28040 Madrid.

³Departamento de Química Orgánica y Bio-Orgánica, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional de Educación a Distancia, Paseo de Senda del Rey 9, 28040 Madrid.

*Ana Moliner ana.moliner@upm.es

RESUMEN

La contaminación del suelo por actividades mineras representa una amenaza global debido a la toxicidad y persistencia de los elementos traza. A pesar de que estas actividades provocan la pérdida de carbono orgánico del suelo, la fitorremediación no solo puede reducir los niveles de elementos traza disponibles, sino que también puede ayudar al secuestro de CO₂, restaurando así los niveles de carbono orgánico y mejorando la calidad del suelo, lo que a su vez evita la erosión y contribuye a mitigar el cambio climático. Las plantas en áreas mineras albergan un consorcio de microorganismos asociados a su zona radicular que influye en su comportamiento frente a los elementos traza. Este estudio se centró en aislar y caracterizar bacterias rizosféricas de plantas acumuladoras de metales pesados en una mina de plata. Se seleccionaron cinco plantas dominantes y se analizó su contenido de elementos traza en raíz y parte aérea. Se observó que *Digitalis thapsi* L. acumulaba elevado contenido de varios elementos traza en la parte aérea: As (521 mg/kg) Cd (8,2 mg/kg), Pb (113 mg/kg) mientras que las demás los concentraban en sus raíces. Se aislaron más de 70 cepas de bacterias resistentes al cobre y arsénico del suelo rizosférico de *D. thapsi*. Entre otras, se identificaron cepas de bacterias como *Bacillus proteolyticus* (solubilizadora de P orgánico) y *Pseudomonas graminis* (transformadora de compuestos tóxicos y metales pesados, inductora de resistencia sistémica en plantas y productora de sideróforos), con potencial para ser usadas como biofertilizantes en la recuperación de suelos degradados.

Palabras clave: elementos traza, fitorremediación, bacterias rizosféricas, *Digitalis Thapsi*

INTRODUCCIÓN

Las escombreras de minería metálica abandonadas no solo presentan un riesgo en sí mismas, sino que su dispersión por el agua o el viento, pone también en riesgo suministros de agua y suelos de cultivo en zonas más alejadas, principalmente de cota inferior (Chang Kee et al. 2018, Munford et al 2023). Tradicionalmente se han utilizado técnicas agresivas con el medio ambiente para remediar estas zonas y evitar la translocación de contaminantes, pero actualmente la fitorremediación tiene una mayor aceptación siempre que no exista un riesgo mayor.

En una primera aproximación, aquellas plantas encontradas en antiguas escombreras de la zona, adaptadas al clima y las condiciones adversas de las escombreras, y los microorganismos asociados a su rizosfera, son candidatas a su utilización en proyectos de fitorremediación de zona aledañas no revegetadas. Estas plantas nativas han desarrollado unos mecanismos de comunicación con los microorganismos de su rizosfera que les permiten obtener beneficios mutuos, tanto en su tolerancia a los metal(oid)es, como a su nutrición y defensa contra patógenos (Glick y Gamalero 2021). La mayor parte de los microorganismos del suelo se encuentran en la rizosfera, debido principalmente a la gran cantidad de

compuestos de carbono que exudan las raíces (Bais et al. 2006). Esto ocurre en todos los suelos tanto suelos naturales y agrícolas como contaminados. El objetivo de este trabajo fue seleccionar plantas autóctonas e identificar bacterias de su rizosfera con vistas a fitorremediar escombreras desnudas.

MATERIALES Y MÉTODOS

La zona de estudio corresponde a las minas de plata de Bustarviejo (Madrid). Dichas minas han estado en explotación desde el siglo XVII trabajándose de forma intermitente (Bordehore et al. 1980). En un muestreo inicial se seleccionaron plantas autóctonas desarrolladas sobre una de las escombreras antiguas. Las plantas se lavaron con agua del grifo y después con agua destilada. Se separaron los brotes de las raíces, se secaron a 60 °C y el material se molió en molino de bolas. Después de una digestión con 4 mL HNO₃ y 1 mL H₂O₂ (33%) se determinaron los metal(oid)es en ICP-OES. Del suelo rizosférico una parte se congeló para determinaciones biológicas. El resto se tamizó a 2 mm y se determinó pH y CE en extracto 1:2,5 en agua, materia orgánica y textura. Los elementos totales se obtuvieron por digestión con 4 mL HNO₃ y 1 mL H₂O₂ (33%) y los asimilables por extracción con Mehlich III. Posteriormente se determinaron con ICP-OES. Las bacterias de la rizosfera se aislaron en Trypto-Casein Soy Agar (TSA) con Cu o As en el medio (0,001M) y fungicida. Seguidamente se extrajo el ADN genómico de las bacterias con el kit GenElute, siguiendo el protocolo del fabricante. El ADN extraído se utilizó como ADN molde para amplificar la secuencia 16S rRNA vía PCR. El producto obtenido de la PCR se envió a secuenciar (laboratorio externo). Las secuencias obtenidas se identificaron con una herramienta básica de búsqueda de alineación local (BLAST) que encuentra regiones de similitud entre secuencias biológicas. El programa compara secuencias de nucleótidos o proteínas con bases de datos de secuencias y calcula la significación estadística.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la Tabla 1 se muestran las propiedades del suelo rizosférico de las plantas seleccionadas. Se observa que tanto *Digitalis thapsi* L. como *Plantago Lanceolata* crecían en suelos con concentraciones elevadas de As y Cu y bajos contenidos en materia orgánica. Por otra parte, *Thymus thygis* y *Santolina rosmarinifolia* se encontraban en zonas de la escombrera menos contaminadas.

Tabla 1. Propiedades del suelo rizosférico de cada planta. Conductividad eléctrica (CE), materia orgánica (MO). Los datos son la media del suelo rizosférico de 5 plantas.

					Elemento total suelo		Elemento asimilable		Textura		
	pH		CE	MO	As	Cu	As	Cu	Arc.	Limo	Arena
	H ₂ O	KCl	dS/m	%	mg/kg				%		
<i>Digitalis thapsi</i>	5,0	3,9	0,3	0,8	1628	127,0	180	28,6	4,5	22,1	73,4
<i>Thymus thygis</i>	5,7	4,9	0,5	1,7	366,6	54,9	29,7	18,2	2,0	25,1	72,9
<i>Santolina rosmarinifolia</i>	6,4	5,3	0,4	0,3	383,6	21,1	63,8	4,3	0,0	9,4	90,6
<i>Plantago lanceolata</i>	6,6	5,8	0,7	0,9	4691	1027	265	104	1,6	17,6	80,8

Al determinar la concentración de estos elementos en raíces y tallos de las plantas, se observó (Tabla 2) que todas ellas retenían mayores concentraciones en raíz que en tallo como ya había sido descrito anteriormente (García-Salgado et al. 2012). *Digitalis thapsi* y *Plantago lanceolata*, encontradas en zonas con mayor nivel de contaminación (Tabla 1), acumulan mayor cantidad de Cu y As en sus tejidos. *P. lanceolata* sería idónea para ser utilizada en fitoextracción por acumular gran cantidad de metales en los brotes. Sin embargo, esto podría dar lugar a su entrada en la cadena trófica.

Tabla 2. Contenido de metales en brotes y raíz de plantas seleccionadas y factor de traslocación (FT)

		As	FT As	Cu	FT Cu
		mg/kg		mg/kg	
<i>Digitalis thapsi</i>	Brotes	84,1	0,35	25,6	0,21
	Raíz	239,6		120	
<i>Thymus thuyis</i>	Brotes	4,2	0,11	8,6	0,33
	Raíz	39,4		25,8	
<i>Santolina rosmarinifolia</i>	Brotes	33,3	0,16	26,4	0,75
	Raíz	210,1		35,3	
<i>Plantago lanceolata</i>	Brotes	562,8	0,69	117	0,38
	Raíz	821,2		304	

Por otra parte, *D. thapsi* también retiene gran cantidad de As y Cu, siendo el factor de traslocación inferior. Por esta razón se ha comenzado el estudio microbiológico por las bacterias de la rizosfera de esta planta.

En la Tabla 3 se indican los resultados de la identificación de las secuencias bacterianas. De todas ellas, solo *Pseudomonas graminis* demostró ser tolerante a una concentración de Cu y As soluble elevada (1mM).

Tabla 3. Bacterias aisladas de la rizosfera de *Digitalis thapsi* L. tolerantes a Cu y/o As

Bacteria identificada	Tolerancia a Cu o As
<i>Pseudomonas graminis</i>	Cu y As
<i>Pseudomonas fluorescens</i>	Cu
<i>Bacillus proteolyticus strain</i>	Cu
<i>Bacillus cereus strain</i>	Cu
<i>Pseudomonas sp.</i>	Cu
<i>Rothia kristinae</i>	Cu
<i>Paraburkholderia graminis</i>	Cu
<i>Staphylococcus epidermis</i>	Cu

De acuerdo a la bibliografía, esta bacteria tiene genes involucrados en síntesis de auxinas, presenta genes de resistencia a metal(oid)es y está involucrada en reacciones que facilitan el aumento de la disponibilidad de nutrientes para la planta (Crovadore et al, 2016). Dadas las inhóspitas condiciones existentes para el desarrollo vegetal en escombreras, esta bacteria es prometedora como bacteria promotora del crecimiento (PGPR por sus siglas en inglés) Actualmente se están caracterizando las propiedades PGPR de las bacterias aisladas.

Agradecimientos: Los resultados de esta publicación han sido financiados con el proyecto de I+D+i referencia TED2021-129229B-I00, financiado por MCIN/AEI/10.13039/501100011033/ y PRTR.

CONCLUSIONES

Entre las plantas recogidas en la escombrera, se observó que *D. thapsi* tiene potencial para la fitoestabilización de As y Cu al retener gran cantidad en su raíz y no transportarlo a la parte aérea. Se aislaron numerosas bacterias de su suelo rizosférico, y actualmente se están analizando sus características PGPR. Aunque todavía no hay datos concretos, en la bibliografía se han descrito el potencial PGPR de algunas de ellas, en particular *Pseudomonas graminis* para la restauración de escombreras.

REFERENCIAS

- Bais HP, Weir TL; Perry LG, Gilroy S, Vivanco JM. 2006. The role of root exudates in the rhizosphere interactions with plants and other organisms. *Annu. Rev. Plant Biol.* 57: 233–266.
- Bordehore LJ, Riart OP, Mazadiego LF. 2005. La historia de las minas de plata de Bustarviejo. *En: Minería y metalurgia históricas en el sudoeste europeo.* Sociedad Española para la Defensa del Patrimonio Geológico y Minero SEDPGYM. pp. 413-420.
- Chang Kee J, Gonzales MJ, Ponce O, Ramírez L, León V, Torres A, Corpus M, Loayza-Muro R. 2018. Accumulation of heavy metals in native Andean plants: potential tools for soil phytoremediation in Ancash (Peru). *Environ Sci Pollut Res Int.* 25(34): 33957-33966.
- Crovadore J, Calmin G, Chablais R, Cochard B, Schulz T, Lefort F. 2016. Whole-Genome Sequence of *Pseudomonas graminis* Strain UASWS1507, 2016. A potential biological control agent and biofertilizer isolated in Switzerland. *Genome Announc.* 4(5): e01096-16.
- García-Salgado S, García-Casillas D, Quijano-Nieto MA, Bonilla-Simón MM. 2012. Arsenic and heavy metal uptake and accumulation in native plant species from soils polluted by mining activities. *Water Air & Soil Pollution* 223: 559–572.
- Glick BR, Gamalero E. 2021. Recent Developments in the Study of Plant Microbiomes. *Microorganisms* 9: 1533.
- Munford KE, Gilbert-Parkes S, Nadia CS, Mykytczuk NCS, Basiliko N, Yakimovich KM, Poulain A, Watmough SA. 2023. How arsenic contamination influences downslope wetland plant and microbial community structure and function. *Science of The Total Environment*, 876: 162839.
- Petriccione M, Di Patre D, Ferrante P, Papa S, Bartoli G, Fioretto A, Scortichini M. 2013. Effects of *Pseudomonas fluorescens* seed bioinoculation on heavy metal accumulation for *Mirabilis jalapa* phytoextraction in smelter-contaminated soil. *Water Air Soil Pollut.* 224: 1645.

IMPACTO DE LA BIOSOLARIZACIÓN CON DISTINTO MATERIAL VEGETAL FRESCO EN LA DEGRADACIÓN DE FLUTRIAFOL, MICLOBUTANILO, IMIDACLOPRID Y TIAMETOXAM EN SUELO AGRÍCOLA

Marina Aliste^{1,*}, Caridad Ros², Isabel Garrido², Carmen María Martínez², Fulgencio Contreras², Pilar Flores², Pilar Hellín², Felipe Bastida¹, José Fenoll²

¹Departamento de Conservación de Suelos y Agua y Manejo de Residuos Urbanos, CEBAS-CSIC. Campus Universitario 3A. 30100. Espinardo (Murcia).

²Instituto Murciano de Investigación y Desarrollo Agrario y Medioambiental (IMIDA). C/Mayor S/N. 30150. La Alberca (Murcia).

*maliste@cebas.csic.es

RESUMEN

Los plaguicidas son sustancias usadas a nivel global en agricultura para combatir ciertas plagas en multitud de cultivos. Su amplio espectro de aplicación ha provocado su acumulación en suelos agrícolas, entre otros compartimentos ambientales, afectando tanto al medio ambiente como a la salud humana. El principal objetivo de este trabajo ha sido degradar residuos de plaguicidas (flutriafol, miclobutanilo, imidacloprid y tiametoxam) presentes en un suelo agrícola mediante biosolarización, con distintas especies de material vegetal fresco (sorgo, avena-veza, mostaza, rábano y trébol), previamente usados como cultivo de cobertura. Los distintos tratamientos se realizaron en contenedores con 2,3 kg de suelo contaminado y dos concentraciones distintas de enmienda, 5 y 10 %, en un invernadero experimental. También se realizaron 2 controles: sin tratar y solarización. Los contenedores solarizados y biosolarizados fueron humedecidos y cubiertos con un plástico transparente (polietileno), durante 90 días, en un invernadero experimental situado en Torre Pacheco (Murcia). Las mayores degradaciones obtenidas en los suelos biosolarizados (hasta un 97% para tiametoxam con mostaza, rábano y trébol al 10%) en comparación con los controles, muestran que esta práctica puede ser propuesta como una herramienta alternativa para recuperar suelos agrícolas contaminados con plaguicidas.

Palabras clave: cultivo de cobertura, plaguicidas, biosolarización, enmienda, suelo agrícola.

INTRODUCCIÓN

Los plaguicidas son sustancias usadas a nivel global en agricultura para combatir ciertas plagas en multitud de cultivos. Su uso asegura un suministro alimenticio adecuado para la población. Sin embargo, algunos de ellos presentan serios riesgos para la salud humana y el medio ambiente (Pavlis et al. 2010), como la acumulación en suelos agrícolas, entre otros compartimentos ambientales. La descontaminación de estos suelos mediante tecnologías respetuosas con el medio ambiente resulta esencial a la hora de producir alimentos seguros y conservar el medio ambiente. Por un lado, la biosolarización es una técnica mixta de remediación de suelos (que combina técnicas biológicas y térmicas), eficaz frente a la persistencia de los plaguicidas en el suelo, pues acelera su degradación (Flores et al. 2008). Por otro lado, el empleo de cultivos de cobertura presenta múltiples ventajas, como el secuestro de carbono, combatiendo la erosión del suelo, que es su principal proceso de degradación, responsable de la emisión de carbono (Singhal et al. 2020). Acorde a este breve contexto, el principal objetivo de este trabajo ha sido degradar residuos de plaguicidas (flutriafol, miclobutanilo, imidacloprid y tiametoxam) presentes en un suelo agrícola mediante biosolarización, con distintas especies de material vegetal fresco (sorgo, avena-veza, mostaza, rábano y trébol), previamente usados como cultivo de cobertura. De esta manera,

se pueden sumar las ventajas de ambas tecnologías para la recuperación de un suelo agrícola contaminado.

MATERIALES Y MÉTODOS

Los formulados comerciales de los plaguicidas estudiados fueron utilizados en anteriores campañas, acumulándose en el suelo agrícola a tratar. Éstos se compraron a Servicios e Insecticidas S.L. (Murcia, España). Las principales propiedades físico-químicas de los plaguicidas objeto de estudio se resumen en la Tabla 1. Otros reactivos como acetonitrilo, cloruro de sodio y ácido fórmico fueron suministrados por Scharlab (Barcelona, España). El suelo empleado en este trabajo fue franco arcilloso (34% arcilla, 40% limo, 26% arena). Sus principales características físico-químicas fueron las siguientes: pH 8,3; 0,6% MO; CE: 1004 $\mu\text{S cm}^{-1}$.

Tabla 1. Principales propiedades físico-químicas de los plaguicidas estudiados (Lewis et al. 2016).

Formulación comercial	Materia activa	Pm	log K _{ow}	PV	S _A	pK _a
Impact® Evo 12.5 %	Flutriafol (FLU)	301,3	2,3	4,0 x 10 ⁻⁴	95	2,3
Couraze® 20 %	Imidacloprid (IMI)	255,7	0,6	4,0 x 10 ⁻⁷	610	No disociación
Systhane Forte 24 %	Miclobutanil (MIC)	288,8	2,9	2,0 x 10 ⁻¹	132	2,3
Actara® 25 WG	Tiametoxam (TIA)	291,7	-0,1	6,6x10 ⁻⁶	4100	No disociación

Pm: peso molecular (g mol^{-1}); log K_{ow}: coeficiente de reparto octanol-agua medido a pH 7 y 20 °C; PV: presión de vapor a 20 °C (mPa); S_A: solubilidad en agua a 20 °C (mg L^{-1}); pK_a: constante de disociación a 25 °C.

Se llenaron contenedores con 2,3 kg de suelo contaminado y dos concentraciones de enmienda, 5 y 10 %, de las distintas especies de material vegetal fresco a estudiar: sorgo, avena-veza, mostaza, rábano y trébol. También se realizaron 2 controles: sin tratar y solarización. Los contenedores solarizados y biosolarizados fueron humedecidos y cubiertos con un plástico transparente (polietileno) en un invernadero experimental situado en Torre Pacheco (Murcia), durante los meses de verano de 2023. La estrategia experimental se diseñó para evaluar la degradación de los plaguicidas estudiados en un suelo agrícola con los distintos tipos de enmienda durante 90 días. Por lo tanto, se recolectaron y analizaron muestras de suelo inicial, y a los 15, 30, 60 y 90 días de tratamiento (n=5).

Los plaguicidas presentes en las muestras de suelo se extrajeron y, finalmente, se analizaron empleando un cromatógrafo líquido de alta resolución (HPLC) Agilent Series 1200 acoplado a un espectrómetro de masas triple cuadrupolo G6410A, ambos de Agilent (Agilent Technologies, Santa Clara, CA, EEUU), según los procedimientos descritos por Fenoll et al. (2012).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La concentración inicial de los plaguicidas estudiados en el suelo agrícola utilizado varió desde 26 $\mu\text{g kg}^{-1}$ para TIA, hasta 848 $\mu\text{g kg}^{-1}$ para MIC (Tabla 2). Tras los 90 días de tratamiento, los plaguicidas en los contenedores control (sin tratamiento) se degradaron desde 7 % para MIC, hasta 35 % para TIA; mientras que en los que fueron solarizados la degradación osciló del 4% para MIC, hasta el 82 % para TIA. Por otro lado, en cuanto a los contenedores que fueron biosolarizados, en términos generales, cuando las enmiendas se emplearon al 10 %, las mayores eficiencias de degradación se consiguieron en el siguiente orden: trébol \approx mostaza > rábano > avena-veza >> sorgo. En cambio, cuando las enmiendas se emplearon al 5 %, el orden de eficiencia fue el siguiente: avena-veza \approx mostaza > trébol > rábano >> sorgo. Se observa una mayor degradación de plaguicidas en aquellos contenedores que han sido

biosolarizados con un 10 % de enmienda, siendo el sorgo la especie vegetal con la que se obtuvo una menor eficiencia.

La degradación de estos plaguicidas depende de múltiples factores: las propiedades físico-químicas de cada uno de ellos, las condiciones ambientales (temperatura, humedad), la biomasa microbiana presente en el suelo, etc. Los insecticidas neonicotinoides estudiados (IMI y TIA) han mostrado una mayor degradación que los fungicidas triazoles (FLU y MIC). Aliste et al. (2021a, 2021b) estudió la degradación de los mismos en un suelo de similares características y catalogó, en base a su $t_{1/2}$ de acuerdo a Gavrilesco (2005), a IMI (78 días), MIC (81 días) y TIA (100 días) como moderadamente persistentes; mientras que FLU (136 días) se comportó como un compuesto persistente.

Tabla 2. Concentración inicial ($\mu\text{g kg}^{-1}$ de suelo) individual de cada plaguicida y su porcentaje de eliminación a los 90 días de tratamiento.

Tratamiento	FLU		MIC		IMI		TIA	
	C ₀	%E ₉₀						
Blanco	168,8	14,5 ± 2,6	848,1	6,9 ± 2,3	240,1	21,1 ± 2,5	49,3	35,5 ± 2,2
Solarización	155,9	7,5 ± 1,3	786,6	3,5 ± 4,1	224,1	25,0 ± 3,8	45,3	82,2 ± 3,6
P1 5%	156,2	24,3 ± 5,6	753,5	16,0 ± 4,4	209,7	29,9 ± 6,5	54,3	90,0 ± 1,6
P1 10%	137,5	40,2 ± 7,2	620,7	18,3 ± 4,4	163,6	55,3 ± 3,8	42,8	90,1 ± 2,1
P2 5%	167,5	52,6 ± 6,3	804,1	34,6 ± 3,5	224,7	76,9 ± 6,1	56,1	95,1 ± 1,1
P2 10%	185,0	54,4 ± 4,9	832,7	36,3 ± 3,6	203,7	71,9 ± 5,1	43,1	95,5 ± 0,7
P3 5%	169,0	44,2 ± 3,3	831,9	36,7 ± 4,1	231,4	73,9 ± 6,1	60,1	96,5 ± 0,4
P3 10%	162,5	63,8 ± 6,8	712,1	45,0 ± 5,5	176,1	77,6 ± 6,0	35,5	96,8 ± 0,9
P4 5%	169,7	34,5 ± 7,8	766,9	24,5 ± 4,8	196,4	46,8 ± 5,2	35,9	93,1 ± 1,1
P4 10%	172,3	62,0 ± 6,2	737,8	44,6 ± 4,4	185,8	72,7 ± 8,2	36,0	97,1 ± 0,7
P5 5%	144,1	47,1 ± 4,5	676,0	27,2 ± 5,0	169,3	63,7 ± 6,4	33,9	94,2 ± 2,3
P5 10%	146,2	61,8 ± 7,5	676,8	49,8 ± 6,8	144,3	81,3 ± 4,4	26,2	96,8 ± 0,8

donde P1: sorgo, P2: avena-veza, P3: mostaza, P4: rábano, P5: trébol (n=5).

CONCLUSIONES

La biosolarización es una tecnología interesante que consigue una mayor degradación de residuos de plaguicidas en comparación con los controles, en especial cuando la enmienda se aplica al 10 %. Entre las distintas especies estudiadas, no existe una clara tendencia de cuál es la especie más eficiente para la eliminación de estos residuos de plaguicidas, pero sí se observa que con el sorgo se obtiene una menor degradación. Por tanto, la reutilización de material vegetal fresco, tras un cultivo de cobertura, para llevar a cabo la biosolarización de un suelo agrícola contaminado con residuos de plaguicidas, se presenta como una técnica de remediación *in situ* prometedora, siendo de bajo coste y respetuosa con el medio ambiente.

Agradecimientos: Programa AGROALNEXT, financiado por MCIN con fondos NextGenerationEU (PRTR-C17.11) y por la Fundación Séneca con fondos de la “Comunidad Autónoma de la Región de Murcia” (CARM). M. Aliste agradece la financiación del programa “Juan de la Cierva” (JDC2022-048225-I), financiado por MCIN/AEI/10.13039/501100011033 y por la Unión Europea NextGenerationEU/PRTR.

REFERENCIAS

Aliste M, Pérez-Lucas G, Garrido I, Fenoll J, Navarro S. 2021a. Mobility of insecticide residues and main intermediates in a clay-loam soil, and impact of leachate components on their photocatalytic degradation. *Chemosphere* 274: 129965.

<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.129965>

Aliste M, Pérez-Lucas G, Garrido I, Fenoll J, Navarro S. 2021b. Risk Assessment of 1,2,4-Triazole-Typed Fungicides for Groundwater Pollution Using Leaching Potential Indices. *Water, Air, & Soil Pollution* 232: 469. <https://doi.org/10.1007/s11270-021-05428-1>

Fenoll J, Hellín P, Martínez CM, Flores P, Navarro S. 2012. High performance liquid chromatography-tandem mass spectrometry method for quantifying phenylurea herbicides and their main metabolites in amended and unamended soils. *Journal of Chromatography A* 1257: 81-88. <https://doi.org/10.1016/j.chroma.2012.08.014>

Flores P, Lacasa A, Fernandez P, Hellín P, Fenoll J. 2008. Impact of biofumigation with solarization on degradation of pesticides and heavy metal accumulation. *Journal of Environmental Science and Health, Part B* 43(6): 513-518.

<https://doi.org/10.1080/03601230802174698>

Gavrilescu M. 2005. Fate of pesticides in the environment and its bioremediation. *Engineering in Life Sciences* 5(6): 497-526. <https://doi.org/10.1002/elsc.200520098>

Lewis KA, Tzilivakis J, Warner DJ, Green A. 2016. An international database for pesticide risk assessments and management. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal* 22(4): 1050-1064. <https://doi.org/10.1080/10807039.2015.1133242>

Pavlis M, Cummins E, McDonnell K. 2010. Groundwater vulnerability assessment of plant protection products: A review. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal* 16(3):621-650. <https://doi.org/10.1080/10807031003788881>

Singhal V, Ghosh J, Jinger D. 2021. Cover crop technology – a way towards conservation agriculture: A review. *The Indian Journal of Agricultural Sciences* 90(12): 2275–2284. <https://doi.org/10.56093/ijas.v90i12.110310>

REVALORIZACIÓN DE CENIZAS VOLANTES Y ESCORIAS DE ACERÍA COMO ENMIENDAS PARA MEJORAR LA FITORREMEDIACIÓN DE SUELOS MINEROS ALTAMENTE CONTAMINADOS

Salvador Sánchez^{1,2*}, Aida González^{1,2}, Rubén Forján^{1,3}, José Luis R. Gallego¹, María Antonia López-Antón⁴, Diego Baragaño⁴

¹Grupo de investigación BIOGEOAMB e INDUROT (Instituto de Recursos Naturales y Ordenación del Territorio), Universidad de Oviedo, Campus de Mieres, 33600 – Mieres (Asturias)

²Departamento de Biología de Organismos y Sistemas, Área de Fisiología Vegetal, Universidad de Oviedo, Campus del Cristo, 33006 – Oviedo (Asturias)

³Departamento de Biología de Organismos y Sistemas, Área de Producción Vegetal, Universidad de Oviedo, Campus de Mieres, 33600 – Mieres (Asturias)

⁴Instituto de Ciencia y Tecnología del Carbono, INCAR-CSIC, Francisco Pintado Fe, 26, 33011 – Oviedo (Asturias)

*sanchezsalvador@uniovi.es – Departamento de Biología de Organismos y Sistemas, Área de Fisiología vegetal, Universidad de Oviedo, Campus del Cristo, 33006 – Oviedo (Asturias)

RESUMEN

Los vertidos, la mala gestión de residuos y el abandono de actividades mineras y otros procesos industriales generaron grandes cantidades de suelos contaminados con metal(oid)es, que no se degradan de forma natural y permanecen durante muchos años en el terreno. La restauración de estos suelos es esencial no solo desde el punto de vista ecológico, para la conservación de la biodiversidad, sino también como proveedor de servicios para el uso y disfrute de la sociedad. En este sentido, este trabajo trata de abordar la remediación sostenible del suelo mediante tecnologías verdes y basándonos en el modelo de la economía circular hemos ensayado el efecto de la adición de cenizas y escorias, procedentes de la industria, para recuperar un suelo minero extremadamente contaminado con As y Hg. En primer lugar, se realizaron ensayos en invernadero para evaluar el impacto de las enmiendas sobre el crecimiento, la fisiología y la bioquímica de *Betula pubescens*, así como para evaluar el mecanismo de inmovilización del Hg mediante desorción térmica programada (Hg-TPD). Posteriormente, se preparó una parcela experimental *in situ* en la escombrera minera objeto de estudio para evaluar el tratamiento bajo condiciones reales. La aplicación de los residuos mostró la inmovilización de los contaminantes en el suelo, la reducción de éstos en los lixiviados, y promovió el desarrollo y supervivencia de las plantas al disminuir el estrés oxidativo causado por la toxicidad de los contaminantes. Además, el análisis Hg-TPD mostró que el Hg fue retenido en forma de cloruro. Los excelentes resultados obtenidos revelaron que estos residuos son una enmienda prometedora para la inmovilización de metal(oid)es en suelos altamente contaminados, optimizando así el proceso de fitorremediación.

PALABRAS CLAVE: Contaminación de suelos, fitorremediación, arsénico, mercurio, economía circular

INTRODUCCIÓN

Las actividades mineras y metalúrgicas provocan una importante contaminación por metal(oid)es. Además, la gestión inadecuada y el abandono de estas actividades han dado lugar a la aparición de extensos terrenos contaminados que afectan a todos los países desarrollados. En este sentido, la contaminación por metal(oid)es, concretamente arsénico (As) y mercurio (Hg), es una de las preocupaciones ambientales más relevantes a nivel mundial sobre todo al entrar en la cadena trófica a través de su absorción por las plantas o

tras la contaminación de las aguas adyacentes (Triassi et al. 2023). La fitorremediación es una solución basada en la naturaleza (SBN) que involucra plantas capaces de absorber y acumular contaminantes en sus tejidos. Además, las plantas que habitan estos suelos aportan materia orgánica y nutrientes que contribuyen a recuperar y mantener su fertilidad de forma más estable (Jacob et al. 2018). En el contexto de suelos contaminados por metal(oid)es, en los últimos años, se ha hecho hincapié en combinar SBN con la aplicación de enmiendas que interaccionen con los contaminantes del suelo. En este sentido, y siguiendo el modelo de economía circular, hemos ensayado el efecto de la adición de cenizas procedentes de la combustión de carbón y de escorias de la industria metalúrgica, sobre un suelo de minero altamente contaminado con As y Hg. Por otro lado, aunque estos subproductos industriales están caracterizados como no tóxicos, no se conoce su efecto sobre las plantas por lo que se ha estudiado cómo estos subproductos afectan al crecimiento y al metabolismo vegetal, y además, tradicionalmente estos residuos han sido almacenados o eliminados, pero cada vez es más necesario encontrar soluciones sostenibles para su gestión.

MATERIALES Y MÉTODOS

En este estudio se plantearon dos etapas; un primer ensayo en invernadero y un posterior ensayo en una parcela *in situ* en el que se ensayaron los mejores tratamientos obtenidos en el ensayo de invernadero. El área de estudio se localizó en los terrenos de la antigua instalación minera de La Soterraña, dedicada a la explotación de Hg y en cuyas inmediaciones se encuentran dos escombreras donde existe una gran concentración de As y Hg (Fernández et al. 2020). Las muestras de suelo usadas en este experimento se tomaron en distintos puntos de una de estas escombreras y, una vez en el laboratorio, el suelo se homogeneizó y se tamizó a 2 mm para eliminar fragmentos y rocas de mayor tamaño. Con respecto a las enmiendas utilizadas, se utilizó un fertilizante orgánico (N:P:K, 6:8:15), para contribuir al crecimiento de las plantas; y dos subproductos industriales, cenizas de alto horno y escorias de acería, que se utilizaron siempre mezcladas conjuntamente en una proporción 1:3; y así, dentro del marco de la economía circular, poder crear un valor añadido a estos subproductos gracias a su baja toxicidad. Como especie vegetal se utilizó *Betula pubescens* (abedul) ya que en estudios previos hemos comprobado que es muy tolerante y resistente a ambientes altamente contaminados con metal(oid)es (Fernández-Fuego et al. 2017).

Para realizar el primer ensayo en invernadero, se siguieron dos propuestas. El primer experimento se diseñó no sólo para evaluar la influencia de las enmiendas en el sistema suelo-planta, sino también para controlar la lixiviación de As y Hg y la viabilidad de una barrera permeable reactiva (BPR) y así mitigar la presencia de estos contaminantes en los lixiviados. Para ello, se colocó una capa de arena de sílice en el fondo de las macetas, seguido de la capa de suelo tratado o no con las enmiendas. Además, se dispuso una capa de la mezcla de subproductos entre la capa de arena y suelo como BPR. Para evaluar la capacidad de estos residuos como inmovilizadores de estos contaminantes, se recogieron muestras de agua de poro mediante muestreadores tipo Rhizon en las capas de suelo y arena. En el segundo ensayo, se evaluó la influencia de las enmiendas en el sistema suelo-planta utilizando un suelo menos contaminado creado a partir de mezclar el suelo inicial muy contaminado con un suelo de una localización cercana no contaminado (50:50). En ambos ensayos, una planta de abedul se dispuso por cada maceta. Con respecto a los análisis de suelo, se realizó la medición de pH y conductividad eléctrica (CE) siguiendo el método de Baragaño et al. (2022). La determinación de las concentraciones de metal(oid)es totales (As y Hg) se realizó mediante Espectrometría de Masas con Plasma Acoplado Inductivamente (ICP-MS) y un analizador específico para Hg AMA 254 (AMA). Por otro lado, las concentraciones de As y Hg disponibles se determinaron mediante extracción simple "Toxicity Characteristic Leaching Procedure" (TCLP), según el protocolo 1311 de la Agencia de Protección del Medio Ambiente de EEUU (USEPA, 1992). Esta concentración se analizó mediante ICP-MS y AMA, al igual que las

concentraciones de As y Hg del agua de poro. Además de los análisis de suelo, se realizaron diferentes análisis de biomasa, acumulación de metal(oid)es en las plantas mediante ICP-MS y AMA, y análisis metabólicos y de estrés oxidativo para estimar la influencia de las enmiendas sobre las plantas. Por último, se realizó la identificación de las especies de Hg en la BPR utilizando la técnica de desorción térmica específica para Hg, previamente descrita por Rumayor et al. (2015).

Tras los ensayos de invernadero, el siguiente paso fue realizar los ensayos en campo. Para ello se seleccionó una parcela experimental en una de las escombreras de la instalación minera de La Soterraña. Los diferentes tratamientos se dispusieron en parcelas de 2 x 2 m, en las que se colocaron 9 abedules por parcela a una distancia de 50 cm entre ellos. Los mismos análisis realizados en los ensayos de invernadero se realizaron también en todos los ensayos de campo, exceptuando aquellos relacionados con la lixiviación y la BPR.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El suelo control (sin enmiendas) mostró un pH ligeramente alcalino, que se vio incrementado con la aplicación de la mezcla de subproductos, lo que podría estar relacionado con el alto pH de estas enmiendas. Además, el suelo sin enmiendas mostró una concentración extremadamente alta (40000 y 1000 mg kg⁻¹ de As y Hg, respectivamente) superando notablemente los niveles de As y Hg establecidos por la legislación del Principado de Asturias para un suelo industrial (BOPA 2014), (200 y 100 mg kg⁻¹, respectivamente) y con un porcentaje de As disponible del 6%.

La adición de los subproductos al suelo mostró una reducción de al menos el 50% de la disponibilidad de As en el suelo, lo que concuerda con el trabajo de Ayala y Fernández (2020) donde emplearon estos mismos materiales para eliminar el As de aguas contaminadas originadas en el emplazamiento. Además, la contaminación de los lixiviados se vio mitigada, observándose una menor concentración de As y Hg en la capa de arena que en la de suelo. Respecto a los mecanismos de inmovilización de los contaminantes en el suelo, el As fue fijado debido a su unión con los complejos de calcio presentes en los subproductos (alrededor de un 40% en las escorias) y su posterior precipitación (Ayala y Fernández 2020). En el caso del mecanismo de inmovilización del Hg, se discernió mediante la técnica de desorción térmica programada de Hg y se determinó que el Hg reaccionó con los cloruros presentes en las cenizas dando lugar a cloruros de Hg (Fig. 1), lo que concuerda con lo expuesto por Janeiro et al. (2021), donde se postula esta interacción en otro tipo de cenizas volantes.

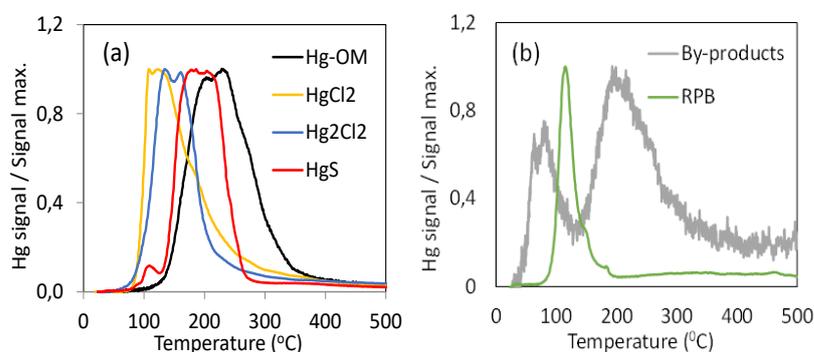


Figura 1. Perfiles de descomposición térmica del Hg de a) patrones de Hg (Hg-OM, HgS, HgCl₂ y Hg₂Cl₂) y b) subproductos puros y subproductos de la BPR enriquecidos con Hg.

En referencia a los abedules, en la mayoría de los casos la adición conjunta de los subproductos supuso una mejora en el crecimiento y un incremento en la producción de biomasa, como resultado de la inmovilización de los metal(oid)es del suelo. Además, la adición de esta mezcla de subproductos incrementó la producción de compuestos

antioxidantes, reduciendo el estrés oxidativo producido por la alta acumulación de metal(oid)es en las plantas. Por último, los resultados correspondientes a campo se están analizando por lo que no es posible mostrarlos en este trabajo.

CONCLUSIONES

La utilización de escorias de acería y cenizas volantes de carbón en la remediación de suelos tuvo efectos positivos, como el incremento del pH del suelo y la reducción de la disponibilidad de As y Hg, logrando una inmovilización del al menos el 50% de As. Además, al emplear estos subproductos como parte de una barrera permeable reactiva, se observó una disminución de la presencia de contaminantes en los lixiviados, demostrándose que el Hg fue secuestrado eficazmente, principalmente en forma de cloruros de mercurio. Por otra parte, al aplicar la mezcla de subproductos como enmienda, se pudo observar un aumento en el crecimiento y la producción de biomasa de las plantas, además promoviendo la reducción del estrés oxidativo causado por las elevadas concentraciones de los contaminantes. En conclusión, los resultados de este estudio indican que las escorias y cenizas pueden ser prometedoras como enmiendas para la inmovilización de As y Hg, dentro del marco de la economía circular, además de poder combinarse con técnicas de fitorremediación para recuperar suelos contaminados por estos metal(oid)es.

REFERENCIAS

- Ayala J, Fernández B. 2020. Industrial waste materials as adsorbents for the removal of As and other toxic elements from an abandoned mine spoil heap leachate: a case study in Asturias. *J. Hazard. Mater.* 384: 121446.
- Baragaño D, Forján R, Álvarez N, Gallego JR, González A. 2022. Zero valent iron nanoparticles and organic fertilizer assisted phytoremediation in a mining soil: arsenic and mercury accumulation and effects on the antioxidative system of *Medicago Sativa* L. *J. Hazard. Mater.* 433: 128748.
- BOPA. 2014. Resolución de 20 de marzo de 2014, de la Conserjería de Fomento, Ordenación del Territorio y Medio Ambiente, por la que se establecen los Niveles Genéricos de Referencia para metales pesados en Suelos del Principado de Asturias. BOPA (Boletín Oficial del Principado de Asturias) 91: 1-3.
- Fernández-Fuego D, Keunen E, Cuypers A, Bertrand A, González A. 2017. Mycorrhization protects *Betula pubescens* Ehr. From metal-induced oxidative stress increasing its tolerance to grow in an industrial polluted soil. *J. Hazard. Mater.* 336: 119-127.
- Jacob MJ, Karthik C, Ganesh R, Kumar SS, Prabakar D, Kadirvelu K, Pugazhendhi A. 2018. Biological approaches to tackle heavy metal pollution: A survey of literature. *J. Environ. Manage.* 217: 56–70.
- Janeiro-Tato I, López-Antón MA, Baragaño D, Antuña-Nieto C, Rodríguez E, Peláez AI, Gallego JR, Martínez-Tarazona MR. 2021. Immobilization of mercury in contaminated soils through the use of new carbon foam amendments. *Environmental Sciences. Europe* 33(1).
- Rumayor M, López-Antón MA, Díaz-Somoano M, Martínez-Tarazona MR. 2015. A new approach to mercury speciation in solids using a thermal desorption technique. *Fuel* 160 (15): 525-530.
- Triassi M, Cerino P, Montouri P, Pizzolante A, Trama U, Nicodemo F, D'Auria JL, De Vita S, De Rosa E, Limone A. 2023. Heavy metals in groundwater of southern Italy: occurrence and potential adverse effects on the environment and human health. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 20: 1693.

USEPA (U.S. Environmental Protection Agency). (1992). Method 1311: Toxicity Characteristic Leaching Procedure (Vol. 1311).

NANOCÁPSULAS POLIMÉRICAS PARA LA ENCAPSULACIÓN DE NUTRIENTES EN PROCESOS DE BIOREMEDIACIÓN

Muñana-González S.^{1*}, Galdames A.¹, Pérez-Álvarez L.¹, Vilas-Vilela J.L.^{1,2}, Ruiz-Rubio, L.^{1,2}

¹ Grupo de Química Macromolecular (LABQUIMAC), Departamento de Química Física, Facultad de Ciencia y Tecnología, Universidad del País Vasco UPV/EHU, 48940 Leioa, Spain.

² BCMaterials, Basque Center for Materials, Applications and Nanostructures, UPV/EHU Science Park, 48940 Leioa, Spain.

* sara.munana@ehu.eus

RESUMEN

Ante la necesidad de métodos de remediación de suelos económicamente rentables, no-tóxicos y de bajo impacto medioambiental, las estrategias biobasadas están ganando popularidad debido a su relativo bajo coste y aplicación sencilla. Las técnicas de biorremediación permiten usar cepas microbianas nativas, adaptadas a las condiciones del suelo, y aprovechar su capacidad natural para degradar contaminantes orgánicos. Sin embargo, la carencia de nutrientes esenciales para un correcto balance C:N:P, puede restringir o ralentizar el proceso de biorremediación. En un afán por minimizar la pérdida de nutrientes añadidos artificialmente para optimizar estos procesos (bioestimulación), se contempla el uso de nanocápsulas fabricadas con polímeros biodegradables de origen natural para una liberación sostenida y controlada de los mismos. La matriz polimérica proporciona protección ante la influencia del entorno y permite una lenta difusión de los nutrientes que de otra manera se perderían por lixiviación o evaporación. Biopolímeros como el alginato o el quitosano se emplean con este fin debido a la abundancia de materia prima, solubilidad en medio acuoso y a la versatilidad sintética que proporcionan sus grupos funcionales. En este trabajo se presenta una síntesis de bajo impacto ecológico (reactivos no-nocivos, medio acuoso y condiciones suaves) de nanogeles biopoliméricos para la encapsulación de nutrientes solubles en agua.

PALABRAS CLAVE: Biorremediación, bioestimulación, biopolímeros, nanocápsulas, encapsulación

INTRODUCCIÓN

Debido al aumento de la población global y la limitada disponibilidad de tierra/suelo como recurso natural, el reacondicionamiento y la reutilización de suelos industriales y agrícolas adquiere especial importancia para el desarrollo de la sociedad moderna. En un esfuerzo por evitar tener que acondicionar nuevas zonas para agricultura o el desarrollo de zonas urbanas (limitando así prácticas como la deforestación), métodos de descontaminación de suelos previamente explotados están siendo investigados. También se desarrollan técnicas de agricultura sostenible para alargar la vida útil de los suelos cultivados, fomentando la aplicación reducida y controlada de fertilizantes, fungicidas, herbicidas etc. cuya acumulación puede afectar la salud humana y de los ecosistemas, y la calidad del suelo (Gomiero 2016).

Entre los métodos de descontaminación de suelos, las opciones “bio-basadas” son las que más interés suscitan debido a su relativamente reducido coste, aplicación in situ y bajo impacto ecológico. Técnicas como la biorremediación, en la que se emplean microorganismos capaces de biodegradar contaminantes orgánicos en metabolitos no-tóxicos, o la fitorremediación, que utiliza plantas que pueden absorber y asimilar elementos no-degradables como los iones de metales pesados, están ganando popularidad.

Sin embargo, tanto en los procesos de bio- y fitorremediación, como en la agricultura sostenible, es necesario un correcto balance de nutrientes en el suelo. La adición de minerales esenciales ricos en N, P y K aumenta la eficiencia de los procesos biodegradativos y mejora la tasa de supervivencia de microorganismos y plantas. No obstante, la forma tradicional de aplicar estos fertilizantes (en forma de sales) no evita que gran parte de estos nutrientes se pierdan por lixiviación o evaporación antes de que cumplan su función. El 50-70% de los nutrientes añadidos artificialmente se pierden de esta manera. Por ello, se están estudiando nuevos materiales para la encapsulación y liberación controlada de estos nutrientes y minerales esenciales (Ogbeh et al. 2019, Mujtaba et al. 2021).

Entre estos materiales, los polímeros son interesantes por su versatilidad sintética y fácil funcionalización. Ciertos polímeros son además biodegradables, no-tóxicos y de origen natural (Jiménez-Arias et al. 2023). Polisacáridos como, por ejemplo, el alginato, o el quitosano, destacan por su abundancia y fácil obtención, su biocompatibilidad y su capacidad para formar hidrogeles en condiciones suaves (temperatura y presión ambiente y disolventes de baja toxicidad y peligrosidad). En este proyecto se quiere aprovechar estas propiedades de los polisacáridos naturales para crear nanocápsulas dispersables en medio acuoso para ser aplicadas en los suelos mediante irrigación, para la lenta liberación de nutrientes solubles en agua (Dattilo et al. 2023). El quitosano es un polisacárido lineal derivado de la desacetilación de la quitina, que se encuentra comúnmente en los caparzones de los crustáceos. Debido a la presencia de grupos amino primarios que pueden ser protonados, adquiere una estructura policatiónica a valores de pH por debajo de su pKa, lo que permite la complejación iónica con polianiones como el tripolifosfato (TPP). Por otro lado, el alginato es un polisacárido aniónico común que se puede extraer de las algas pardas y se sabe que forma hidrogeles mediante reticulación con cationes divalentes como Ca^{2+} , Cu^{2+} y Sr^{2+} . Además de eso, la combinación de cadenas poliméricas cargadas positiva y negativamente en medio acuoso puede conducir a la formación de complejos polielectrolíticos (PEC) por agregación espontánea dada por interacciones electrostáticas. Los hidrogeles resultantes son redes tridimensionales insolubles que pueden retener grandes cantidades de líquidos y permitir la difusión de nutrientes solubles en agua (Kulkarni et al. 2015). Por esa razón, se están estudiando como una opción para la encapsulación microbiana en procesos de bioaumentación, ya que la ausencia de solventes potencialmente tóxicos o altas temperaturas o presiones hacen que el proceso sea ecológico y con condiciones suaves para asegurar la supervivencia de los microorganismos encapsulados.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se han desarrollado nanocápsulas poliméricas para mejorar la eficiencia de la biorremediación, abordar la pérdida de nutrientes y proteger enzimas y microorganismos en procesos de biorremediación. En este caso se han seleccionado dos polisacáridos, quitosano y alginato. Se sintetizaron varias formulaciones de nanogeles mediante la formación de complejos polielectrolíticos (PEC) en medio acuoso, combinando quitosano (CS) y alginato de sodio (ALG) en diferentes proporciones másicas. Las nanopartículas se sintetizaron mediante adición controlada en agitación y se recogieron por centrifugación, se lavaron con agua destilada y se secaron por liofilización. La caracterización implicó microscopía electrónica de barrido (SEM) para microfotografías y dispersión dinámica de luz (DLS) para el tamaño de nanopartículas y el potencial zeta de la carga en superficie respectivamente.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Algunos de los resultados se muestran en la Figura 1. Las mediciones se realizaron a temperatura ambiente, con muestras diluidas para evitar la aglomeración.

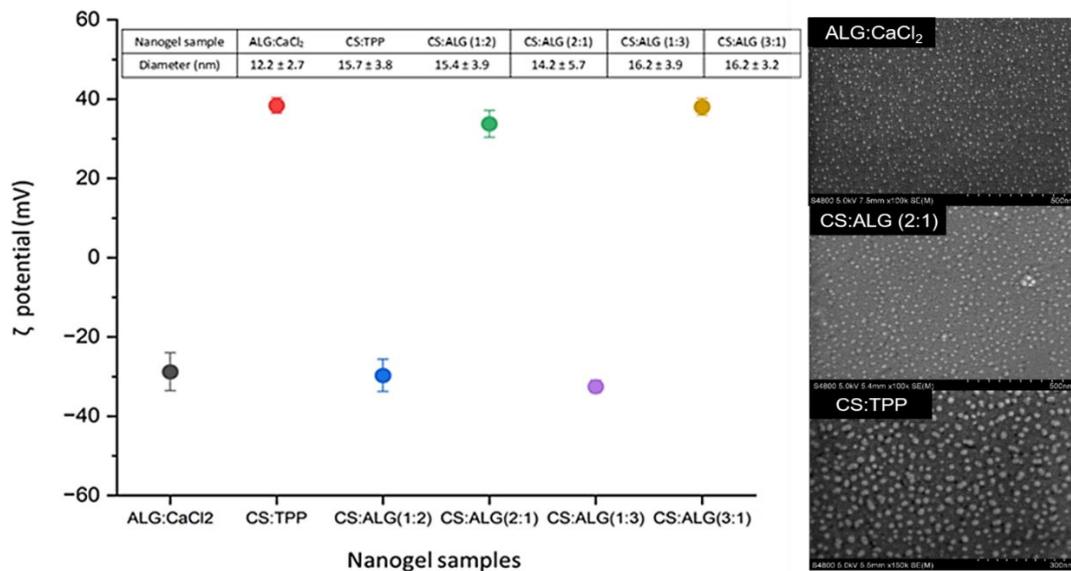


Figura 1: Potencial zeta (carga superficial) e imágenes SEM de los nanogeles obtenidos.

Partículas esféricas a escala nanométrica se han obtenido para varias formulaciones testadas, sin variaciones significativas en forma y tamaño. En ninguna de las muestras de nanogeles (ALG:CaCl₂, CS:ALG (2:1, 1:2, 3:1 y 1:3) y CS:TPP) se ha observado un tamaño en seco superior a los 30 nm, lo que las hace aptas para la aplicación en suelos mediante dispersión en agua y riego. Este tamaño de partícula es lo suficientemente pequeño como para evitar la obstrucción de las tuberías incluso con altas concentraciones de nanogeles y considerando el potencial hinchamiento de los hidrogeles en contacto con el agua.

Las mediciones del potencial zeta proporcionan información sobre la carga iónica superficial de los nanogeles. Esto también da una idea de la estabilidad potencial del coloide resultante, ya que las cargas superficiales (positivas o negativas) crean fuertes interacciones electrostáticas repulsivas entre partículas, evitando la agregación. En este caso, los nanogeles preparados con un mayor contenido de polianión, tienen un valor de potencial zeta positivo (>0), mientras que aquellos que contienen una mayor concentración del polianión tienen un valor negativo. (< 0). Los sistemas ALG:CaCl₂ y CS:TPP, al no formarse por formación de complejos de polielectrolito sino por reticulación iónica con una sal inorgánica, presentan un potencial zeta acorde a las propiedades del polímero. Las partículas con valores de potencial zeta superiores a ± 30 mV normalmente se consideran estables en suspensión. Todas las muestras medidas tienen valores de potencial zeta superiores a ± 30 mV, lo que significa que se pueden obtener coloides estables de todas las formulaciones probadas.

La toxicidad de nanoportadores con distintas proporciones de quitosano, alginato y tripolifosfato (TPP, reticulador) ha sido evaluada con algunas de las cepas aisladas (*Nocardioides sp.*, *Rhodococcus sp.* y *Rhodococcus electrodiphilus*) mediante ensayo de Concentración Mínima Inhibitoria. Los resultados obtenidos muestran que cuanto mayor es la cantidad de quitosano y TPP en los nanoportadores, mayor es la toxicidad para los microorganismos (Figura 2).

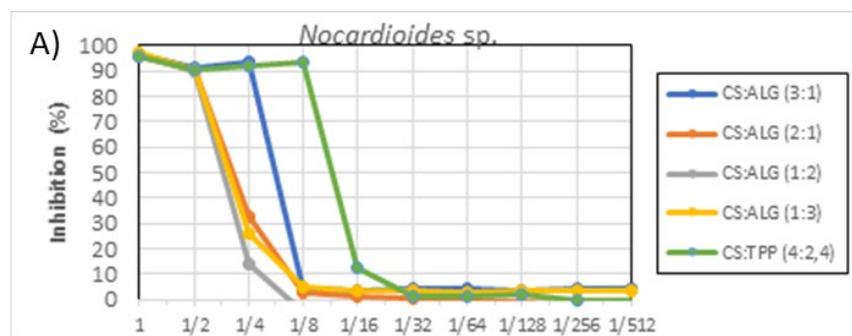


Figura 2: Evaluación de la inhibición de crecimiento de *Nocardiooides* frente a varias formulaciones de nanogeles.

CONCLUSIONES

Se ha estudiado la síntesis de nanocápsulas poliméricas mediante la formación de hidrogeles por raticulación iónica y formación de complejos polielectrolíticos. Se puede concluir que con el uso de los biopolímeros naturales alginato y quitosano se pueden obtener partículas pequeñas y uniformes a temperatura ambiente y en medio acuoso, haciéndolas viables para la encapsulación de nutrientes solubles en agua (e.g. urea, nitratos, fosfatos) y para su implementación en sistemas de bioremediación mediante dispersión en agua e irrigación. La evaluación de inhibición de crecimiento de cepas bacterianas, indica que el quitosano podría tener cierta toxicidad para las especies analizadas, con lo que las formulaciones con menor presencia de este polímero son más indicadas para este tipo de aplicaciones y futuros ensayos se centrarán en dichas formulaciones.

REFERENCIAS

- Dattilo M. et al. 2023. Polysaccharide-Based Hydrogels and Their Application as Drug Delivery Systems in Cancer Treatment: A Review. *Journal of Functional Biomaterials*. 14(2): 55-77.
- Gomiero T. 2016. Soil Degradation, Land Scarcity and Food Security: Reviewing a Complex Challenge. *Sustainability*. 8(3): 281-322.
- Kulkarni A. D. et al. 2015. Polyelectrolyte complexes: mechanisms, critical experimental aspects, and applications. *Artificial Cells, Nanomedicine, and Biotechnology*. 44(7): 1615–1625.
- Jiménez-Arias D. et al. 2023. Encapsulation with Natural Polymers to Improve the Properties of Biostimulants in Agriculture. *Plants*. 12(1): 55-74
- Mujtaba M. et al. 2021. Biopolymer Based Nanofertilizers Applications in Abiotic Stress (Drought and Salinity) Control. En: Jogaiah S., ed. *Advances in Nano-Fertilizers and Nano-Pesticides in Agriculture: A Smart Delivery System for Crop Improvement*. Woodhead Publishing. p. 85-110.
- Ogbeh et al. 2019. Optimization of Nutrients Requirements for Bioremediation of Spent-Engine Oil Contaminated Soils. *Environmental Engineering Research*. 24(3): 484-494.

EVALUACIÓN DE LA MICROBIOTA ASOCIADA A SUELOS DE CULTIVO SOMETIDOS A RIEGOS CONTINUOS CON AGUAS REGENERADAS

Begoña Mayans^{1,*}, Rafael Antón-Herrero¹, Carlos García-Delgado², Laura Delgado-Moreno¹ y Enrique Eymar¹

¹ Departamento de Química Agrícola y Bromatología, Universidad Autónoma de Madrid, 28049 Madrid, España.

² Departamento de Geología y Geoquímica, Universidad Autónoma de Madrid, 28049 Madrid, España.

*begonna.mayans@uam.es +34 91 497 2584

RESUMEN

España es uno de los países más afectados por la escasez de agua debida al cambio climático, es especialmente vulnerable por su situación geográfica, cuyas zonas costeras mediterráneas son las más afectadas. El problema se intensifica si se trata de zonas agrícolas ya que el agua para el riego supone alrededor del 68% del consumo total. Unido a la creciente demanda de alimentos hace imprescindible el uso del agua regenerada para el riego. Ambientalmente, el uso de aguas regeneradas tiene efectos positivos, se extrae menos agua dulce y se vierten menos aguas residuales a los cuerpos de agua. No obstante, algunos contaminantes presentes en las aguas residuales acaban llegando a las aguas regeneradas por no ser eliminados por completo en los tratamientos actuales, como los antibióticos, y pueden llegar a las cosechas con el consecuente perjuicio para la salud de las personas y el medio ambiente debido a la generación de bacterias resistentes a antibióticos.

Este trabajo se centra en la evaluación de la microbiota de suelos agrícolas sometidos al riego continuo con aguas regeneradas. Se estudiaron los suelos de dos invernaderos de la provincia de Almería con tres cultivos diferentes, berenjena, pimiento y melón. Se encontraron diferencias en la microbiota debida a los cultivos. La familia *Bacillaceae* (filo Firmicutes) fue la más abundante en el suelo de pimiento y melón, mientras que en berenjena fue la familia *Micrococcaceae* (filo Actinobacteriota). *Cladosporium* fue el género de hongos más abundante en melón y berenjena, mientras que *Calcarisporiella* lo fue en pimiento.

PALABRAS CLAVE: Microbiota, suelo, antibióticos, cultivos, ARGs.

INTRODUCCIÓN

Los microorganismos que forman parte de la rizosfera de las plantas son cruciales para el crecimiento, desarrollo y estado de salud de las mismas (Berendsen et al. 2012), por lo que cualquier cambio en los microorganismos de la rizosfera o en la estructura de la comunidad podría afectar a la absorción y transformación de los nutrientes del suelo. El estudio de la estructura de la microbiota asociada a los suelos de cultivo, y más concretamente en la zona de la rizosfera de las plantas, puede proporcionar información relevante sobre la dinámica de determinados procesos, como las transformaciones de los diferentes ciclos biogeoquímicos o como la aparición y evolución de genes de resistencia a los antibióticos. La rizosfera constituye un importante reservorio de genes de resistencia a antibióticos (ARGs) en los ecosistemas edáficos, así como proporciona un entorno adecuado para la transferencia horizontal de ARGs (Forsberg et al. 2014). El uso de aguas regeneradas para el riego de las cosechas es una alternativa para países de la cuenca mediterránea como España, pero estas aguas además de aportar grandes beneficios ambientales tienen el problema de la presencia de contaminantes emergentes. En zonas agrícolas como Almería, que sufren continuamente escasez de agua, el cultivo en invernaderos irrigados con aguas residuales regeneradas es muy común. Detectar antibióticos en los efluentes de las plantas de tratamiento y en las aguas

regeneradas es bastante habitual debido a la incapacidad de eliminarlos totalmente en las infraestructuras actuales (Berendonk et al. 2015). Su diseminación en el medio ambiente supone un riesgo potencial para la salud humana y de los ecosistemas debido a la posible generación de bacterias resistentes a los antibióticos (ARBs) y genes de resistencia (ARGs) junto con su impacto en la comunidad bacteriana. A pesar de que se ha demostrado que las EDAR reducen los residuos de antibióticos y los ARGs, se siguen vertiendo una media de 10^6 copias de ARGs por litro de efluente, como determinaron Pallares-Vega et al. (2019) en EDAR holandesas. Por lo tanto, el agua regenerada debe ser tratada para que esté libre de residuos de antibióticos y así reducir la aparición de ARBs y ARGs en los suelos agrícolas. Antes de seleccionar las técnicas más adecuadas y sostenibles para reducir la presencia de residuos de antibióticos en los suelos agrícolas, es necesario estudiar los efectos de estos fármacos en la microbiota del suelo. El objetivo de este trabajo es el estudio de la microbiota asociada a la rizosfera de tres cultivos de dos invernaderos de Almería: pimientos (*Capsicum annuum*), berenjena (*Solanum melongena*) y melón (*Cucumis melo*).

MATERIALES Y MÉTODOS

Los suelos fueron recogidos en dos invernaderos comerciales de unos 3000 m² que forman parte de la misma comunidad de regantes que usa aguas regeneradas. Las muestras de suelo fueron tomadas con una profundidad de 15 cm, en la zona más cercana a las raíces de las plantas y distribuyéndolas en zig-zag por todo el invernadero. La diversidad bacteriana y fúngica se analizó tras el muestreo de tres subparcelas homogéneas y representativas del total de la superficie de cada invernadero. Se realizó por duplicado en el suelo de cada invernadero y en tres tipos de cultivo. Se extrajo ADN total de 0,35 g de suelo utilizando el kit FastDNA SPIN para suelo (MP Biomedicals) siguiendo las instrucciones del fabricante. La cantidad de ADN se midió mediante Picogreen, (ThermoFisher). La secuenciación de los amplicones del gen del ARN ribosómico 16S (ARNr 16S) para bacterias y de la región ITS del ARN ribosomal para los hongos fue realizada por el Centro Tecnológico de Investigación del Champiñón de La Rioja (CTICH, La Rioja, España). Brevemente, se amplificó la región V3-V4 del 16S utilizando el cebador 341F para la cadena forward (5'- CCTACG GGNGGCWGCAG-3') y el 805R (5'- GACTACHVGGGTATCTAATCC-3') para la reverse y la región ITS (internal transcribed spacer) del rRNA (ITS) utilizando el cebador ITS3F para la cadena forward (5'- TCG TCG GCA GCG TCA GAT GTG TAT AAG AGA CAG GCA TCG ATG AAG AAC GCAGC-3') y el ITS4R para la reverse (5'-GTC TCG TGG GCT CGG AGA TGT GTA TAA GAG ACA GTC CTC CGC TTA TTG ATA TGC-3') para los hongos, antes de la preparación de las bibliotecas utilizando el kit de reactivos Miseq v3 600 ciclos. Los amplicones se secuenciaron utilizando Illumina Miseq 2 × 300. El procesamiento de datos se hizo mediante los plugins Cutadapt y Q2-ITSxpress (para hongos) de Qiime2, se ensamblaron las lecturas directas e inversas, se filtraron por calidad y por quimeras y se asignaron a Variantes de Secuencia del Amplicón (ASVs) siguiendo el flujo de trabajo DADA2 implementado en el pipeline estándar de Qiime2 v2023.2. Se realizó una clasificación taxonómica de Naive Bayes utilizando dos clasificadores diferentes: uno entrenado en la región hipervariable V3-V4 extraída de la base de datos de secuencias 16S del 99% de Silva 138 para bacterias y el otro en secuencias ITS de espaciador transcrito interno del ARNr de la base de datos UNITE ver9_99_29.11.2022 para hongos.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las poblaciones de microorganismos integradas en la rizosfera de las plantas han ido co-evolucionando con ellas. Puede observarse el denominado "efecto rizosfera", que describe el aumento de microorganismos y actividad cerca de las raíces en crecimiento, que también implica la "selección" de microorganismos filogenéticamente relacionados con plantas de diferentes especies, de modo que muestran microbiomas rizosféricos distintivos (Zhalnina et

al. 2018). La composición de las comunidades bacterianas de las tres zonas de cultivo era muy parecida, pero variaba en la abundancia relativa de los diferentes taxones (Figura 1).

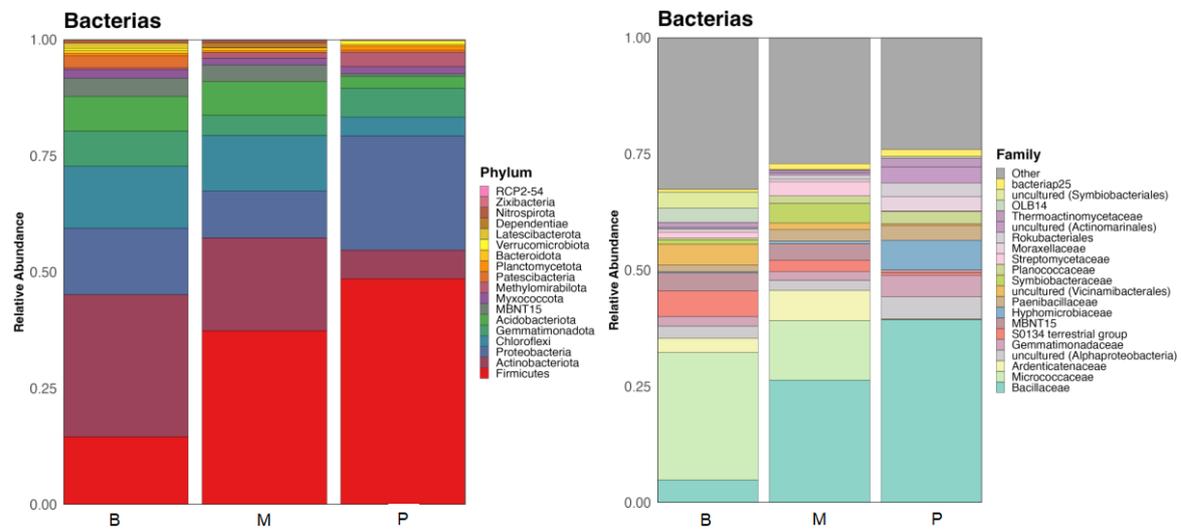


Figura 1. Clasificación taxonómica de las comunidades bacterianas de las tres zonas de cultivos: Berenjena (B), Melón (M) y Pimiento (P). Abundancia relativa a nivel de Filo y Familia.

Los filos Firmicutes y Actinobacteriota formados por bacterias Gram-positivas fueron los más abundantes en la rizosfera de melón y pimiento. La familia *Bacillaceae* (filo Firmicutes) fue la más abundante en la rizosfera de melón y pimiento, algunos de sus miembros son bacterias promotoras del crecimiento vegetal que presentan diferentes mecanismos como la fijación de nitrógeno, producción de fitohormonas, solubilización del fósforo y disminución de etileno en la raíz para promover su elongación (Mandic-Mulec et al. 2015). Los resultados de este trabajo son similares a los de Zhong et al. (2022) que observaron que los exudados de las raíces de melón promovían el crecimiento del género *Bacillus* (fam. *Bacillaceae*). Los exudados de pimiento promovieron, además de la familia *Bacillaceae*, otras dos familias *Gemmatimonadaceae* y una no cultivada de la clase *Alphaproteobacteria*. En la rizosfera de la berenjena predominaba la familia *Micrococcaceae* (filo Actinobacteriota), habitual entre las bacterias promotoras del crecimiento en la rizosfera, que apenas estaba presente en la rizosfera de pimiento.

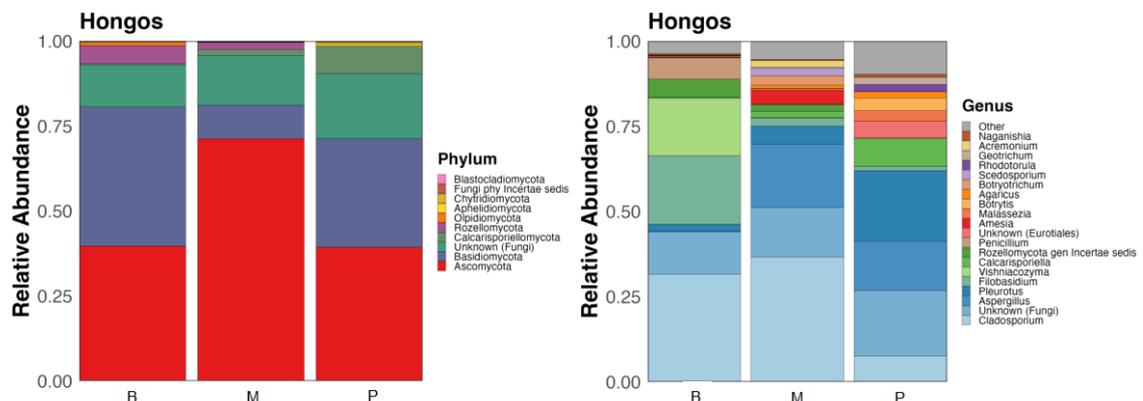


Figura 2. Clasificación taxonómica de las comunidades de hongos de las tres zonas de cultivos: Berenjena (B), Melón (M) y Pimiento (P). Abundancia relativa a nivel de Filo y Género.

La composición de las comunidades fúngicas de la rizosfera de estos tres cultivos también se vio influida por el tipo de planta (Figura 2). El género *Cladosporium* (filo Ascomycota) resultó ser el más abundante en los suelos de la rizosfera de melón y berenjena. En la rizosfera de berenjena se encontró una levadura del género *Filobasidium* con una abundancia relativa mucho mayor que en los otros dos suelos. Estas levaduras son capaces de degradar o transformar diversos compuestos orgánicos, incluyendo pesticidas y fertilizantes que podrían ser beneficiosos para los cultivos (Vadkertiová et al. 2017). El género *Calcarisporiella* se encontraba sobre todo en la rizosfera del pimiento.

CONCLUSIONES

Los microbiomas de los suelos agrícolas dependen de los cultivos, ya que los exudados radiculares influyen enormemente en la composición de las comunidades microbianas. Las apariciones más o menos abundantes de ARG en la rizosfera y la aparición de escenarios propicios para su transferencia horizontal vendrá marcada por cada uno de estos diferentes microbiomas.

Agradecimientos: Este trabajo se ha realizado gracias a la financiación del Ministerio de Ciencia e Innovación dentro del proyecto PDC2021-120744-I00 dentro del programa de recuperación, transformación y resiliencia del Plan Next Generation (UE).

REFERENCIAS

- Berendonk TU, Manaia CM, Merlin C, Fatta-Kassinos D, Cytryn E, Walsh F, Bürgmann H, Sørum H, Norström M, Pons M-N, Kreuzinger N, Huovinen P, Stefani S, Schwartz T, Kisand V, Baquero F, Martinez JL. 2015. Tackling antibiotic resistance: the environmental framework. *Nat. Rev. Microbiol.* 13: 310–317.
- Berendsen RL, Pieterse CMJ, Bakker PAHM. 2012. The rhizosphere microbiome and plant health. *Trends Plant Sci.* 17: 478–486.
- Forsberg KJ, Patel S, Gibson MK, Lauber CL, Knight R, Fierer N, Dantas G. 2014. Bacterial phylogeny structures soil resistomes across habitats. *Nature* 509: 612–616.
- Mandic-Mulec I, Stefanic P, van Elsas JD. 2015. Ecology of Bacillaceae. *Microbiol. Spectr.* 3.
- Pallares-Vega R, Blaak H, van der Plaats R, de Roda Husman AM, Hernandez Leal L, van Loosdrecht MCM, Weissbrodt DG, Schmitt H. 2019. Determinants of presence and removal of antibiotic resistance genes during WWTP treatment: A cross-sectional study. *Water Res* 161, 319–328.
- Vadkertiová R, Dudášová H, Balaščíková M. 2017. Yeasts in Agricultural and Managed Soils. En: *Yeasts in Natural Ecosystems: Diversity*. Buzzini P, Lachance M-A, Yurkov A. (eds.). Springer International Publishing, Cham. p. 117–144.
- Zhalnina K, Louie KB, Hao Z, Mansoori N, da Rocha UN, Shi S, Cho H, Karaoz U, Loqué D, Bowen BP, Firestone MK, Northen TR, Brodie EL. 2018. Dynamic root exudate chemistry and microbial substrate preferences drive patterns in rhizosphere microbial community assembly. *Nat. Microbiol.* 3: 470–480.
- Zhong Y, Xun W, Wang X, Tian S, Zhang Y, Li D, Zhou Y, Qin Y, Zhang B, Zhao G, Cheng X, Liu Y, Chen H, Li L, Osbourn A, Lucas WJ, Huang S, Ma Y, Shang Y. 2022. Root-secreted bitter triterpene modulates the rhizosphere microbiota to improve plant fitness. *Nat. Plants* 8: 887–896.

EFFECTO DE LA APLICACIÓN DE ENMIENDAS ORGÁNICAS EN EL COMPORTAMIENTO DEL HERBICIDA METRIBUZINA

Cartes I.¹, Diez-Pascual S.¹, González J.¹, Gil-Díaz M.¹, Pérez R.A.², Albero B.², Lobo M.C.¹, Mancho C.^{1*}

¹ Instituto Madrileño de Investigación y Desarrollo Rural Agrario y Alimentario, IMIDRA, Finca "El Encín" Autovía A-2, km 38,2. 28805 Alcalá de Henares (Madrid)

²INIA-CSIC, Ctra, A Coruña, km 7.5, 28040 Madrid

* carolina.mancho@madrid.org

RESUMEN

La contaminación de suelos por plaguicidas supone un grave problema debido a su naturaleza tóxica y persistencia en el medioambiente. Su comportamiento en el suelo varía en función de las características de este, pudiéndose trasladar a los cultivos afectando a su seguridad alimentaria. El objetivo del trabajo fue evaluar el efecto de la aplicación de enmiendas orgánicas procedentes de residuos en el comportamiento del herbicida metribuzina (MTB). Se llevó a cabo un ensayo de producción de *Phaseolus vulgaris* durante 26 días en macetas, utilizando un suelo calizo tratado con MTB (1,33 mg/kg) y aplicando como enmiendas compost de lodo de depuradora con restos de poda (CP) y biochar de poda de olivo (BC) (40 t/ha), en comparación con un suelo control tratado sin enmiendas. La aplicación de BC mostró una reducción en la biodisponibilidad de MTB para el cultivo, favoreciendo su desarrollo y obteniéndose un mayor rendimiento. Este efecto no se observó con la aplicación de CP que afectó el desarrollo de las plantas. Al final del ensayo se obtuvo un 98% de degradación de la MTB en todos los tratamientos. La aplicación de BC a la dosis aplicada, sería una alternativa eficaz para reducir el efecto negativo del herbicida y favorecer la producción de *Phaseolus vulgaris*, en suelos con altas dosis de MTB, valorizando este tipo de residuos.

Palabras clave: metribuzina, compost, biochar, enmiendas orgánicas, *Phaseolus vulgaris*.

INTRODUCCIÓN

En la actualidad, uno de los objetivos principales de la agricultura es maximizar la productividad de la tierra sin amenazar el medio ambiente y los recursos naturales. Entre los diversos factores que afectan adversamente a la productividad agrícola se encuentra el uso excesivo y mal manejo de plaguicidas que pueden causar contaminación ambiental y pueden llegar tanto al agua como a la cadena alimentaria. Existe una gran preocupación social y política por el uso excesivo de productos químicos y sus consecuencias, por lo que se pretende impulsar el desarrollo de sistemas más eficientes y sostenibles, que permitan disminuir las cantidades que se aplican al suelo y los cultivos. En ese sentido, resulta de gran importancia conocer del comportamiento del plaguicida en cuanto a efectividad, disponibilidad y persistencia en el medio ambiente. Este comportamiento puede estar influido por muchos factores, destacando entre ellos las características del suelo. La cantidad y características de la materia orgánica pueden favorecer procesos de adsorción, desorción e incluso disipación o lixiviación del plaguicida, además de la posibilidad de biodegradación en función de las condiciones del medio. La aplicación de enmiendas con alto contenido en materia orgánica puede, por tanto, influir en todos estos procesos. El objetivo de este proyecto fue evaluar el comportamiento de un herbicida autorizado para el control de malas hierbas, metribuzina (MTB), cuando se aplica a suelos tratados con enmiendas orgánicas procedentes de residuos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se llevó a cabo un ensayo de invernadero en macetas de 3,3 kg aplicando dosis elevadas de MTB (1,33 mg/kg) sobre un suelo franco-limoso (Alcalá de Henares, Madrid) enmendado con dos tipos de enmiendas orgánicas (compost de lodo de depuradora con restos de poda, CP, y biochar de restos de olivo, BC), a una dosis de 40 t/ha. Las características del suelo y de las enmiendas se exponen en la Tabla 1. A fin de evaluar el efecto de las enmiendas sobre el suelo y el cultivo, se utilizaron los mismos tratamientos sin MTB, suelos control sin enmiendas y 5 réplicas por tratamiento. Sobre estos suelos se sembraron judías (*Phaseolus vulgaris*). El ensayo se mantuvo en invernadero con riego manual durante 26 días. Transcurrido este tiempo, se cosecharon las plantas y se recogieron muestras de suelo para su posterior análisis. En el material vegetal se determinó el rendimiento y se analizaron nutrientes (N, P, Ca, Mg, Na, K), metales pesados (Cr, Cd, Pb, Ni, Zn, Cu), parámetros indicadores de estrés oxidativo (malondialdehído, MDA) y contenido de MTB. El N se determinó mediante el método Kjeldahl. Para determinar el resto de nutrientes y metales pesados se llevó a cabo una digestión ácida en termobloque a partir de material vegetal seco y molido. El contenido de Na, K, Mg y Ca se cuantificó con absorción atómica de llama (AA240FS Varian). La concentración de P y de metales pesados se midió mediante ICP-OES (Agilent 7500CE). El MDA se determinó según la metodología seguida por González et al. (2019). La extracción de MTB se llevó a cabo con acetato de etilo según la metodología propuesta por Alberio et al. (2022) y se cuantificó mediante cromatografía de gases acoplada a espectrometría de masas en tandem (GC-MS/MS) (Agilent 7890A acoplado a Agilent 7000).

En el suelo se analizaron las características físico-químicas (pH, conductividad eléctrica, %materia orgánica, N, P, Ca, Mg, Na, K) de acuerdo con la metodología propuesta por el MAPA (1994) y el contenido en metales pesados (Cr, Cd, Pb, Ni, Zn, Cu) mediante espectrofotometría de absorción atómica (AA240FS Varian) después de un tratamiento ácido en un sistema de digestión por microondas (Anton Paar). La extracción de MTB se realizó con acetato de etilo y se cuantificó del mismo modo que el material vegetal descrito anteriormente.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Respecto al rendimiento del cultivo, las plantas cultivadas en suelos tratados con MTB, tuvieron un desarrollo muy inferior a las cultivadas en suelos sin MTB, excepto en el caso del suelo enmendado con BC. En la Figura 1A se observa el desarrollo de la parte aérea de *Phaseolus vulgaris* y sus raíces en el momento de la cosecha observándose que, en el caso de la aplicación de BC, no hubo diferencias significativas entre el desarrollo de las plantas de suelos con y sin MTB, como sí ocurrió en el resto de tratamientos. En los suelos tratados con MTB la producción de biomasa fue significativamente superior cuando se utilizó BC como enmienda (Figura 1B). En el caso de los suelos sin MTB no se observaron diferencias significativas en el desarrollo vegetal entre los distintos tratamientos debido, probablemente, a la corta duración del ensayo, aunque se observó una tendencia a mayores rendimientos en las plantas cultivadas con CP debido a la composición de esta enmienda.

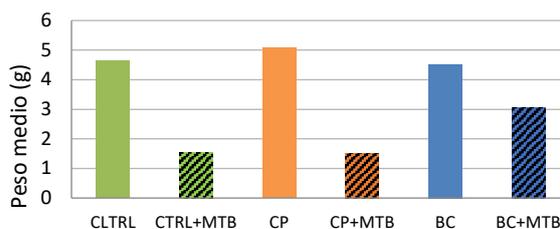
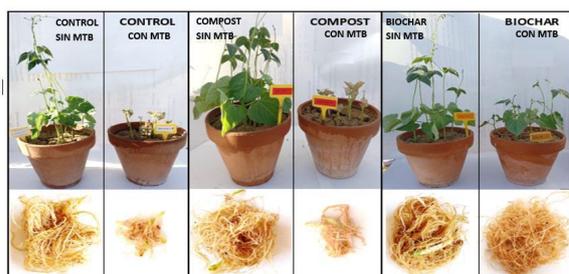


Figura 1. Izda: Desarrollo de parte aérea y raíz de *Phaseolus vulgaris* con cada tratamiento en el momento de la cosecha. Drch: Rendimiento de biomasa de *Phaseolus vulgaris* con cada tratamiento.

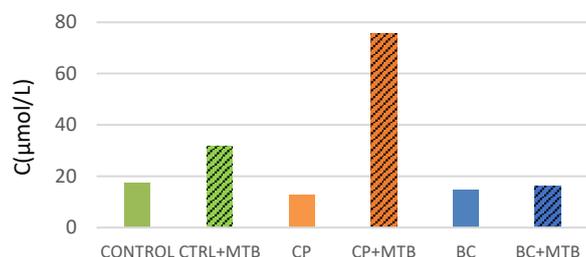


Figura 2. Valores medios y desviación estándar de las medidas de MDA.

Respecto al estrés oxidativo, en las plantas obtenidas de suelos sin MTB, se observaron niveles bajos y similares de MDA en todos los tratamientos (Figura 2). Este hecho indica que la aplicación de BC y CP a la dosis empleada en este trabajo, no supone una fuente de estrés para las plantas de *Phaseolus vulgaris*.

En los suelos tratados con MTB y enmendados con CP se obtuvieron los valores más elevados de MDA, lo que podría ser debido a un aumento del estrés en la planta como consecuencia de que la MTB se encuentre más disponible para la planta en los primeros estadios en el suelo en presencia de este tipo de enmienda, repercutiendo negativamente en su desarrollo. En el caso del tratamiento con BC las plantas presentaron valores bajos de MDA, similares a los obtenidos en las plantas de suelos sin MTB, indicando este hecho la existencia de un menor estrés oxidativo en las plantas obtenidas en suelos con BC. Esto corrobora el efecto positivo para el desarrollo vegetal del BC en suelos contaminados con MTB.

En cuanto a la concentración de nutrientes en el material vegetal, tanto en los suelos sin y con MTB, se observó una tendencia a un mayor contenido en las plantas procedentes de suelos enmendados.

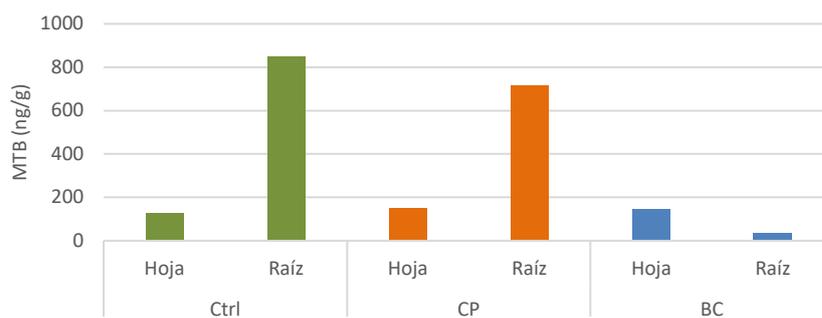


Figura 3. Contenido de metribuzina (ng/g) en el material vegetal.

En las muestras vegetales se cuantificó la concentración de MTB en parte aérea y en raíz (Figura 3). En el control y el tratamiento con CP se observó una mayor acumulación de MTB en la raíz. El tratamiento con BC mostró valores similares en parte aérea que el resto de tratamientos, pero la concentración del herbicida en la raíz fue muy inferior. Este efecto podría ser debido a la elevada superficie específica y la porosidad del BC que permitirían la retención de la MTB en la parte más superficial del suelo, disminuyendo de este modo su disponibilidad para la planta en comparación con los tratamientos control y CP en los primeros estadios del cultivo impidiendo su absorción por el cultivo.

En la Tabla 1 se muestran las características fisicoquímicas y contenido de MTB del suelo tras la cosecha. Los cambios más significativos se obtuvieron con la aplicación de CP que produjo un incremento de la conductividad eléctrica, y en los contenidos de N, P y materia orgánica, lo que supuso una mejora de la fertilidad del suelo. La aplicación de BC presentó una tendencia similar, pero sin observarse diferencias significativas con respecto al control. En cuanto a los niveles de MTB, no se observaron diferencias significativas entre los distintos tratamientos.

Tabla 1. Valores medios y desviación estándar de las características fisicoquímicas del suelo y concentración de metribuzina tras la cosecha.

Parámetro	Control	Control+MTB	Compost	Compost+MTB	Biochar	Biochar+MTB
pH	8,5 ± 0,1	8,31 ± 0,1	8,22 ± 0,1	7,8 ± 0,1	8,3 ± 0,2	8,13 ± 0,1
CE (dS/m)	0,21 ± 0,11	0,21 ± 0,12	0,53 ± 0,12	0,52 ± 0,13	0,30 ± 0,11	0,31 ± 0,13
N (%)	0,11 ± 0,01	0,11 ± 0,01	0,14 ± 0,01	0,14 ± 0,01	0,12 ± 0,01	0,12 ± 0,01
MO (%)	1,60 ± 0,11	1,75 ± 0,12	2,10 ± 0,30	2,06 ± 0,15	1,80 ± 0,10	1,73 ± 0,08
P (mg/kg)	31 ± 2	27 ± 1	43 ± 5	40 ± 1	27 ± 2	27 ± 2
Ca (mg/kg)	3385 ± 76	3530 ± 167	3471 ± 418	3488 ± 153	3550 ± 585	3336 ± 66
Mg (mg/kg)	383 ± 15	337 ± 125	390 ± 53	411 ± 7	396 ± 20	383 ± 10
Na (mg/kg)	34 ± 1	31 ± 3	41 ± 3	42 ± 7	39 ± 8	41 ± 7
K (mg/kg)	441 ± 23	445 ± 24	455 ± 66	497 ± 1	425 ± 18	452 ± 23
Cu (mg/kg)	17 ± 1	28 ± 3	16 ± 3	25 ± 3	16 ± 1	15 ± 3
Ni (mg/kg)	3 ± 2	11 ± 2	4 ± 3	14 ± 3	6 ± 3	10 ± 1
Zn (mg/kg)	29 ± 8	46 ± 54	32 ± 4	55 ± 6	28 ± 8	42 ± 9
Cr (mg/kg)	4 ± 1	6 ± 1	4 ± 1	5 ± 2	5 ± 1	5 ± 3
MTB (ng/g)		52 ± 18		53 ± 11		65 ± 18

CONCLUSIONES

Según los resultados de este ensayo, la aplicación de enmiendas orgánicas tiene un efecto significativo en la biodisponibilidad del herbicida para las plantas. El BC reduce su biodisponibilidad para los cultivos en los primeros estadios del crecimiento, mientras que el CP la aumenta, incrementando por tanto la fitotoxicidad de la MTB. Después de 26 días se obtuvo un 98% de degradación de la MTB en todos los tratamientos. Se considera de gran interés tener en cuenta las características de la materia orgánica presente en el suelo a la hora de planificar la aplicación y dosificación de este tipo de herbicida para evitar efectos indeseados o para favorecer el efecto diana del herbicida sobre malas hierbas.

Agradecimientos: Proyectos: FP22-HERBI-RES y FP24-NANO4AGRO (financiados por IMIDRA)

REFERENCIAS

Albero B, Fernández MD, García-Gómez C, & Pérez RA. 2022. Rapid Determination of Metribuzin and Three Major Transformation Products in Soil and Plant by Gas Chromatography–Tandem Mass Spectrometry. *Separations* 9(12): 386.

González Á, García-Gonzalo P, Gil-Díaz MM, Alonso J, Lobo MC. 2019. Compost-Assisted Phytoremediation of As-Polluted Soil. *J. Soils Sediments* 19: 2971–2983.

MAPA (1994). *Métodos Oficiales de Análisis*. Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación, 3:205-324.

PRESENCIA DE RESIDUOS DE PRODUCTOS FITOSANITARIOS EN SUELOS AGRÍCOLAS: ANÁLISIS EN PARCELAS DE TRIGO BAJO DIFERENTES MANEJOS EN GALICIA

Cristina Pérez-Novo^{1,*}, Manuel Arias-Estévez^{2,3}, Andrés Rodríguez Seijo^{2,3,*}, Paula Pérez-Rodríguez^{2,3}, David Fernández-Calviño^{2,3}

¹Centro de Apoio Científico e Tecnolóxico á Investigación (CACTI), Universidade de Vigo – Campus Auga, 32004, Ourense

²Departamento de Bioloxía Vexetal e Ciencia do Solo, Área de Edafoloxía e Química Agrícola, Facultade de Ciencias, Universidade de Vigo, 32004, Ourense.

³Instituto de Agroecoloxía e Alimentación, Universidade de Vigo - Campus Auga, 32004, Ourense.

cperezn@uvigo.gal, andresrodriguezseijo@uvigo.gal

RESUMEN

Los residuos de productos fitosanitarios en suelos agrícolas son una preocupación medioambiental que requiere atención inmediata, debido a los riesgos potenciales para los ecosistemas y la biota. Se analizaron 612 compuestos considerados prioritarios, incluyendo sus metabolitos: 223 insecticidas, 136 fungicidas, 160 herbicidas, 7 reguladores del crecimiento vegetal y diferentes compuestos de degradación (85) en 23 parcelas cultivadas con trigo (*Triticum aestivum* L.) y sometidos a manejo convencional (10 parcelas) y orgánico (13 parcelas) en Galicia (NO España). En cada parcela se recogieron suelos al cabo de 15-30 días tras la cosecha del trigo, de forma aleatoria y a una profundidad de 0-25 cm para formar una muestra compuesta. Para el análisis de los productos fitosanitarios se siguió la metodología QUECHERS y se determinaron por UPLC-MS/MS y GC-MS/MS. Se detectaron 15 productos fitosanitarios y se observaron diferencias estadísticamente significativas entre manejos. Todas las parcelas sometidas a manejo convencional presentaron al menos 1 residuo de plaguicidas, siendo el herbicida Diflufenican (8 parcelas) el más detectado, seguido de clortoluron, Carbendazim + Benomyl y el acaricida de óxido de fenbutaestan, los más detectados en 3 de las 10 parcelas. De las 13 parcelas bajo manejo orgánico, únicamente dos parcelas, situadas en la misma zona de muestreo, presentaron residuos de plaguicidas por encima del límite de cuantificación (0,005 mg kg⁻¹) con la presencia de Diflufenican, Chlorotoluron y Carbendazim + Benomyl. Los resultados ponen de relieve la persistencia de los plaguicidas, incluso después de su prohibición, así como la posible transferencia por erosión eólica e hídrica.

PALABRAS CLAVE: agricultura, contaminantes persistentes, plaguicidas prohibidos, suelos contaminados, riesgo ecológico.

INTRODUCCIÓN

La intensificación de la agricultura ha provocado un aumento de las necesidades de fertilización del suelo, riego y uso de productos fitosanitarios, entre otros. El uso de productos fitosanitarios ha supuesto una ventaja en la reducción de malas hierbas, enfermedades y plagas y ha contribuido a aumentar la producción durante las últimas décadas. En general, los ingredientes activos y sus productos de transformación (metabolitos) son una amplia gama de tipos de compuestos químicos, con diferencias en sus propiedades moleculares y/o mecanismos de acción que podrían actuar sobre un organismo objetivo o una amplia gama de organismos (Silva et al. 2019, Vieira et al. 2023).

En 2021 se utilizaron cerca de 3,54 millones de toneladas de ingredientes activos en la agricultura mundial, una cifra que se duplicó desde 1990, especialmente en el caso de los

fungicidas y bactericidas, un grupo de productos fitosanitarios que aumentó su consumo un 111 %, seguido de los herbicidas e insecticidas (53 y 44 %, respectivamente). Estos tres tipos de productos fitosanitarios representaron el 95 % del total de plaguicidas utilizados en la agricultura. En 2023 y a nivel europeo, 444 sustancias activas de los productos fitosanitarios pueden utilizarse para la gestión de plagas, 954 no están aprobadas y otras 43 siguen pendientes de aprobación (Comisión Europea 2023). Aunque los productos fitosanitarios han contribuido a aumentar la producción mundial de alimentos, pueden llegar al suelo durante la aplicación o por el viento y la lluvia (Pérez-Rodríguez et al. 2017), dados sus efectos sobre los organismos vivos, se han convertido en una gran amenaza para el suelo, la biodiversidad y la seguridad alimentaria.

El trigo es uno de los cultivos de cereal más importantes del mundo, siendo la principal fuente de alimento para casi el 40 % de la población mundial, ya que tiene múltiples usos, entre ellos la alimentación humana y animal. En el caso de Europa, más del 50 % de los cultivos de cereales están representados por el trigo, siendo la Unión Europea la región con mayor rendimiento de trigo del mundo (media de 4,2 t ha⁻¹), debido tanto a las favorables condiciones naturales como a los sistemas de producción intensivos e innovadores. A pesar de estas condiciones, los plaguicidas tienen un papel clave en el aumento de la cantidad y la calidad de la producción de trigo, como el control de malas hierbas, plagas y enfermedades, e incluso para el almacenamiento del grano de trigo. Sin embargo, la aplicación intensiva de estos plaguicidas, la alta persistencia en el suelo, la toxicidad para especies no objetivo o el hecho de que puedan degradarse en metabolitos más tóxicos pueden provocar diferentes problemas ambientales, incluso para la salud humana y animal.

El presente estudio tiene como objetivo proporcionar información sobre la presencia y concentración de residuos de plaguicidas en campos de trigo situados en Galicia (NO España), abarcando diferentes ubicaciones o información sobre el uso del suelo, como la gestión agrícola, el sistema de cultivo o la aplicación de plaguicidas. Se espera que la diferente gestión agrícola, como la agricultura convencional o ecológica, muestre diferentes patrones de presencia y distribución de plaguicidas.

MATERIALES Y MÉTODOS

Selección de suelos

Se recogieron muestras compuestas (2 kg mínimo) de 0-25 cm de profundidad en unos 60 puntos aleatorios representativos de 23 parcelas (10 de gestión convencional y 13 de gestión orgánica) utilizando una sonda Edelman. Las muestras se homogenizaron y tamizaron con malla de 2 mm. La información detallada para cada parcela con datos de precipitación y temperatura de los 12 meses anteriores y 30 años antes de la recolección, régimen de gestión agrícola [convencional (Conv) u orgánico (Org)], número de años del sistema mencionado (de 1 a 60 años), rotación de cultivos, sistema de labranza, práctica de fertilización y aplicación de plaguicidas se puede encontrar en Fernández-Calviño et al. 2023.

Selección de los residuos de plaguicidas

Se obtuvo una lista inicial de los residuos de plaguicidas de interés basándose en las sustancias activas aplicadas con más frecuencia a los cultivos y de acuerdo con el listado de interés (Comisión Europea, 2023). En cada una de las 23 muestras de suelo se analizó una lista inicial de 617 residuos de plaguicidas (223 insecticidas, 136 fungicidas, 166 herbicidas, siete reguladores del crecimiento vegetal, dos nematocidas, rodenticidas y 77 metabolitos).

Determinación de los residuos de plaguicidas

Para medir los residuos de los plaguicidas, utilizamos el método QUECHERS (*Quick, Easy, Cheap, Effective, Rugged, and Safe*), basado en una Norma Europea (EN 15662:2018) para la determinación de residuos de plaguicidas en alimentos de origen vegetal, y adaptado para medir muestras de suelo (Silva et al. 2019). Este método se basa en la extracción de plaguicidas con uno o varios disolventes, la limpieza de la muestra para evitar interferencias y la determinación de plaguicidas por UPLC-MS/MS y GC-MS/MS. Las determinaciones mediante GC-MS/MS se llevaron a cabo en un GC/MS Agilent 7000 Triple Quad, mientras que las de ULC-MS/MS se realizaron en un Agilent 1290. Las determinaciones en UPLC-MS/MS y GC-MS/MS se realizaron por duplicado. En cuanto a las calibraciones, se llevaron a cabo con estándares multiplaguicidas que incluían también el estándar interno. Los estándares se midieron para cada 25 muestras. El límite de cuantificación para todos los residuos de plaguicidas estudiados por ambos métodos analíticos fue de 0,005 mg kg⁻¹. Los análisis de residuos de plaguicidas se realizaron en el Laboratorio Analítico Bioclínico SL (Almería, España).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En todos los suelos analizados bajo manejo convencional (10) se detectó al menos un compuesto o metabolito en concentraciones superiores al límite de cuantificación (0,005 mg kg⁻¹), con concentraciones comprendidas entre 0,014 y 0,1789 mg kg⁻¹. El herbicida pre- y post-emergencia de Diflufenican fue el más detectado (80 %). Además, tanto el Epoxiconazol (fungicida), óxido de fenbutatin (acaricida), Carbendazim + Benomyl (fungicidas) y clortoluron se detectaron en el 30 % de las muestras (Tabla 1). Es destacable, que tanto el óxido de fenbutatin como Carbendazim + Benomyl y Propachlor se detectaron en los suelos analizados a pesar de que estos plaguicidas estaban prohibidos para su aplicación en agricultura en el año de recogida de los suelos (2019) y, en algún caso como en el óxido de fenbutatin, prohibido desde el año 2014.

Tabla 1. Estadística descriptiva de la presencia de productos fitosanitarios en suelos de cultivo de trigo bajo manejo convencional.

Producto Fitosanitario	Estatus*	Mínimo	Máximo	Promedio	Desviación estándar	Número de muestras detectadas sobre un total de 10
BTS 44595 (metabolito de procloraz)	Aprobado como procloraz	-	-	0,01	-	1
Carbendazim + Benomyl	No aprobado	0,01	0,04	0,02	0,02	3
Clortoluron	Aprobado	0,01	0,09	0,04	0,04	3
Difenoconazol	Aprobado	0,02	0,02	0,02	0,00	2
Diflufenican	Aprobado	0,01	0,06	0,03	0,02	8
Dimethomorph	Aprobado	-	-	0,02	-	1
Epoxiconazole	Aprobado	0,03	0,06	0,04	0,01	3
Óxido de fenbutatin	No aprobado	0,01	0,01	0,01	0,00	3
Flufenacet	Aprobado	-	-	0,04	-	1
Fluopicolida	Aprobado	0,01	0,02	0,01	0,00	3
Fluxapiraxad	Aprobado	-	-	0,02	-	1
Pendimetalina	Aprobado	0,02	0,03	0,02	0,00	2
Propachlor	No aprobado	-	-	0,01	-	1
Pyraclostrobina	Aprobado	0,01	0,01	0,01	0,00	2
Tebuconazole	Aprobado	-	-	0,01	-	1

*Estatus: Indica la situación de aprobación o prohibición de utilización durante el periodo de recogida de los suelos (2019) de acuerdo con la base de datos de la Unión Europea (Comisión Europea 2023).

En cuanto a los suelos bajo manejo orgánico, únicamente se detectaron y cuantificaron residuos de plaguicidas en dos parcelas próximas entre sí y en la misma región de muestreo (Comarca de A Limia, Ourense, NO España), con manejo orgánico desde hace al menos 10 años y con concentraciones comprendidas entre 0,023 y 0,0782 mg kg⁻¹, siendo el clortoluron

detectado en ambas muestras, y tanto Carbendazim + Benomyl como Diflufenican en la misma muestra (Tabla 2). Ninguno de los compuestos detectados está autorizado para su uso en agricultura orgánica, sugiriendo la posible transferencia de contaminantes de otras parcelas cercanas por erosión hídrica o eólica (Silva et al. 2019).

Tabla 2. Estadística descriptiva de la presencia de productos fitosanitarios en suelos de cultivo de trigo bajo manejo orgánico.

Producto Fitosanitario	Mínimo	Máximo	Promedio	Desviación estándar	Número de muestras detectadas sobre un total de 13
Carbendazim + Benomyl	-	-	0,005	-	1
Clortoluron	0,02	0,05	0,03	0,02	2
Diflufenican			0,02	-	1

No se indica el estatus de aprobación o prohibición durante la recogida al no estar autorizados para la agricultura orgánica.

CONCLUSIONES

A la vista de los resultados se observa claramente una marcada influencia de la gestión agrícola, ya que en el manejo orgánico la utilización de productos fitosanitarios de síntesis química no está autorizada. La detección de plaguicidas en dos muestras de gestión orgánica, pero situado en una misma zona de muestreo, sugiere una posible transferencia por erosión hídrica o eólica desde parcelas cercanas. La presencia de compuestos prohibidos desde hace años, como el caso del óxido de fenbutatin, es indicativo de la elevada persistencia de estos compuestos y, por tanto, de la necesidad de control y detección de estos.

Agradecimientos: Proyecto SoilDiverAgro. Programa Horizonte 2020 de la Unión Europea para investigación e innovación [número del acuerdo 817819]. ARS y PPR agradecen sus contratos IJC2020-044197-I y IJC2020-044426-I financiados por MICIU/AEI/10.13039/501100011033 y por la Unión Europea NextGenerationEU/ PRTR

REFERENCIAS

Comisión Europea. 2023. EU Pesticides Database (v3.1) https://food.ec.europa.eu/plants/pesticides/eu-pesticides-database_en (Accedido 17.11.2023)

EN 15662:2018. Foods of plant origin. Multimethod for the determination of pesticide residues using GC- and LC-based analysis following acetonitrile extraction/partitioning and clean-up by dispersive SPE. Modular QuEChERS-method. ISBN: 9780580942945. 84 p.

Fernández-Calviño D, Pérez-Rodríguez P, Arias-Estévez M, Gómez-Armesto A, Soto-Gómez D, Álvarez-Pousa S, Zornoza R, Lloret E, et al. 2023. General soil properties of wheat fields along 9 Pedoclimatic regions in Europe (Versión v1) [Data set]. Zenodo.

Pérez-Rodríguez P, Soto-Gómez D, Paradelo M, López-Periago JE. 2017. Concentration levels of new-generation fungicides in throughfall released by foliar wash-off from vineyards. *Journal of Environmental Management* 203: 467-475.

Silva V, Mol HGJ, Zomer P, Tienstra M, Ritsema CJ, Geissen V. 2019. Pesticide Residues in European Agricultural Soils – A Hidden Reality Unfolded. *Science Total Environment* 653: 1532-1545.

Vieira D, Franco A, De Medici D, Martin Jimenez J, Wojda P, Jones A. 2023. Pesticides residues in European agricultural soils - Results from LUCAS 2018 soil module. Publications Office of the European Union, Luxembourg, 2023.

FITOESTABILIZACIÓN ASISTIDA MEDIANTE ESPUMAS DE SACAROSA IMPREGNADAS CON NANOPARTÍCULAS DE GOETITA PARA LA RECUPERACIÓN DE UN SUELO CONTAMINADO POR ARSÉNICO Y METALES

Iria Janeiro-Tato^{1,2}, [Diego Baragaño](#)^{2,*}, Elena Rodríguez², Ana Isabel Peláez¹, Jose Luis Rodríguez Gallego¹, Maria Antonia López-Antón²

¹ Grupo de Tecnología, Biotecnología y Geoquímica Ambiental, Universidad de Oviedo, Campus de Mieres, C/ Gonzalo Gutiérrez Quirós, 33600 Mieres (Asturias, España)

² Grupo Contaminación por Metales, Instituto de Ciencia y Tecnología del Carbono, INCAR-CSIC, C/ Francisco Pintado Fe, 26, 33011 Oviedo (Asturias, España)

[*diego.baragano@incarcsic.es](mailto:diego.baragano@incarcsic.es) – C/ Francisco Pintado Fe, 26, 33011 Oviedo (Asturias, España)

RESUMEN

La fitoestabilización de suelos contaminados representa una tecnología de remediación basada en el uso de plantas para reducir la movilidad y biodisponibilidad de distintos metales(oid)es. A pesar de ser una técnica económicamente favorable y respetuosa con el medioambiente, debido a la variabilidad de los suelos a tratar y condiciones ambientales, es común que estas especies vegetales requieran de otras técnicas basadas en enmiendas para optimizar el proceso de remediación.

En este estudio, se examinó la eficacia conjunta del raigrás (*Lolium perenne*) y las espumas de carbono, materiales fabricados a partir de sacarosa e impregnados con nanopartículas de goetita (FeO(OH)), para lograr la inmovilización de metal(oid)es en un suelo industrial contaminado. El experimento consistió en la incubación del suelo con una dosis de espuma del 5% durante 4 meses en macetas, empleando raigrás como planta indicadora al ser una especie nativa del emplazamiento. Después de aplicar la enmienda, los suelos se incubaron durante una semana al 70% de su capacidad de campo antes de la siembra de las semillas. Las plantas se mantuvieron durante 60 días, tras los cuales se determinó la biomasa de las plantas y se recogieron muestras tanto de las raíces como de la parte aérea del raigrás para el análisis de metal(oid)es. Además, se llevó a cabo la extracción secuencial de los metal(oid)es en el suelo para conocer su movilidad y especiación, junto con la medición de pH en cada tiempo de muestreo.

PALABRAS CLAVE: fitoestabilización, metal(oid)es, espumas de sacarosa, nanopartículas.

INTRODUCCIÓN

El suelo es un recurso esencial en el suministro de servicios ecosistémicos y su protección es uno de los problemas medioambientales que más preocupa actualmente a Europa, debido a la alta concentración de suelos contaminados que presenta este territorio. Como consecuencia, en los últimos años se han planteado diferentes estrategias respetuosas con el medio ambiente basadas en las denominadas soluciones basadas en la naturaleza (NBS), cuyo objetivo es tratar el suelo *in situ*, preservando los ecosistemas naturales y sus características fisicoquímicas y biológicas (European Environment Agency 2021).

Dentro del rango de técnicas postuladas para la remediación sostenible de suelos destaca la fitorremediación, y más concretamente la fitoextracción y fitoestabilización, basadas en el uso de especies vegetales que acumulan los metal(oid)es o los inmovilizan en la rizosfera, limitando su biodisponibilidad en el suelo. Aunque esta técnica puede lograr la (in)movilización de los contaminantes, los suelos a remediar comúnmente presentan condiciones ambientales heterogéneas que pueden reducir la eficacia de estos tratamientos. Por estos motivos, en el

marco de las NBS, se explora la posibilidad de mejorar el rendimiento de procesos de fitorremediación mediante la acción combinada de diferentes enmiendas adicionales que incrementen la eficacia general de la remediación, agilizando el proceso, facilitando un aumento de la tolerancia a los metal(oid)es en las plantas y/o favoreciendo la translocación y acumulación de metales dentro de las plantas (Kafle et al. 2022).

En este estudio se evaluó la capacidad conjunta del raigrás (*Lolium perenne*) con espumas de carbono producidas a partir de sacarosa e impregnadas con nanopartículas óxidos e hidróxidos de Fe, para reducir la disponibilidad de metal(oid)es mediante su inmovilización en un suelo industrial heterogéneamente contaminado.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se elaboraron espumas de carbono empleando sacarosa (SF) como precursor carbonoso y nitrato de hierro como agente espumante y porógeno. Tras esto, una parte de las espumas obtenidas se impregnó con un 5% de nanopartículas de óxidos/hidróxidos de hierro (SF5Fe) con diferentes morfologías. Los materiales resultantes se caracterizaron mediante adsorción de N₂, DRX y SEM.

Para llevar a cabo el experimento de incubación se utilizó una muestra de suelo proveniente de la desembocadura de la ría de Avilés (muestra A), zona altamente industrializada que cuenta con diversas fuentes de contaminación (Baragaño et al. 2022). La concentración total de metal(oid)es en las muestras fue determinada por ICP-MS tras su digestión ácida mediada por microondas (Janeiro-Tato et al. 2022). Una cantidad total de 400 g de suelo fue incubado en macetas con una proporción en peso del 5% de cada espuma generada, dando lugar a los tratamientos "A + SF" y "A + SF5Fe" según se usara la espuma sin impregnar o impregnada, respectivamente. Se añadió un control únicamente con suelo ("A") y los tratamientos se llevaron a cabo por triplicado.

Tras el montaje de las macetas, los suelos se incubaron durante una semana, añadiendo agua hasta alcanzar el 70% de su capacidad de campo, antes de sembrar un total de 0,72 g de semillas de raigrás (*Lolium perenne*) en todas las macetas, que se incubaron a 21 °C ± 1°C durante un total de 60 días. Tras este periodo de tiempo, se llevaron a cabo diferentes análisis para determinar la eficiencia de la acción combinada de las plantas y las espumas en la retención de metal(oid)es. Para ello, se recogieron muestras de la parte aérea del raigrás para el análisis total de As, Cd, Cu, Fe, Pb y Zn mediante análisis ICP-MS tras digestión mediada por microondas y se muestreó parte del suelo para realizar la extracción de la fracción biodisponible de los mismo metal(oid)es, mediante un método de extracción con agua (Gil-Díaz et al. 2021). Adicionalmente, los cambios en el pH del suelo incubado se analizaron en una proporción suelo/agua de 1:2,5 (peso:volumen), con el fin de evaluar el efecto de las enmiendas desarrolladas sobre esta propiedad química del suelo. El tratamiento estadístico de los datos obtenidos se llevó a cabo con el programa SPSS (versión 27.0).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Tras la elaboración, impregnación y caracterización de las espumas de carbono, se obtuvieron materiales micro- y mesoporosos que presentan una deposición superficial homogénea de óxidos hidróxidos de Fe (Figura 1) en forma de nanopartículas de diferente morfología (Figura 2). En cuanto al tratamiento del suelo con las espumas y *Lolium perenne*, tras 60 días de incubación con estos materiales se observó un descenso significativo de la fracción biodisponible de As, Cd, Cu, Pb y Fe (Figura 3) y de la concentración de Cd, Cu, Pb y Zn en la parte aérea de las plantas (Figura 4). Estos resultados parecen indicar que el tratamiento con estas espumas, en combinación con esta especie vegetal, parece favorecer la

fitoestabilización de estos por parte de *Lolium perenne*. Por otra parte, no se observaron cambios en la disponibilidad de Fe y pH tras el tratamiento del suelo.

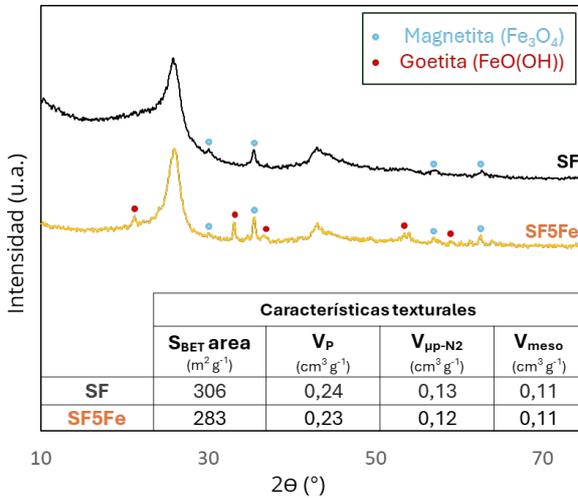


Figura 1. Difractogramas y características texturales de las espumas SF y SF5Fe.

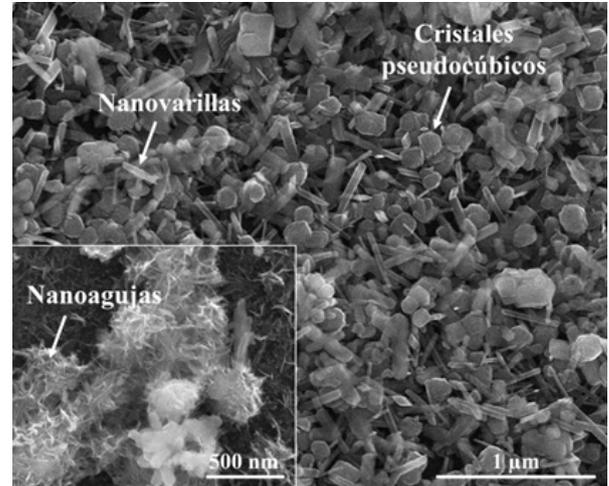


Figura 2. Micrografías de SEM de la superficie de la espuma impregnada SF5Fe.

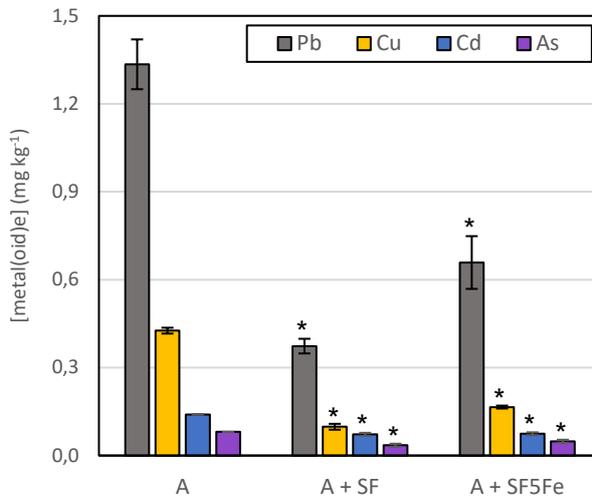


Figura 3. Concentraciones biodisponibles de As, Cd, Cu y Pb tras 60 días de tratamiento con las espumas de carbono. Las barras con “*” presentan diferencias significativas respecto del control.

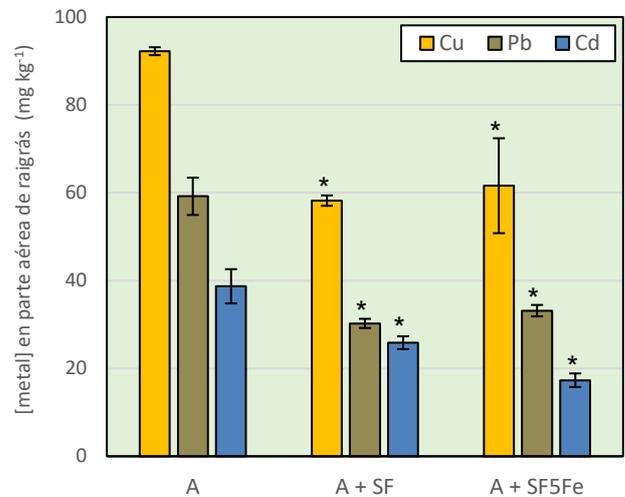


Figura 4. Concentraciones de Cu, Pb, Cd presentes en la parte aérea del raigrás tras 60 de tratamiento con las espumas de carbono. Las barras con “*” presentan diferencias significativas respecto del control.

CONCLUSIONES

Los materiales desarrollados mostraron una disminución significativa de la disponibilidad de As, Cd, Cu, Pb y Zn en un suelo co-contaminado, favoreciendo una posible fitoestabilización por parte de *Lolium perenne*. La macro, meso y microporosidad de las espumas de sacarosa y la posibilidad de depositar óxidos/hidróxidos de hierro en su superficie las convierten en enmiendas prometedoras para su utilización en fitorremediación mediada por enmiendas en suelos contaminados con distintos metales pesados y metaloides.

Agradecimientos: Los autores agradecen la financiación recibida a través de los proyectos de investigación MCI-20-PID2019-106939GB-I00 (AEI/España, FEDER/UE) y PID2020-113558RB-C43 (MCIN/ AEI/10.13039/501100011033). Iria Janeiro-Tato agradece al Gobierno del Principado de Asturias la ayuda predoctoral “Severo Ochoa 2021” (Ref. BP21-108). Diego Baragaño agradece el contrato Juan de la Cierva (JDC2022-050209-I) financiado por el Ministerio de Ciencia, Innovación y Universidades (MICIU/AEI/10.13039/501100011033) y por ESF+.

REFERENCIAS

Baragaño D, Ratié G, Sierra C, Chrastný V, Komárek M, Gallego JR. 2022. Multiple pollution sources unravelled by environmental forensics techniques and multivariate statistics. *Journal of Hazardous Materials* 424: 127413. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.127413>

European Environment Agency. (2021). Nature-based solutions in Europe policy, knowledge and practice for climate change adaptation and disaster risk reduction. Publications Office. <https://data.europa.eu/doi/10.2800/919315>

Gil-Díaz M, Luchsinger-Heitmann A, García-Gonzalo P, Alonso J, Lobo MC. 2021. Selecting efficient methodologies for estimation of As and Hg availability in a brownfield. *Environmental Pollution* 270: 116290. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.116290>

Janeiro-Tato I, Baragaño D, Lopez-Anton MA, Rodríguez E, Peláez AI, García R, Gallego JR. 2022. Goethite-based carbon foam nanocomposites for concurrently immobilizing arsenic and metals in polluted soils. *Chemosphere* 301: 134645. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.134645>

Kafle A, Timilsina A, Gautam A, Adhikari K, Bhattarai A, Aryal N. 2022. Phytoremediation: Mechanisms, plant selection and enhancement by natural and synthetic agents. *Environmental Advances* 8: 100203. <https://doi.org/10.1016/j.envadv.2022.100203>

HÍBRIDOS DE ÁLAMO PARA LA FITO-EXTRACCIÓN DE ELEMENTOS TRAZA EN SUELOS MINEROS

Paula Madejón, Laura L. De Sosa., Pilar Burgos, Domene, Julia, Engracia Madejón*

Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Sevilla, Av. Reina Mercedes 10 41012 Sevilla

*emadejon@irnase.csic.es

RESUMEN

Este trabajo investiga la capacidad de cinco híbridos de álamo para llevar a cabo la fitorecuperación de suelos contaminados procedentes de una zona minera de Río Tinto (Huelva, España). Los híbridos fueron cultivados en condiciones controladas de invernadero, utilizando macetas que contenían tanto suelo contaminado como suelo no contaminado (C). El suelo contaminado, con un pH de 3, fue enmendado con espuma de azucarera para alcanzar valores cercanos a la neutralidad. Tras la enmienda, el suelo presentó los valores siguientes de algunas propiedades físico químicas: C orgánico total: 0,37 %, CE:1,42 dS/m y concentraciones de elementos traza pseudototales: 1000, 2570, 15700, 480 y 3 mg kg⁻¹ para arsénico (As), cobre (Cu), plomo (Pb), zinc (Zn) y cadmio (Cd), respectivamente. Tras tres meses de crecimiento, se observaron diferencias en el desarrollo y en la producción de hojas entre los híbridos. Solo tres de ellos habían desarrollado hojas en más del 50 % de las macetas. El contenido de clorofila medido en estas hojas con SPAD no mostró diferencias entre el suelo control y contaminado. La acumulación de elementos traza en la parte aérea de estos híbridos determinará su idoneidad para la fitoextracción de metales del suelo minero.

Palabras clave: Cadmio, Contaminación, Enmiendas, Zinc

INTRODUCCIÓN

La contaminación del suelo representa uno de los principales desafíos a nivel mundial. Los elementos traza (ET) son contaminantes que afectan a más del 35% de los suelos contaminados. Debido a su alta toxicidad y su resistencia a la degradación, la recuperación de suelos afectados por estos elementos resulta especialmente difícil (Kabata-Pendias, 2011). Las denominadas técnicas innovadoras, que se basan en procesos físicos y químicos, han demostrado su eficacia, aunque no siempre son viables desde el punto de vista económico y ambiental. Es por ello que las tecnologías que se apoyan en métodos biológicos van adquiriendo cada vez más importancia. Dentro de las metodologías biológicas, la fitorrecuperación ha alcanzado una gran relevancia en las últimas décadas debido a su bajo coste, escasos requerimientos técnicos y a su potencial para llevarse a cabo *in situ*, además por ser una técnica respetuosa con el medioambiente que aumenta la presencia de vegetación en zonas contaminadas. Existen 5 aproximaciones diferentes para llevar a cabo este proceso, pero cuando se trata de contaminación por ET se considera principalmente la fitoestabilización, y fitoextracción (Yadav et al. 2018).

Este trabajo aborda una solución natural para proteger, gestionar y restaurar ecosistemas contaminados que aborden los desafíos sociales de manera efectiva y adaptativa, proporcionando simultáneamente bienestar humano y beneficios para la biodiversidad (Rodríguez-Eugenio et al. 2018). Se evalúa la capacidad de cinco híbridos de álamo para la fitorrecuperación de suelos contaminados procedentes de una zona minera de Río Tinto (Huelva, España).

MATERIALES Y MÉTODOS

Los suelos usados en el experimento se recogieron a final de noviembre de 2023 en las Minas de Ríotinto (en colaboración con la empresa Atalaya Mining que tiene el derecho de explotación de la mina). Este suelo es particularmente interesante debido a su alta concentración de elementos traza, especialmente Fe, Cu, Zn, Pb y As.

El experimento se llevó a cabo en un invernadero situado en la finca experimental “La Hampa” (Coria del Río), perteneciente al IRNAS-CSIC. Se prepararon 50 macetas (2 L) con el suelo de Ríotinto (RT), y 15 macetas con un suelo control (C) de un suelo agrícola de la finca.

Debido al pH ácido inicial de los suelos contaminados de Ríotinto (valores alrededor de 3) se añadió la enmienda espuma de azucarera a una dosis de 30 T/ha (RT+E).

La especie vegetal seleccionada fue el álamo, en concreto 5 híbridos de álamo, un parental y 4 híbridos. El parental P10 proviene de una mezcla de *Populus nigra*, y *Populus maximowiczii*. Por otro lado, los híbridos PAP148, PAP149, PAP152 y PAP153 son el resultado de la fusión de las especies de álamo *P. nigra* y *maximowiczii* con *P. alba*. Esta última presenta resistencia a la sequía y a patógenos y una baja demanda para su crecimiento y desarrollo.

A comienzos de noviembre de 2023, de cada uno de los híbridos se seleccionaron esquejes similares de unos 25-30 cm de largo. En total se plantaron 13 esquejes por híbrido, 10 en macetas de suelos contaminados (RT+E), y tres en macetas con suelo C. Cada dos semanas se evaluó la supervivencia de los mismos para estudiar su desarrollo. Las plantas crecieron durante tres meses bajo condiciones controladas de riego. Los suelos se muestrearon al comienzo y al final el experimento (0-5 cm). Tras los tres meses de crecimiento, se separaron las hojas del resto de la planta y se prepararon para su análisis.

En el suelo inicial se determinó el pH y los ET totales (extracción pseudototal *agua regia*). Tras tres meses de crecimiento se recogieron las hojas de cada una de las macetas en las que crecieron y una vez en el laboratorio se lavaron y secaron. Una vez secas se molieron, digirieron con el sistema “digiPrep” (ácido nítrico) y se analizaron para el estudio del contenido en ET. La determinación de ET en suelos y plantas se realizó con ICP-MS.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

1. Suelos

Los suelos de RT presentaron niveles de los ET muy superiores a los obtenidos en los suelos C. Estos valores incluso superaron los límites establecidos en la literatura como necesarios para el crecimiento adecuado de las plantas (Tabla 1). La concentración total de los ET no se vio afectada por la aplicación de la enmienda espuma de azucarera (datos no mostrados).

Tabla 1. Concentraciones pseudototales de ET en el suelo Control (C) y en Suelo Ríotinto con enmienda (RT+E).

	As		Cd		Cu		Pb		Zn	
	C	RT+E	C	RT+E	C	RT+E	C	RT+E	C	RT+E
Media	4,85	829	0,06	2,13	60,7	2167	23,0	11949	24,1	338
DE	0,84	17,6	0,00	0,07	2,84	80,0	17,4	427,0	1,34	16,7
NTP	15		3		200		100-500		400	
LTF	5-20		5-30		2-20		30-100		100-400	

NTP: Niveles tóxicos para las plantas (Kabata-Pendias 2011).

LTF: Límites de toxicidad del tejido foliar (Kabata-Pendias 2011).

Tras los tres meses de crecimiento se volvieron a muestrear la capa superficial (0-5cm) de suelos de las macetas. Los contenidos de ET totales fueron muy similares a los obtenidos en

el primer muestreo. Los contenidos de ET disponibles fueron en general bajos en los suelos RT+E, a pesar de la cantidad total de estos elementos en el suelo (Tabla 1) (datos no mostrados).

2. Plantas

Tras tres meses de crecimiento, se calculó el porcentaje de supervivencia en función de la producción de hojas verdes en cada uno de los esquejes plantado (Tabla 2).

Tabla 2. Porcentaje de supervivencia de los híbridos (%) en suelo control y en suelo contaminado. Control, n=3; RT+E, n=10.

	P148	P149	P152	P153	P10
Control	33,3	33,3	66,7	66,7	100
RT+E	10	30	80	50	60

En el suelo Control el híbrido que mejor se desarrolló fue el parental P10, aunque en el suelo RT+E fue P152 el que presentó los mejores porcentajes de supervivencia seguidos de P10 y P153. Atendiendo a la supervivencia y desarrollo los híbridos P148 y P149 no fueron adecuados en los suelos de Riotinto.

Los valores del contenido de clorofila en hojas medido con SPAD no mostraron diferencias entre los árboles que se desarrollaron en el suelo control o el contaminado. Tampoco se observaron diferencias para estos valores entre los cinco híbridos (datos no mostrados).

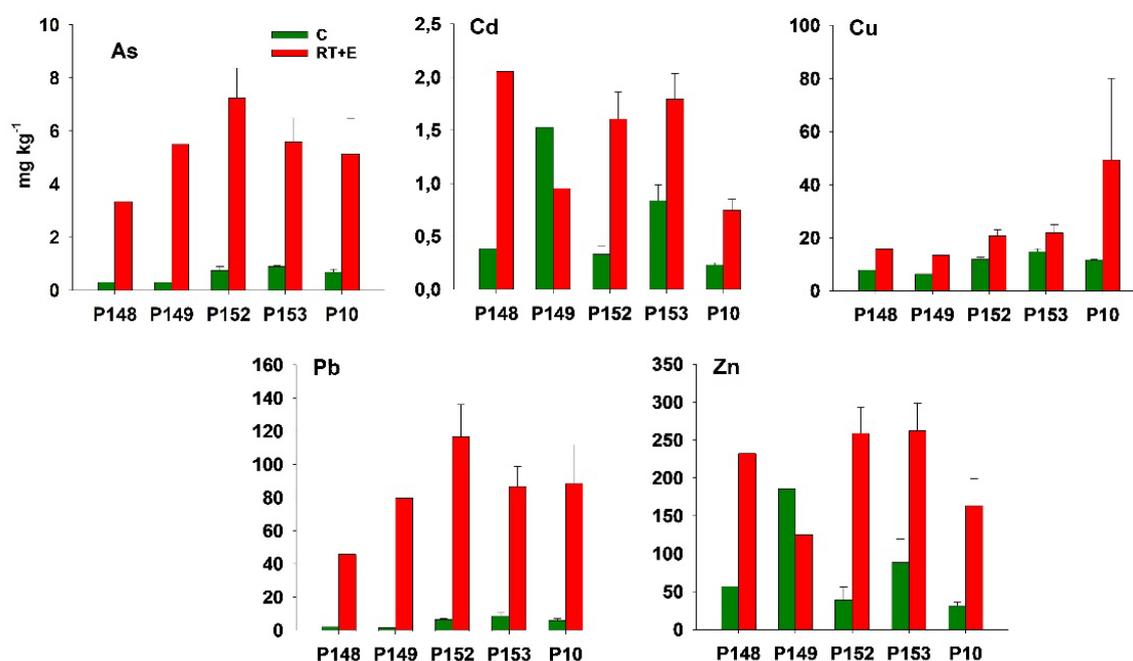


Figura 1. Concentración de ET en las hojas de los híbridos de los álamos: valores medios y error estándar. En caso de P148 y P149 solo se obtuvo una muestra por híbrido y suelo.

La concentración de elementos traza en las hojas de los distintos híbridos en los suelos C y RT+E se muestra en la Figura 1. A pesar de la baja disponibilidad de ET en los suelos, los álamos acumularon cantidades considerables de estos elementos en sus hojas, debido probablemente a que la enmienda solo estaba presente en los primeros centímetros de suelo. Los contenidos de estos elementos fueron siempre mucho más altos en las plantas que

crecieron en los suelos RT+E, siendo significativos, en el caso de los híbridos P152, 153 y P10 donde el número de individuos analizados permitió realizar el ANOVA.

Además de una mayor supervivencia, el P152 presentó las mayores concentraciones de As, Cd, Pb y Zn. El híbrido P153 también presentó valores altos para estos elementos. En cuanto al Cu, fue el parental el que presentó los valores más altos (Figura 1). Solo se superó el límite de toxicidad foliar (LTF, Tabla 1) para el Pb, y puntualmente para el Cu. Los álamos son conocidos por la capacidad de acumular Cd y Zn en sus hojas sin presentar toxicidad alguna (Madejón et al., 2015). Sin embargo, los resultados del Pb son bastante novedosos y hay que seguir estudiando este resultado.

CONCLUSIONES

Nuestros resultados muestran el efecto que tiene la espuma de azucarera al aumentar el pH de suelos ácidos y por ende reducir la disponibilidad de ET catiónicos. Los resultados de este estudio han demostrado que los híbridos P152, P153 y el parental P10, son capaces de crecer en estos suelos con altos valores de ET, y acumular cantidades importantes de estos elementos, especialmente Pb y Zn. Teniendo en cuenta que estas plantas llegan a tener una alta biomasa en desarrollo, estos dos híbridos podrían ser usados para la fitoextracción. Aunque aún faltan más pruebas a largo plazo y en condiciones de campo (que están en curso) para obtener datos conclusivos. En estos ensayos se ha disminuido la dosis de espuma de azucarera a 5-10 T ha⁻¹ por motivos económicos y para no reducir drásticamente la disponibilidad de ET y así promover la fitoextracción sin que el crecimiento de las plantas se vea desfavorecido.

Agradecimientos: Este trabajo ha sido financiado por: Advanced mapping, risk assessment and nature-based depollution methods are combined to accelerate the recovery of contaminated soils and ensure that ecological restoration enters mainstream business. EDAPHOS. HORIZON-MISS-2022-SOIL-01 (Research and Innovation actions to support the implementation of the Soil health and Food Mission). Topic: HORIZON-MISS-2022-SOIL-01-04.

REFERENCIAS

- Kabata-Pendias A. 2011. Trace elements in soils and plants. 4th ed. Boca Raton: CRC Press.
- Madejón P, Cantos M, Jiménez-Ramos C, Marañón T, Murillo JM. 2015. Effects of soil contamination by trace elements on white poplar progeny: seed germination and seedling vigour. *Environmental Monitoring and Assessment* 187: 663.
- Rodriguez-Eugenio N, McLaughlin M, Pennock D. 2018. Soil pollution: A hidden reality. Rome: FAO142. [<https://doi.org/10.5124/jkma.1998.41.10.1032>].
- Yadav K, Gupta N, Kumar A, Reece LM, Singh N, Rezanian S, Ahmad Khan S. 2018. Mechanistic understanding and holistic approach of phytoremediation: A review on application and future prospects. *Ecological Engineering* 120: 274–298.

RECUPERACIÓN MEDIANTE REDUCCIÓN QUÍMICA *IN-SITU* DEL SUELO Y LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS CONTAMINADOS CON TETRACLOROETILENO

Jimena Sainz-Cerezo^{*}, Jorge Diamantino-Miranda, Cynthia Alcántara

Kepler Ingeniería y Ecogestión S.L., Burgos, España.

*jimena.sainz@kepler.es +34 947 256 233

RESUMEN

La técnica de reducción química *in situ* permite eliminar compuestos organoclorados mediante una deshalogenación bioquímica. Dicho tratamiento ha sido aplicado en las aguas subterráneas de un emplazamiento en el que se han registrado concentraciones iniciales de hasta 16.000 µg/L de tetracloroetileno (PCE), con la peculiaridad de que sobre este terreno se encuentra ubicado un supermercado. Para ello se inyectó en el acuífero, mediante la técnica "Direct Push", una microemulsión para provocar la liberación de hidrógeno de larga duración y mantener un ambiente reducido que permita a las partículas de hierro cero valente reducir los compuestos organoclorados. Una vez establecidas las condiciones reductoras en el agua, se llevó a cabo la bioaugmentación con un inóculo de bacterias anaerobias (*Dehalococcoides* sp.), degradadoras de compuestos orgánicos halogenados, para llevar a cabo la completa eliminación de los contaminantes. De esta manera, se realiza una eliminación tanto química como biológica de los compuestos organoclorados.

A lo largo del tratamiento, que se prevé que sea de un total de un año y medio de los cuales el pasado diciembre se han cumplido 8 meses, se están realizando campañas trimestrales de muestreo de aguas y gases (mediante Vapor Pin®) para dar seguimiento tanto al proceso de descontaminación como a la potencial intrusión de vapores en el supermercado. Hasta la fecha se ha registrado una degradación del compuesto PCE, que se está transformando en los compuestos intermedios tricloroetileno, cis-dicloroetileno y cloruro de vinilo, siendo finalmente degradados a etileno, el producto final inocuo de la ruta metabólica de deshalogenación.

PALABRAS CLAVE: biodegradación anaerobia, compuestos organoclorados, *Dehalococcoides* sp., deshalogenación bioquímica, reducción química *in-situ*.

INTRODUCCIÓN

El tetracloroetileno (PCE) es un disolvente orgánico ampliamente utilizado en la limpieza en seco, el procesamiento textil y el desengrasado de metales siendo, junto con el tricloroeteno (TCE), uno de los contaminantes más comunes en acuíferos de zonas industriales y urbanas (Aschengrau et al. 2016, Doran y Aschengrau 2022, Lee y Lee 2016). Ambos compuestos están considerados posibles carcinógenos por la Agencia Internacional para la Investigación del Cáncer por lo que la eliminación de los etenos clorados en acuíferos de aguas subterráneas actualmente es una prioridad medioambiental, ya que la exposición a estos disolventes orgánicos presenta diversos efectos neurotóxicos (Doran y Aschengrau 2022, Lee y Lee 2016).

El presente proyecto tiene como objetivo principal la recuperación del agua subterránea contaminada con compuestos organoclorados de un emplazamiento sobre el que anteriormente desarrollaba su actividad una empresa dedicada al cosido y corte de tapizado para automóviles y en el que en la actualidad hay construido un supermercado. Esta descontaminación se realizará mediante la técnica de reducción química *in situ* (ISCR, por sus siglas en inglés) debido a que, en base a las condiciones del emplazamiento, las

características hidrogeológicas del subsuelo y el tipo de contaminante, se considera la técnica más adecuada.

MATERIALES Y MÉTODOS

La reducción química *in situ* (ISCR) es un tratamiento que consiste en inyectar en el agua un compuesto de liberación de hidrógeno de larga duración (3-D Microemulsión o 3DME®) acompañado de un reactivo formado por micropartículas de hierro cero Valente (S-MicroZVI®). Adicionalmente, en los puntos más contaminados se inyectó Bio-Dechlor INOCULUM Plus® (BDI) con bacterias degradadoras de compuestos organoclorados para acelerar la degradación biológica de esas zonas.

Todos los productos fueron mezclados previamente con agua para su inyección en el acuífero y se inyectaron una única vez y de forma simultánea mediante la tecnología “Direct Push” (DP), con el fin de degradar progresivamente la contaminación por PCE a través de la dechloración reductora de este compuesto. La tecnología DP se basa en la realización de perforaciones de pequeño diámetro por empuje de la cabeza perforadora para inyectar uniformemente el producto. En comparación con otras técnicas tradicionales de perforación rotatoria es poco intrusiva y se puede realizar un mayor número de inyecciones en menor tiempo. Así mismo, el método DP no genera cortes del perfil litológico, minimizando la generación de residuos.

El seguimiento de la descontaminación de las aguas subterráneas se llevó a cabo mediante una red piezométrica previamente instalada en el área contaminada. Las muestras de agua se enviaron a un laboratorio acreditado para analizar un total de trece compuestos organoclorados, metales (Fe y Mn), nitratos, nitritos, fosfatos y sulfatos.

El muestreo de gases se realizó conectando los Vapor Pin® a un filtro de carbón activo por el que se hizo pasar un mínimo de 3 L de volumen de muestra mediante una bomba de muestreo de gases GillAirPlus tal y como se observa en la Figura 1.

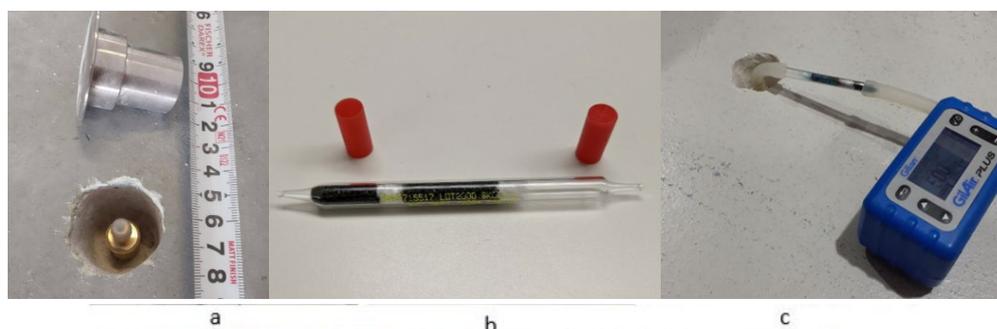


Figura 1. Detalle de la punta de vapor instalada (Vapor Pin®) y de la arqueta de acero para su protección tras el muestreo (a), filtro de carbón activo (b) y bomba de aire tomando la muestra de gas (c).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Al inicio del tratamiento, los principales focos de contaminación presentes en el acuífero fueron MW 3, MW 10, MW 16, MW 18 y MW 23; presentando valores de PCE de 1.200 µg/L, 870 µg/L, 16.000 µg/L, 2.100 µg/L y 1.700 µg/L respectivamente, frente a un valor genérico de intervención (VGI) de 180 µg/L establecido por la Confederación Hidrográfica de Ebro (CHE). La evolución en la concentración de PCE, TCE, cis-dicloroetileno (cis-DCE) y cloruro de vinilo (VC), desde octubre del 2022 hasta diciembre del 2023 se recoge en la Figura 2.

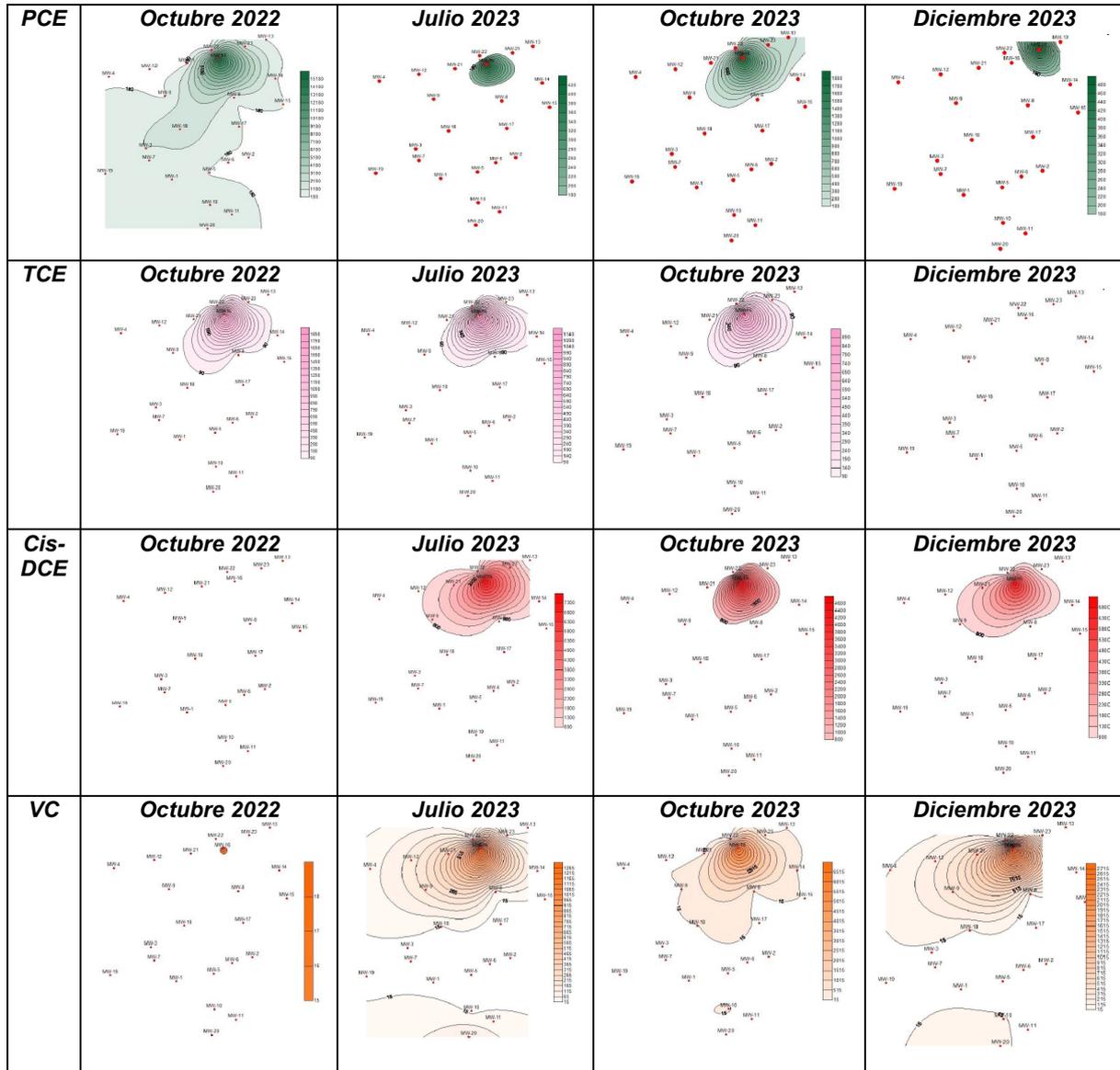


Figura 2. Plano de isoconcentraciones del acuífero para tetracloroetileno (PCE), tricloroetileno (TCE), cis-dicloroetileno (cis-DCE) y cloruro de vinilo (VC) (oct. 2022-dic. 2023).

En todos los puntos de control el compuesto parental (PCE) ha presentado una disminución, transformándose secuencialmente en TCE, cis-DCE y CV. En el caso de las isoconcentraciones de PCE se observa un pequeño repunte debido a la movilización del PCE desde los intersticios de los poros del suelo, en la zona saturada, hacia el agua al haber reducido drásticamente la concentración de PCE en la fase soluble tras la inyección de los reactivos. La acumulación puntual de cis-DCE y de CV, antes de su transformación a eteno, es debida a la especificidad de la especie *Dehalococcoides* sp. responsable de la transformación de estos subproductos a eteno.

En el muestreo inicial de gases, se detectó PCE en 19 de los 28 Vapor Pin® muestreados, siendo los puntos de mayor concentración el VP-14, el VP-16, el VP-18 y el VP-23. En muestreos posteriores se ha observado una ligera movilización de la pluma de contaminación

en dirección suroeste, siendo los puntos de mayor concentración el VP-12, VP-13, VP-14, VP-17, VP-18 y VP-27 en la campaña de diciembre de 2023.

Para evaluar cambios en la aceptabilidad del riesgo de inhalación, a partir de los resultados obtenidos en los muestreos de vapores bajo solera, se llevó a cabo una modelización para la cuantificación de los riesgos a través del *Software* RISC y de la calculadora *Vapor Intrusion Screening Level* (VISL, por sus siglas en inglés), aplicando un intervalo de confianza del 95%. En la fase inicial del muestreo de gases se estableció con la herramienta VISL que el valor medio de concentración de PCE en el gas del suelo era 4,756 µg/L. De acuerdo con el análisis de riesgos para la salud humana realizado con ambas herramientas, este valor es aceptable para la ruta evaluada de inhalación en espacios cerrados - *on site* tanto para los clientes como para los trabajadores del supermercado. En todos los muestreos se han obtenido valores inferiores al inicial por lo que los riesgos asociados a la inhalación de PCE han sido admisibles en todos los casos.

CONCLUSIONES

La evolución registrada desde la inyección de los reactivos en abril del 2023 pone de manifiesto una clara reducción tanto del contaminante parental (PCE) como del TCE y la formación de cis-DCE y VC, indicando que está teniendo lugar de forma estable la dechloración reductora y confirmando la adecuación estratégica de descontaminación propuesta para el emplazamiento. Se destaca que los valores de TCE presentes en la última campaña de muestreo en diciembre de 2023 se encuentran por debajo del Valor Objetivo marcado por la CHE (VGI de 90 µg/L) y que en todas las campañas de monitorización de gases la concentración representativa obtenida fue inferior a la inicial, concluyendo que los riesgos asociados a la inhalación de PCE son admisibles tanto para los trabajadores del supermercado como para los clientes de este.

REFERENCIAS

Aschengrau A, Janulewicz PA, White RF, Vieira VM, Gallagher LG, Getz KD, Webster TF, Ozonoff DM. 2016. Long-term Neurotoxic Effects of Early-life Exposure to Tetrachloroethylene-contaminated Drinking Water. *Annals of Global Health* 82(1):169-79.

Doran CR, Aschengrau A. 2022. Prenatal and early childhood exposure to tetrachloroethylene (PCE)-contaminated drinking water and sleep quality in adulthood: a retrospective cohort study. *Environmental Health: A Global Access Science Source* 21(1): 15.

Lee J, Lee TK. 2016. Development and Characterization of PCE-to-Ethene Dechlorinating Microcosms with Contaminated River Sediment. *Journal of Microbiology and Biotechnology* 26(1): 120–129.

RECUPERACIÓN DE SUELOS CONTAMINADOS MEDIANTE LA APLICACIÓN DE COMPOST O HIDROCHAR EN COMBINACION CON NANOPATICULAS DE HIERRO CERO VALENTE

Verónica Peña Álvarez¹, José Luis R. Gallego^{1,*}, Rubén Forján¹, Lorena Salgado¹, Michael Komárek², Álvaro Amado-Fierro³, Teresa A. Centeno³, Ana I. Peláez Andrés¹, José Manuel González La Fuente⁴, Laura Megido Fernández⁴, Diego Baragaño^{1,2}

1 Grupo de Investigación BIOGEOAMB, Universidad de Oviedo, Campus de Mieres, 33006, Mieres (Asturias)

2 Czech University of Life Sciences Prague, Kamýcká 129, 165 00, Praga (República Checa)

3 Instituto de Ciencia y Tecnología del Carbono, INCAR-CSIC, C/ Francisco Pintado Fe, 26, 33011 Oviedo (Asturias)

4 Cogersa SAU, Carretera de Cogersa 1125, 33697 Gijón (Asturias)

[*jgallego@uniovi.es](mailto:jgallego@uniovi.es) – Edificio de Inv., 7º. INDUROT, Univ. de Oviedo, Campus Mieres, 33600 – Mieres (Asturias)

RESUMEN

En el pasado reciente, la actividad industrial ha liberado metal(oid)es al medioambiente, generando un importante volumen de suelos contaminados, en espacios infértiles y ociosos, que requieren de tecnologías sostenibles para su remediación y la recuperación de servicios ecosistémicos. Para ello, en un contexto de economía circular, se ha propuesto el uso de compost e hidrochar (producidos a partir de lodos de depuradora) como enmiendas orgánicas para suelos contaminados. En el marco del proyecto NANOCAREM se ha estudiado la aplicación de estas enmiendas en un suelo con contaminación múltiple (metales y metaloides), en combinación con nanopartículas de hierro cero-valente (nZVI), enmienda inorgánica para mitigar la movilización de arsénico que genera la aplicación de fósforo y materia orgánica.

El estudio, desarrollado en condiciones reales de campo durante un año, evaluó la migración de contaminantes en diversas capas de suelo y en los lixiviados, su acumulación en vegetación (*Lolium perenne*), así como los cambios en la biodiversidad bacteriana del suelo. Los resultados indican que el compost de lodos inmoviliza metales y promueve el crecimiento de la vegetación, aunque aumenta la acumulación de arsénico en los lixiviados, cuestión que se mitiga con el uso de nZVI. El hidrochar facilita por su parte una fitoextracción de contaminantes, pero dificulta el crecimiento de la planta a la dosis empleada, efecto que se contrarresta de nuevo con nZVI. Cabe destacar también que las enmiendas orgánicas alteran de manera llamativa las estructuras de las comunidades bacterianas del suelo.

PALABRAS CLAVE: Compost; hidrochar; hierro cero-valente; suelos contaminados; metal(oid)es.

INTRODUCCIÓN

La contaminación múltiple por metales y metaloides representa un desafío global que afecta a aproximadamente 5 millones de emplazamientos en todo el mundo (Li et al. 2019) y requiere estrategias de remediación del suelo y prácticas industriales más sostenibles.

Las enmiendas orgánicas derivadas de lodos de depuradora (LD) valorizados ofrecen una vía prometedora para la remediación del suelo dentro del marco de la economía circular. El compostaje estabiliza los LD, reduciendo patógenos y contaminantes orgánicos, mejorando la biomasa microbiana, la aireación, la retención de agua y el contenido de nutrientes (Lü et al. 2021, Gusiatin y Kulikowska 2016). Por otro lado, el hidrochar, obtenido mediante la carbonización hidrotermal (proceso adecuado para tratar biomasa con alto contenido de

humedad), tiene la capacidad de aumentar el contenido de carbono y nitrógeno, disminuir el pH del suelo, inducir alteraciones en las comunidades microbianas e influir en la disponibilidad de metal(oid)es (Zhu et al. 2023).

Las nanopartículas de hierro cero-valente (nZVI) son una estrategia efectiva para la inmovilización de metales(oid)es (Gil-Díaz et al. 2020) y su combinación con compost e hidrochar podría mejorar la eficacia de la remediación (Baragaño et al. 2020).

Este estudio pretende llevar a cabo una evaluación exhaustiva de la eficacia de dos enmiendas orgánicas derivadas de la valorización de LD (compost e hidrochar) en combinación con nZVI para la remediación de un suelo contaminado con metales y metaloides, abogando por estrategias innovadoras y sostenibles para abordar la contaminación del suelo y promover así la sostenibilidad y los principios de circularidad.

MATERIALES Y MÉTODOS

Suelos y enmiendas

Las muestras de suelo se recolectaron en el entorno de Avilés (Principado de Asturias), en una zona industrializada, y presenta las características que se muestran en la Tabla 1. Se recogieron también suelos no contaminados de áreas cercanas y se caracterizaron para confirmar su estado.

Tabla 1. Concentración de metales totales y característica edáficas del suelo contaminado.

As	Pb	Zn	Cd	Cu	C inorgánico	TOC	Redox	EC	pH
			mg·kg ⁻¹				mV	S/cm	
26,90	449,16	5763,49	33,69	87,62	0,18	0,40	74.63	55,01	7.64

El compost, proporcionado por COGERSA, se produce a partir de LD seleccionados y madera triturada mediante compostaje con aireación forzada. El hidrochar se produjo a escala piloto mediante carbonización hidrotermal de LD en un reactor autoclave a 195 °C y 13 bar durante 3 horas, luego se molió hasta obtener un polvo fino. Las nZVI NANO FER 25S, suministradas por NANO IRON s.r.o. (Brno, República Checa), contienen 14-18% de hierro y 2-6% de magnetita.

Configuración del experimento a escala piloto y seguimiento

El ensayo consistió en seis sistemas a escala de mesocosmo, cada uno compuesto por un contenedor GRG de 1 m³ situado al aire libre y expuesto a la intemperie. En la Figura 1 se ilustra una representación de la configuración experimental y su desarrollo a lo largo del tiempo.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

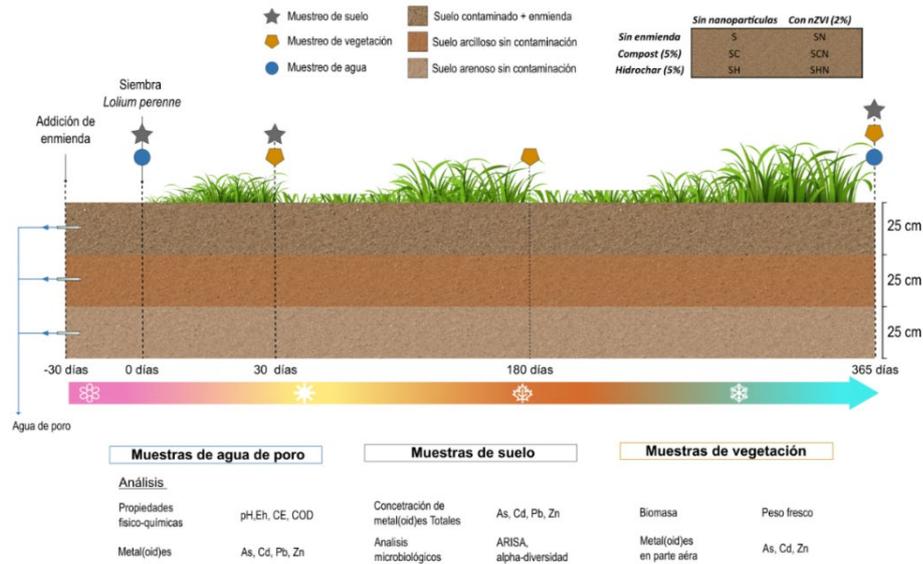


Figura 1. Diseño del experimento a escala piloto y descripción de las dosis y tipo de enmiendas utilizados sobre la capa de suelo superior (suelo contaminado). Detalles de los tipos y tiempos de muestreo y los análisis realizados sobre las muestras.

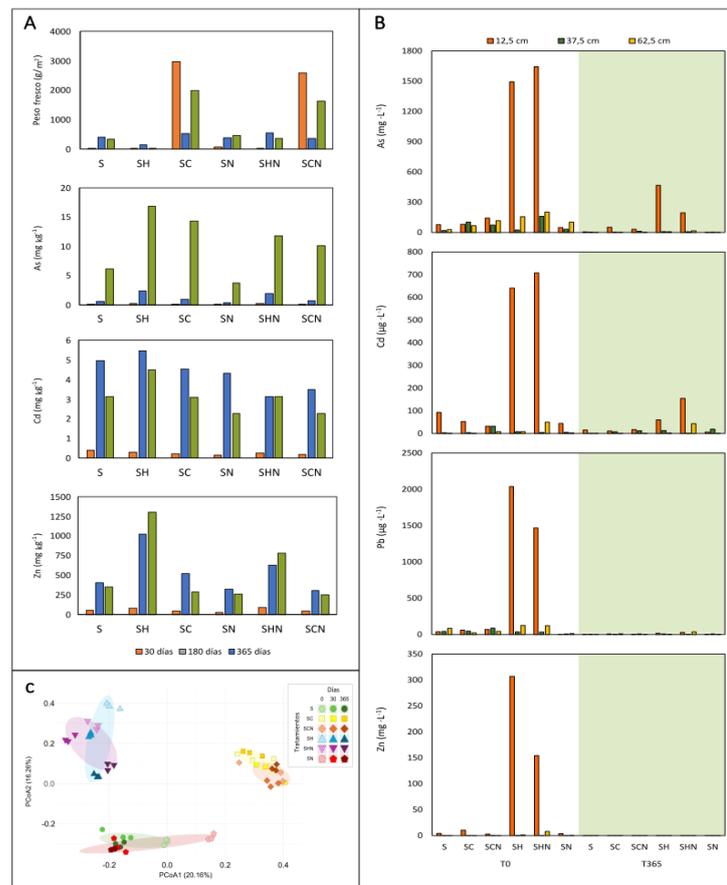


Figura 2. A) Peso fresco y acumulación de metales y As en la parte aérea de la planta en los diferentes muestreos. B) Concentración de As, Cd, Pb y Zn en el agua de poro recolectada a la puesta en marcha (T0) y al termino (T365) del experimento, a tres profundidades. C) Representación del Análisis de Coordinadas Principales (PcoA) obtenido a partir del perfil ARISA de las comunidades bacterianas presentes en la capa superficial de suelo contaminado a lo largo del experimento.

Se observó un aumento significativo en el peso fresco de la vegetación (Figura 2A) en tratamientos con compost a los 30 días. En cambio, el suelo tratado con hidrochar mostró una mayor acumulación de As y Zn en las plantas y un crecimiento más lento de éstas, siendo el tratamiento con nZVI el que presentó una menor concentración de contaminantes en la planta (Figura 2A). Un comportamiento similar se observó en los demás tiempos de muestreo.

Los análisis de la concentración de metales en el agua de poro (Figura 2B) muestran una mayor disponibilidad de los metales y el As en el suelo contaminado tras la adición de hidrochar al inicio del experimento (efecto que se ve reducido por la adición de nZVI en el caso del Pb y Zn), sin embargo, a tiempo final, la disponibilidad de metales en agua de poro disminuye significativamente, mostrando además una baja movilización de los contaminantes a través de los estratos.

El análisis de las comunidades bacterianas (Figura 2C) reveló que se agrupan según la enmienda orgánica añadida, debido principalmente a la introducción de bacterias alóctonas que afectan a la composición bacteriana. En contraste, las comunidades de los tratamientos sin enmiendas orgánicas evolucionaron de manera similar con el tiempo.

CONCLUSIONES

La adición de enmiendas orgánicas provenientes de la valorización de LD a un suelo contaminado con metal(oid)es aumentó el crecimiento en las plantas (compost) o la tasa de fitoextracción (hidrochar), además de causar cambios significativos en las comunidades bacterianas. La adición de nZVI facilitó una inmovilización de Pb y Zn del suelo. Por otro lado, no se observó un incremento en la migración de contaminantes a través de los estratos del suelo. La valorización de LD en enmiendas orgánicas es una estrategia efectiva para gestionar residuos y descontaminar suelos mediante fitorremediación.

REFERENCIAS

- Baragaño D, Forján R, Fernández B, Ayala J, Afif E, Gallego JR. 2020. Application of biochar, compost and ZVI nanoparticles for the remediation of As, Cu, Pb and Zn polluted soil. *Environmental Science and Pollution Research* 27(27): 33681–33691.
- Gil-Díaz M, Álvarez MA, Alonso J, Lobo MC. 2020. Effectiveness of nanoscale zero-valent iron for the immobilization of Cu and/or Ni in water and soil samples. *Scientific Reports* 10(1): 10-15927.
- Gusiatin ZM, Kulikowska D. 2016. Behaviors of heavy metals (Cd, Cu, Ni, Pb and Zn) in soil amended with composts. *Environmental Technology* 37(18): 2337–2347.
- Li, C., Zhou, K., Qin, W., Tian, C., Qi, M., Yan, X., & Han, W. 2019. A Review on Heavy Metals Contamination in Soil. *Soil and Sediment Contamination*. 28(4): 380–394.
- Lü H, Chen XH, Mo CH, Huang YH, Li YW, Feng NX, Katsoyiannis A, Cai QY. 2021. Occurrence and dissipation mechanism of organic pollutants during the composting of sewage sludge: A critical review. *Bioresource Technology* 328: 124847.
- Zhu Q, Liang Y, Zhang Q, Zhang Z, Wang C, Zhai S, Li Y, Sun H. 2023. Biochar derived from hydrolysis of sewage sludge influences soil properties and heavy metals distributed in the soil. *Journal of Hazardous Materials* 442: 130053.

TOLERANCIA BACTERIANA INDUCIDA POR LA ADICIÓN DE ANTIBIÓTICO AZITROMICINA EN SUELOS DE CULTIVO DE GALICIA

Laura Rodríguez-González^{1,2*}, Vanesa Santás-Miguel^{1,2}, Montserrat Díaz-Raviña³, David Fernández-Calviño^{1,2}, Manuel Arias Estévez^{1,2}

¹ Área de Edafología e Química Agrícola, Departamento de Biología Vexetal e Ciencia do Solo, Facultade de Ciencias, Universidade de Vigo, Campus As Lagoas, s/n, 32004 Ourense, Spain

² Instituto de Agroecoloxía e Alimentación (IAA). Universidade de Vigo – Campus Auga, 32004 Ourense, España.

³ Departamento de Suelos, Ecosistemas y Ecología Forestal, Misión Biológica de Galicia (MBG-CSIC), Avda de Vigo s/n, 15705 Santiago de Compostela, Spain

*laura.rodriguez.gonzalez@uvigo.es; Tel.: +34 988 368 499; Fax: +34 988 387 001

RESUMEN

Los antibióticos se han clasificado como contaminantes emergentes y suscitan gran preocupación desde la perspectiva One Health, ya que su presencia en el medio ambiente puede derivar en un incremento de tolerancia de las bacterias a los antibióticos y por lo tanto de los riesgos en la salud humana y de los ecosistemas.

En este estudio se evaluó la tolerancia antibióticos de las comunidades bacterianas del suelo mediante el método Pollution Induced Community Tolerance (PICT) en 12 suelos agrícolas de Galicia tras la adición de diferentes concentraciones del antibiótico Azitromicina, uno de los más recetados (de 7,8 a 2000 mg por kg de suelo).

Los valores de inhibición del 50 % del crecimiento bacteriano (Log IC₅₀) del suelo control (sin antibiótico) permitió calcular la línea base de tolerancia de cada suelo: 0,20 la mínima y 2,61 la máxima (1,75±0,76 de media).

Al comparar la tolerancia entre las muestras de suelo control y las muestras contaminadas se mostró que la presencia de Azitromicina en el suelo hizo que las comunidades bacterianas se desplazasen hacia comunidades más tolerantes al antibiótico en la mayoría de los suelos.

La concentración de Azitromicina en suelo a partir de la cual la tolerancia se incrementó notablemente respecto al suelo control varió dependiendo del suelo estudiado. Así, el incremento del Log IC₅₀ desde el suelo control hasta el suelo con la máxima concentración de Azitromicina (2000 mg kg⁻¹) fue <0,5 en 5 de los 12 suelos analizados y alcanzó un valor de 3 en el suelo con mayor incremento.

Palabras clave: crecimiento bacteriano, antibiótico de uso humano, PICT, contaminante emergente, incorporación Leucina

INTRODUCCIÓN

El amplio uso de antibióticos en la actualidad y su presencia en el medio ambiente los ha caracterizado como contaminantes emergentes y se ha convertido en una de las mayores preocupaciones sanitarias (Ramírez-Malule et al. 2020). El antibiótico Azitromicina, uno de los más usados mundialmente, se excreta en un 45 %, por lo que llega a las depuradoras de aguas residuales y forma parte de sus aguas y lodos. Las plantas depuradoras de aguas residuales se consideran la principal fuente de antibióticos de uso humano en el medio ambiente. Concretamente al suelo llegan por la aplicación de los residuos para regadío o como fertilizantes.

La actividad de los antibióticos sobre las bacterias del suelo puede ejercer efectos adversos en las comunidades microbianas alterando su diversidad y equilibrio. Además, la presión de selección del antibiótico sobre las bacterias puede promover una comunidad bacteriana más resistente a antibióticos y convertir el suelo en una fuente de resistencia a antibióticos.

El objetivo de este estudio fue evaluar si las comunidades bacterianas de 12 suelos de cultivo de Galicia se vuelven más tolerantes al antibiótico Azitromicina tras 42 días en contacto con el antibiótico. También se pretendió evaluar a partir de qué concentraciones del antibiótico se incrementa la tolerancia a Azitromicina, utilizando para ello el método PICT (Pollution Induced Community Tolerance).

MATERIALES Y MÉTODOS

Se recolectó la parte superior (0-20 cm) de 12 suelos de cultivo del NO de la Península Ibérica no tratados con lodos de depuradora. Las características de los suelos fueron analizadas y se pueden consultar en Rodríguez-González et al. (2021). El pH de los suelos varió de 4,1 a 6,1 y la arena, limo y arcilla de 34 a 81%, de 10 a 38 % de 9 a 28% respectivamente. El carbono total varió de 0,6 a 6,8 %.

Una vez en el laboratorio, los suelos se humedecieron hasta el 70 % de su capacidad de campo y se incubaron en oscuridad a 22°C durante 15 días para la reactivación y estabilización de las comunidades microbianas. Luego se utilizó el método PICT (Pollution Induced Community Tolerance) para evaluar la tolerancia al antibiótico de uso humano Azitromicina (AZI). El método consistió en contaminar el suelo con 6 concentraciones de AZI (0; 7,81; 31,25; 125; 500 y 200 mg kg⁻¹) en sólido utilizando talco como vector de conducción. Esto resultó en un total de 72 microcosmos (12 suelos x 6 concentraciones de AZI). Se incubaron 42 días, tiempo suficiente para que la comunidad bacteriana desarrollara tolerancia, luego se extrajo la comunidad bacteriana de cada microcosmo por extracción líquida mediante el método de Bååth (1994) y Bååth et al. (2001). Ese sobrenadante se expuso de nuevo a AZI en un rango de 10 concentraciones desde 0,008 hasta 500 mg L⁻¹.

Para contabilizar el crecimiento bacteriano de cada muestra se utilizó el método de incorporación de leucina marcada con tritio y un contador de centelleo líquido. El valor de crecimiento bacteriano se obtuvo en desintegraciones por minuto (DPMs). El valor en DPMs se dividió entre DPMs de la muestra control (sin antibiótico) y se obtuvo el crecimiento bacteriano en datos relativos. Esos datos permitieron representar las curvas dosis-respuesta de cada microcosmo (Figura 1) y obtener un valor de toxicidad (Log IC₅₀) a partir del modelo explicado en Rodríguez-González et al. (2021).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La forma sigmoideal de las curvas dosis-respuesta (ejemplos en Figura 1) indicó menor crecimiento bacteriano a mayor concentración de AZI, por lo que el antibiótico era tóxico sobre las comunidades bacterianas del suelo en el momento del estudio (42 días tras exposición a AZI). Los datos obtenidos se ajustaron correctamente al modelo utilizado para calcular los valores de Log IC₅₀ (R² ≥ 0,710).

En general, las curvas contaminadas con AZI se desplazan a la derecha de la curva control (suelo sin antibiótico). Eso se corresponde con mayor valor de Log IC₅₀ y por lo tanto mayor tolerancia. Además, el desplazamiento a la derecha es en general más pronunciado a mayor contaminación con AZI. Por tanto, el mayor incremento de tolerancia se observó para la mayor concentración de AZI añadida al suelo (2000 mg kg⁻¹).

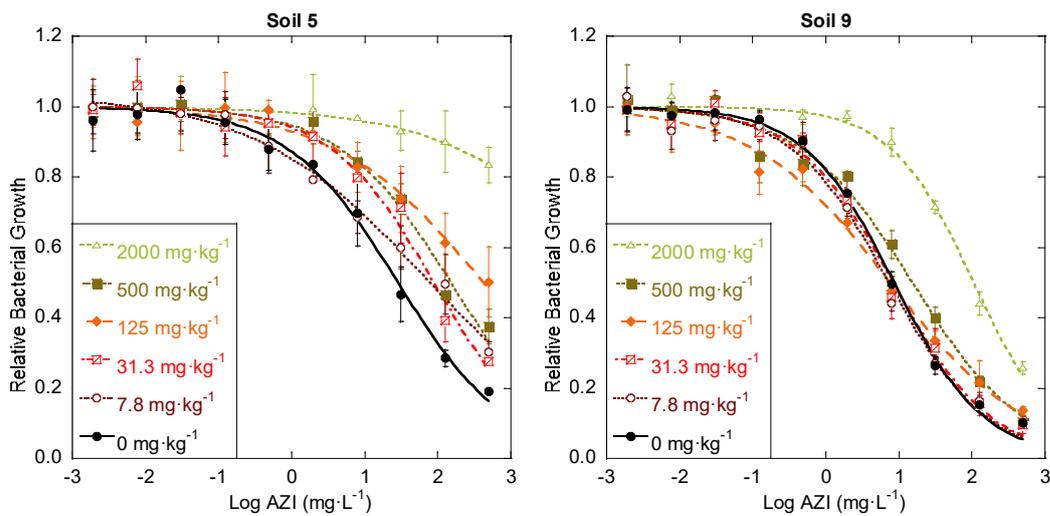


Figura 1. Ejemplo de tolerancia de las comunidades bacterianas de 2 suelos (suelo 5 y 9) inducida por el antibiótico Azitromicina (AZI) tras 42 días de la adición de diferentes concentraciones de AZI (0, 7, 8, 31,3, 125, 500 y 200 mg kg⁻¹).

Se calculó el incremento de tolerancia ($\Delta\text{Log IC}_{50} = \text{Log IC}_{50} \text{ contaminado} - \text{Log EC}_{50} \text{ no contaminado}$) para cada suelo y cada concentración de AZI añadida (Figura 2). Los valores de $\Delta\text{Log IC}_{50}$ obtenidos se consideraron significativos cuando estos valores fueron superiores a 0,5.

Se observaron tres comportamientos en los diferentes suelos. En primer lugar, en los suelos 1, 2, 3, 10 y 11 no se apreciaron diferencias significativas a lo largo de las concentraciones de AZI, aunque sí se observó tendencia al aumento de la tolerancia a mayor concentración de AZI. Otro comportamiento fue el desarrollo de tolerancia a bajas concentraciones de contaminación (0-7,8 mg kg⁻¹), pero dicha tolerancia no aumentó significativamente según el gradiente de antibiótico añadido hasta la máxima concentración de AZI (2000 mg kg⁻¹) (suelo 4). Por último, se observó incremento gradual de la tolerancia (suelo 6, 7 y 8) y exponencial en la concentración más alta de AZI (suelos 5 y 9). En el estudio publicado por Lau et al. (2020) cuantificaron la abundancia de genes asociados con la resistencia a antibióticos tras la aplicación de Azitromicina a concentraciones de 0,1 y 10 mg kg⁻¹ y observaron incremento de los genes de resistencia con respecto al control en la concentración más elevada.

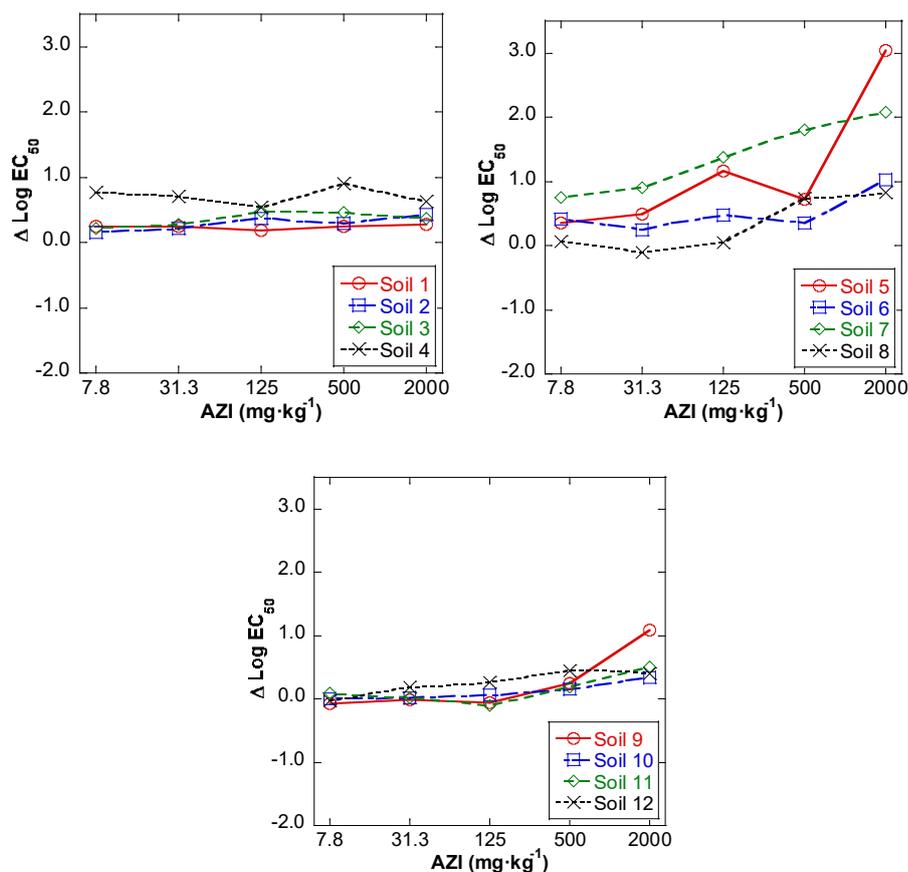


Figura 2. Relación entre las concentraciones de Azitromicina (AZI) añadida a los suelos (7,8, 31,3, 125, 500 y 200 mg kg⁻¹) y los cambios en la tolerancia bacteriana ($\Delta \text{Log IC}_{50} = \text{Log IC}_{50} \text{ contaminado} - \text{Log EC}_{50} \text{ no contaminado}$) inducido tras 42 días de la aplicación del antibiótico.

CONCLUSIONES

El estrés tóxico que ejerce el antibiótico Azitromicina sobre las comunidades del suelo provoca la evolución de la comunidad bacteriana hacia una comunidad más resistente al antibiótico. Sin embargo, no en todos los suelos el incremento de la toxicidad se consideró significativo. Por lo tanto, el desarrollo de tolerancia al antibiótico AZI depende en gran medida del suelo estudiado.

REFERENCIAS

- Bååth E. 1994. Thymidine and leucine incorporation in soil bacteria with different cell size. *Microbial Ecology* 27(3): 267-278. <https://doi.org/10.1007/BF00182410>
- Bååth E, Pettersson M, Söderberg KH. 2001. Adaptation of a rapid and economical microcentrifugation method to measure thymidine and leucine incorporation by soil bacteria. *Soil Biology and Biochemistry* 33(11): 1571–1574. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(01\)00073-6](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(01)00073-6)
- Lau CHF, Tien YC, Stedtfeld RD, Topp E. 2020. Impacts of multi-year field exposure of agricultural soil to macrolide antibiotics on the abundance of antibiotic resistance genes and selected mobile genetic elements. *Science of The Total Environment* 727: 138520. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138520>

Ramírez-Malule H, Quiñones-Murillo DH, Manotas-Duque D. 2020. Emerging contaminants as global environmental hazards. A bibliometric analysis. *Emerging Contaminants* 6: 179–193. <https://doi.org/10.1016/j.emcon.2020.05.001>

Rodríguez-González L, Santás-Miguel V, Campillo-Cora C, Arias-Estévez M, Fernández-Calviño D. 2021. The Effect of Clarithromycin Toxicity on the Growth of Bacterial Communities in Agricultural Soils. *Processes* 9(8): 1303. <https://doi.org/10.3390/pr9081303>

CAPACIDAD DE ADSORCIÓN DE LA CONCHA DE MEJILLÓN PARA CONTAMINANTES EMERGENTES

Rodríguez-López, Lucía^{1,2,*}, Cela-Dablanca, Raquel³, Santás-Miguel, Vanesa^{1,2}, Álvarez-Rodríguez, Esperanza³, Núñez-Delgado, Avelino³, Rodríguez-Seijo, Andrés^{1,2}, Arias-Estévez, Manuel^{1,2}

¹Departamento de Biología Vegetal e Ciencias do Solo, Facultade de Ciencias, Universidade de Vigo, 32004, Ourense, España

²Instituto de Agroecoloxía e Alimentación (IAA), Universidade de Vigo – Campus Agua, 32004, Ourense, España

³Departamento de Edafoloxía e Química Agrícola. Escola Politécnica Superior de Lugo, Universidade de Santiago de Compostela, Lugo, España

*lucia.rodriquez.lopez@uvigo.gal

RESUMEN

En este trabajo se llevó a cabo el estudio del proceso de adsorción-desorción del antibiótico Claritromicina en un subproducto de la industria alimentaria, la concha de mejillón, mediante experimentos de tipo batch. Este subproducto se genera en grandes cantidades y entre sus utilidades destaca su aplicación como enmienda del suelo por su elevado contenido en carbonato cálcico. Los resultados obtenidos mostraron que este antibiótico presenta una capacidad de adsorción entre el 28 y 43%, y que el ajuste de los datos al modelo de adsorción de Freundlich es satisfactorio, a juzgar por el valor de R^2 , 0,952. El valor de la constante de adsorción, K_F , es de $40,3 \text{ L}^n \mu\text{mol}^{1-n} \text{ kg}^{-1}$, mientras el valor del índice de linealidad, n , es de 0,81. En cuanto a la desorción, se obtuvieron valores inferiores al 29%, presentando la constante de adsorción después de un ciclo de desorción, $K_{F(des)}$, un valor de $477,5 \text{ L}^n \mu\text{mol}^{1-n} \text{ kg}^{-1}$. Los datos obtenidos nos muestran la movilidad de este antibiótico y la relativamente baja retención que presenta la concha de mejillón como bioadsorbente, lo que hay que tener en cuenta en la aplicación de dicho residuo como enmienda en los suelos de cultivo.

PALABRAS CLAVE: Claritromicina, concha de mejillón, sorción, contaminante emergente, Freundlich

INTRODUCCIÓN

La claritromicina (Cla) es uno de los antibióticos más empleados en humanos por su amplia capacidad de acción y efectividad al interferir la producción de proteínas en bacterias. Es un macrólido, una de las familias más utilizadas en humanos y se trata de un antibiótico de amplio espectro. Este llega fácilmente a los ecosistemas a través de las heces y orina, ya que no son asimilados por completo durante su utilización, sino que una parte llegan a las estaciones depuradoras de aguas residuales en su forma original o como metabolitos (Yang et al. 2021). Una vez en las depuradoras los tratamientos aplicados no son eficaces en cuanto a la eliminación de antibióticos, por tanto, estos van a ser fácilmente detectables en los lodos y efluentes que pueden ser utilizados posteriormente como enmiendas o aguas de riego en la agricultura.

Dado que este antibiótico no presenta una alta adsorción, es necesario buscar técnicas de remediación, que sean capaces de retener el antibiótico, evitando su transporte hacia otros compartimentos medioambientales o que afecten a la microbiología del suelo o aguas. Uno de los principales problemas que ocasionan en el medio, es la aparición y propagación de bacterias y genes resistentes. Entre las medidas de remediación, una de las más económicas y de alta eficacia es la adsorción, la utilización de diferentes adsorbentes permite reducir el riesgo que suponen los antibióticos, y además en función del producto que se utilice, permite

reducir un residuo, como es el caso de este trabajo en el que se utiliza un residuo de la industria alimentaria (acuicultura). Concretamente, la concha de mejillón es un residuo generado en grandes cantidades en Galicia (España), y a pesar de que se utiliza como enmienda en el encalado de suelos, se genera mayor cantidad de la que se reutiliza, por tanto, utilizándola como posible bioadsorbente, se contribuye a una economía circular, libre de residuos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Material adsorbente y antibiótico

La concha de mejillón procede de la empresa Abonomar S.L. (Illa de Arousa, Pontevedra, Galicia). El tamaño proporcionado por la empresa en su mayoría (59%) es inferior a 0.5 mm de diámetro. Presenta un pH en agua de 9.4, un contenido en carbono de 11.4% y en nitrógeno de 0.21%. La capacidad de intercambio catiónica efectiva es de 30.3 mg kg⁻¹ y el área superficial específica (*BET*) de 1.13 m²g⁻¹. El antibiótico utilizado en este experimento, claritromicina, tiene una pureza del 98% (grado HPLC, Sigma-Aldrich, Barcelona, España). La claritromicina, cuya fórmula es C₃₈H₆₉NO₁₃, es una molécula anfótera que presenta dos valores de *pK_a*, 9 y 12.5, lo que implica que en función del pH del medio se puede encontrar en su forma catiónica, aniónica y/o zwitterionica.

Experimentos de adsorción/desorción

Los experimentos de adsorción se llevaron a cabo en ocho concentraciones diferentes entre 2,5 y 100 μM. Se pesaron 0,5 g de concha y se añadieron 20 mL de disolución de antibiótico con 0,01 M NaCl, como electrolito de fondo. Una vez preparadas las muestras se agitaron 48 h a 50 rpm en agitador rotatorio y en condiciones de oscuridad a temperatura ambiente 25 ± 1°C. Al finalizar el periodo de agitación, las muestras fueron centrifugadas durante 15 min a 4000 rpm (centrífuga Rotina 35R, Hettich, Zentrifuggen, Alemania), se filtraron con jeringa y filtro de nylon de 0,45 μm de tamaño de poro. De esta forma se separó el sólido y el sobrenadante, este último con la cantidad de antibiótico no adsorbida, para conocer la cantidad inicial y por diferencia se conoce la cantidad adsorbida. Las muestras filtradas se pasaron a tubos Eppendorf para medir pH y posteriormente a viales de 2 mL para cuantificar la concentración de antibiótico en HPLC. En cuanto a la desorción, las muestras obtenidas de adsorción, sin el sobrenadante, se pesaron para conocer la cantidad de disolución que quedó en el sólido y luego se resuspendió en 20 mL de disolución de 0,01 M NaCl. Al igual que las muestras de adsorción, se agitaron las de desorción 48 h, se centrifugaron, se filtraron y se midieron pH y concentración de antibiótico al igual que en adsorción.

Tratamiento de datos

Los datos de adsorción y desorción obtenidos se describieron con los modelos de adsorción de Freundlich (Eq. 1) y Lineal (Eq. 2) siendo las ecuaciones:

$$q_a = K_F C_{eq}^n \quad (\text{Eq. 1})$$

$$q_a = K_d C_{eq} \quad (\text{Eq. 2})$$

donde *q_a* (μmol kg⁻¹): la cantidad de cada antibiótico adsorbida en el equilibrio *C_{eq}* (μmolL⁻¹): la concentración de cada antibiótico que permanece en la disolución de equilibrio; *K_F* (Lⁿ μmol¹⁻ⁿ kg⁻¹): el coeficiente de afinidad de Freundlich; *n* (adimensional): índice de linealidad de Freundlich; *K_d* (L kg⁻¹): constante de distribución en el modelo Lineal. El software utilizado ha sido SPSS 21 para obtener los ajustes de los datos experimentales a ambos modelos.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la Figura 1 se observa la curva de adsorción de Cla en la concha de mejillón, y observamos que presenta cierta linealidad, por lo que podemos considerar que es una curva de adsorción de tipo-C, lo que nos indica que la adsorción del compuesto no está influenciada por la concentración inicial de antibiótico añadida.

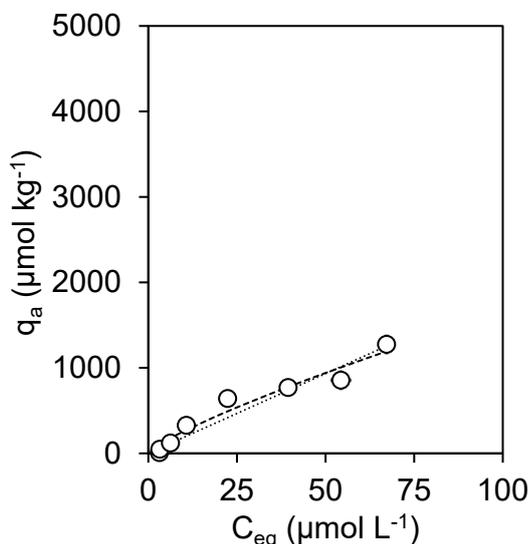


Figura 1. Curva de adsorción en el equilibrio de claritromicina en la concha de mejillón. C_{eq} : concentración de antibiótico que permanece en la disolución en el equilibrio, q_a : cantidad de antibiótico adsorbida a la concha de mejillón.

En porcentajes, este antibiótico se adsorbe entre un 28,6 y 43,4%. Los datos experimentales obtenidos se han ajustado a los modelos de adsorción Lineal y de Freundlich, y como se puede comprobar en la Tabla 1, Freundlich presenta un valor de R^2 más alto. En cuanto al índice de linealidad de Freundlich (n), podemos ver que es cercano a 1, lo que corrobora el comportamiento lineal del antibiótico en la concha de mejillón.

Las constantes de adsorción, la constante de afinidad de Freundlich (K_F) tiene un valor de $40,3 \text{ L}^n \mu\text{mol}^{1-n} \text{ kg}^{-1}$, y en el caso de la constante de distribución del modelo Lineal, K_d , presenta un valor de $18,7 \text{ L kg}^{-1}$. Estas son más altas que las obtenidas para otros antibióticos de la familia de las sulfonamidas para el mismo adsorbente. Encontrándose ambas constantes en el rango entre 0,17 y 0,29 (Conde-Cid et al. 2021). La afinidad de este antibiótico es baja, en comparación a las tetraciclinas y las fluoroquinolonas (Yang et al. 2021). Y comparando este subproducto con otros como la corteza de pino o de alcornoque (Rodríguez-López et al. 2023) se observa que la claritromicina presenta mayor adsorción que en la concha. Ambas cortezas presentan unas constantes entre $371\text{-}1187 \text{ L}^n \mu\text{mol}^{1-n} \text{ kg}^{-1}$ para K_F , o $84\text{-}607 \text{ L kg}^{-1}$ para K_d , respectivamente.

Tabla 1. Parámetros de los ajustes de la curva de adsorción al modelo de Freundlich y Lineal.

Adsorción				
Freundlich			Lineal	
K_F	n	R^2	K_d	R^2
40.3 ± 19.1	0.81 ± 0.12	0.952	18.7 ± 1.2	0.934
Desorción				
$K_{F(des)}$	$n_{(des)}$	R^2	$K_{d(des)}$	R^2
477.5 ± 59.7	0.34 ± 0.07	0.862	-	-

En cuanto a la desorción, en la Tabla 2 podemos ver la cantidad desorbida de Cla para cada concentración inicial y los porcentajes de desorción con respecto a la cantidad previamente adsorbida. Los porcentajes varían entre 2,7 y 28,9%, aumentando a medida que aumenta la concentración inicial. Estos nos indican que el proceso de adsorción es ligeramente irreversible, porque tan solo una pequeña parte se desorbe, a pesar de que la que se adsorbió es pequeña. En cuanto al ajuste de los datos a los modelos, el modelo lineal no se ajustó y en el caso de Freundlich, se observa que $K_{F(des)}$ es alta, $478 \text{ L}^n \mu\text{mol}^{1-n} \text{ kg}^{-1}$, lo que indica la baja desorción.

Tabla 2. Cantidad de claritromicina desorbida para la concha de mejillón y para cada una de las concentraciones iniciales. Entre paréntesis se muestra el porcentaje que representa con respecto a la cantidad adsorbida previamente.

	C_0 ($\mu\text{mol L}^{-1}$)						
	5	10	20	40	60	80	100
Concha de mejillón	2,0 (2,7)	4,4 (3,6)	8,6 (2,6)	33,0(5,2)	64,0 (8,3)	120,3 (14,2)	367,3 (28,9)

CONCLUSIONES

La concha de mejillón, a pesar de que presenta unas propiedades idóneas como enmienda, como bioadsorbente no es eficiente. Por una parte, presenta una adsorción inferior al 40%, una cifra baja comparado con otros bioadsorbentes, mientras que la desorción llega hasta el 30% de lo adsorbido.

Agradecimientos: Este trabajo es financiado por el Ministerio de Ciencia, Innovación y Universidades (España) siendo los proyectos RTI2018-099574-B-C21 and RTI2018-099574-B-C22 (Fondos FEDER). Lucía Rodríguez López tiene una ayuda predoctoral FPU19/03758, Vanesa Santás Miguel, una postdoctoral ED481B-2022-081, y Andrés Rodríguez Seijo, un contrato Juan de la Cierva IJC2020-044197-I financiado por MICIU/AEI/10.13039/501100011033 y por la Unión Europea NextGenerationEU/ PRTR.

REFERENCIAS

Conde-Cid M, Cela-Dablanca R, Ferreira-Coelho G, Fernández-Calviño D, Núñez-Delgado A, Fernández-Sanjurjo MJ, Arias-Estévez M, Álvarez-Rodríguez E. 2021. Sulfadiazine, sulfamethazine and sulfachloropyridazine removal using three different porous materials: Pine bark, "oak ash" and mussel shell. *Environmental Research* 195: 110814.

<https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.110814>

Rodríguez-López L, Santás-Miguel V, Cela-Dablanca R, Pérez-Rodríguez P, Núñez-Delgado A, Álvarez-Rodríguez E, Rodríguez-Seijo A, Arias-Estévez M. 2023. Valorization of forest by-products as bio-adsorbents for emerging contaminants. *Journal of Environmental Chemical Engineering* 11: 111437. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2023.111437>

Yang Q, Gao Y, Ke J, Show PL, Ge Y, Liu Y, Guo R, Chen J. 2021. Antibiotics: An overview on the environmental occurrence, toxicity, degradation, and removal methods. *Bioengineered* 12(1): 7376-7416. <https://doi.org/10.1080/21655979.2021.1974657>

CARACTERIZACIÓN DE UN EPISODIO DE CALIMA EN LA ZONA CENTRO DE ESPAÑA

M. Gil-Díaz*, C. Mancho, J. Alonso, A. Gutiérrez, P. García-Gonzalo, M.C. Lobo

Instituto Madrileño de Investigación y Desarrollo Rural Agrario y Alimentario, IMIDRA, Finca El Encín, Autovía A-2, km 38.200 Alcalá de Henares 28805 (Madrid)

*mar.gil.diaz@madrid.org

RESUMEN

En los últimos años se ha registrado un incremento de los episodios de calima, provocando el transporte de polvo sahariano desde el norte de África hacia el Atlántico y Europa. En marzo de 2022 una importante nube de polvo procedente del desierto del Sáhara cubrió la zona central y sur de Europa. La composición de la calima puede verse afectada por las características de cada zona, y no solo afecta a la atmósfera, sino también a suelos y aguas, por lo que es necesario evaluar su impacto. El objetivo del presente trabajo fue caracterizar muestras de calima recogidas en diferentes áreas del centro de España. Para ello, se tomaron muestras representativas de calima en dos zonas rurales y dos urbanas. Se determinaron diferentes parámetros físico-químicos, incluyendo el contenido de 30 elementos minerales, así como se evaluó su potencial fitotoxicidad. Los resultados mostraron ciertas diferencias en función del origen de las muestras de calima. En general, presentaron un pH ligeramente alcalino. No se detectó la presencia de plata (Ag), cadmio (Cd), rodio (Rh), antimonio (Sb), selenio (Se), tántalo (Ta) y talio (Tl) en ninguna de las muestras estudiadas. El platino (Pt) solo se encontró en las muestras urbanas, mientras que las muestras rurales fueron significativamente más ricas en fósforo (P). La caracterización de la calima en función de la zona es importante para conocer su impacto en el aire, agua y suelo, así como para mejorar la comprensión de los fenómenos atmosféricos.

Palabras clave: suelo, polvo del Sahara, metales, fitotoxicidad, contaminación difusa.

INTRODUCCIÓN

Las intrusiones de polvo del desierto suponen el transporte de una elevada concentración de partículas en el aire con importantes consecuencias para la salud humana y de los ecosistemas, la regulación del clima, así como para las actividades económicas (Rodríguez-Arias et al. 2023). Se estima que cada año se dispersan a la atmósfera 5000 millones de toneladas de polvo del desierto, siendo el Norte de África (Sáhara y Sahel) la principal fuente, suponiendo el 50% de la aportación global (Kok et al. 2021). Así, Europa junto con los países más meridionales de la cuenca mediterránea se ven frecuentemente afectados por episodios de calima procedente de estas regiones. En este sentido, en Europa el 70% de los días que se superan los niveles de PM10 (partículas en suspensión con un diámetro aerodinámico igual o inferior a 10 μm) se debe a intrusiones del desierto (Rodríguez-Arias et al. 2023). Estos episodios suceden fundamentalmente entre mayo y octubre, aunque dependiendo de las condiciones climáticas pueden darse a lo largo de todo el año. En los últimos años, se ha observado un incremento de la frecuencia de episodios de calima en Europa. La composición de la calima puede verse afectada por las características de cada zona, y no solo afecta a la atmósfera, sino también a suelos y aguas. El estudio de su variabilidad a escala global y regional es decisivo para una mejor comprensión y modelización del ciclo de las intrusiones de polvo del Sáhara, así como de su impacto en la dinámica atmosférica global, el clima y los ciclos biogeoquímicos. Actualmente, hay pocos datos disponibles sobre las características de la calima a escala regional. Así, el objetivo del presente trabajo fue caracterizar muestras de calima recogidas en diferentes áreas del centro de España recogidas después de un importante episodio que afectó a la zona centro y sur de Europa en marzo de 2022.

MATERIALES Y MÉTODOS

Entre el 14 y el 16 de marzo de 2022 se produjo la entrada por el extremo suroriental de la península Ibérica, de polvo en suspensión procedente del Sáhara, afectando inicialmente a las provincias de Alicante, Murcia, Almería y Granada, y posteriormente a gran parte de España, así como de Portugal, Francia y los Alpes suizos, tiñendo los cielos de color naranja. Este episodio de calima presentó un grado de intensidad extraordinario, no observado en el siglo actual en el territorio peninsular español, según la Agencia Estatal de Meteorología.

Se recogieron muestras compuestas representativas de esta calima de superficies pavimentadas con ayuda de un pincel, en cuatro zonas del centro de España. Se seleccionaron dos zonas urbanas, la primera localizada en el centro de Madrid y la segunda del este de la Comunidad de Madrid (zona industrial) (Urban-2), y otras dos muestras en zonas rurales, una del norte de la Comunidad de Madrid y otra de Segovia (denominadas Rural-1 y Rural-2, respectivamente). Las muestras se dejaron secar al aire y se caracterizaron incluyendo pH, conductividad eléctrica y materia orgánica según los Métodos Oficiales de Análisis de Suelos (MAPA 1994). Además, se cuantificó el contenido de 30 elementos después de digestión de las muestras en microondas con HNO₃ y HCl y posterior medida en ICP-OES o ICP-MS para la determinación de mercurio(Hg). Se evaluó la fitotoxicidad de las muestras para la germinación de berro según el método descrito por Zucconi (Zucconi et al. 1985). Los datos obtenidos se analizaron estadísticamente con el paquete SPSS v24.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las muestras de calima recogidas en áreas urbanas del centro de la Península Ibérica presentaron un pH medio similar, ligeramente alcalino (pH=7,8), siendo los valores medidos en las muestras rurales levemente inferiores, entre 7,1 y 7,5 (Figura 1).

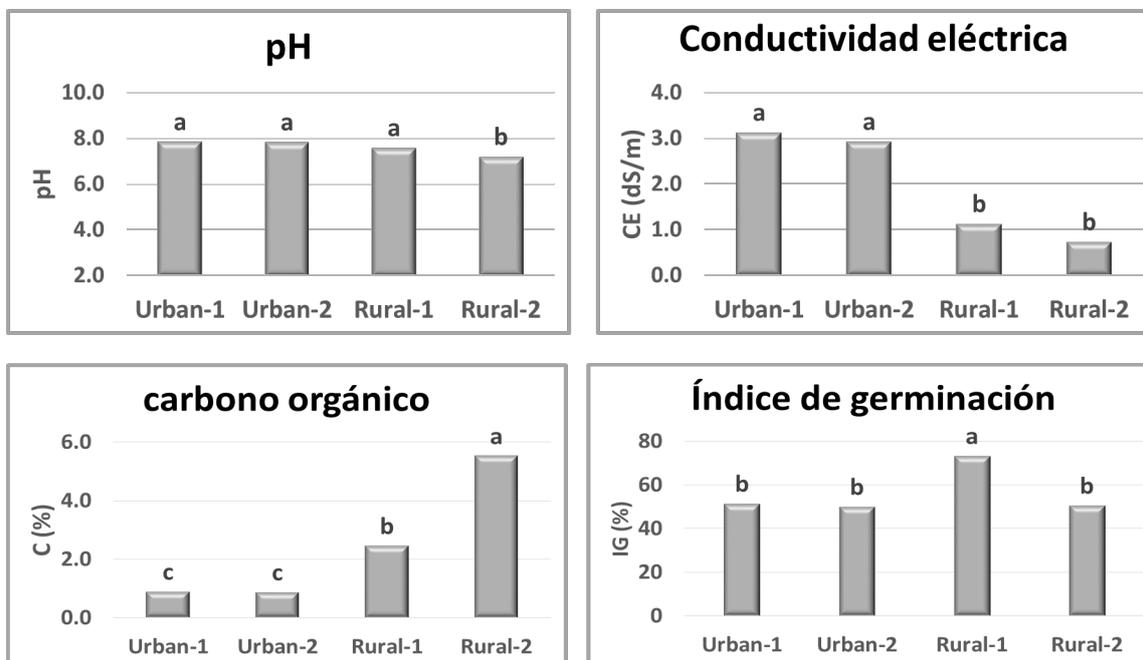


Figura 1. Valores medios de pH, conductividad eléctrica, carbono orgánico e índice de germinación. Barras con distinta letra indican diferencias significativas ($p < 0,05$); $n=3$.

Cabe destacar que la alcalinidad de la calima podría contribuir a amortiguar la acidez de la lluvia en la zona. Por otra parte, la conductividad eléctrica fue significativamente mayor en las muestras urbanas con respecto a las rurales, mientras que los niveles más elevados de

carbono orgánico se detectaron en las muestras rurales probablemente debido a los procesos de fertilización de los suelos agrícolas (Figura 1).

Además, la calima de las zonas urbanas mostró mayor concentración de aluminio (Al), hierro (Fe), sodio (Na), manganeso (Mn), bario (Ba), cobalto (Co), cromo (Cr), níquel (Ni) y platino (Pt) (Tabla 1), posiblemente a consecuencia de su enriquecimiento por fuentes antropogénicas. En este sentido, el Pt, que sólo se detectó en las zonas urbanas, puede emitirse a la atmósfera debido a su presencia en el catalizador de los vehículos diésel o de gasolina (Omrani et al. 2020). El Mn tiene un origen natural, asociado a carbonatos, pero su contenido puede aumentar debido a la industria metalúrgica y de automoción. El Ba se presenta en la naturaleza como carbonatos y sulfatos, si bien es habitual en materiales de construcción, insecticidas, raticidas y combustibles (Kravchenko et al. 2014). A su vez, el Al, el elemento metálico más abundante de la corteza terrestre, además de su origen natural, puede incrementarse en la atmósfera debido a la industria de este metal, la incineración de residuos, o los vehículos a motor. Respecto al Co, las principales fuentes de emisión a la atmósfera son antropogénicas, a través de centrales térmicas, vehículos a motor y su industria metalúrgica. En el caso del Ni, las emisiones antropogénicas proceden fundamentalmente de la quema de combustibles fósiles, de la industria metalúrgica, y de la combustión de residuos, suponiendo, aproximadamente, entre 1,4 y 1,8 superiores a las emisiones naturales (Begum et al. 2022).

Tabla 1. Concentración media de elementos en las muestras de calima estudiadas.

Elemento		Urban-1	Urban-1	Rural-1	Rural-2
Ca		46	52	54	40
Mg		13	13	13	11
K	g/kg	10	11	13	7,1
Al		37	36	30	26
Fe		24	25	20	19
As		8,1	7,2	7,8	6,9
B		32	35	28	24
Ba		244	195	178	147
Ce		45	42	39	31
Co		4,2	4	2,9	2,7
Cr		47	45	36	33
Cu		39	25	26	24
Hg		0,037	0,030	0,036	0,042
Mn	mg/kg	381	418	270	263
Mo		0,53	0,56	0,53	0,50
Na		719	858	350	329
Ni		47	25	20	19
P		540	511	800	747
Pb		27	21	22	17
Pt		178	181	<LD	<LD
Ti		459	409	464	375
V		61	59	51	44
Zn		148	91	197	147

Cabe destacar que los elementos Ag, Cd, Rh, Sb, Se, Ta y Tl no se detectaron ni en las muestras rurales ni en las urbanas analizadas. El elevado contenido de calcio (Ca) y, en menor

medida, de magnesio (Mg), indica que los carbonatos de calcita y dolomita son predominantes en estas muestras de calima, siendo típicos en la arena del norte y noroeste del Sáhara (Rodríguez-Navarro et al. 2018). El mayor contenido en P detectado en las muestras rurales podría ser debido a los procesos de fertilización de los suelos agrícolas, predominante en estas áreas. El titanio (Ti) se encontró en todas las muestras, probablemente indicativo de la presencia del mineral rutilo (Rodríguez-Navarro et al. 2018). A su vez, niveles similares de Hg se cuantificaron tanto en las zonas urbanas como en las rurales. En relación a la fitotoxicidad, no se detectó toxicidad para ninguna de las muestras, alcanzando el mayor índice de germinación la muestra Rural-1.

CONCLUSIONES

Los resultados del presente estudio ponen de manifiesto que la composición de la calima dependió de su origen y de las zonas por las que circula de manera que va incorporando otros compuestos o contaminantes presentes en la atmósfera debido a las actividades antropogénicas. En general, la calima procedente de zonas urbanas tuvo mayor conductividad y contenido en determinados metales, mientras que la procedente de zonas rurales presentó mayor contenido en carbono orgánico y P. La caracterización de la calima en función de la zona en la que se deposita es importante para conocer su impacto en el aire, agua y suelo, así como para mejorar la comprensión de los fenómenos atmosféricos.

Agradecimientos: Proyectos: CTM2016-78222-C2-1-R (REHABILITA) (MCIN/AEI), FP24-RECUPERA (financiado por IMIDRA).

REFERENCIAS

Begum W, et al. 2022. A comprehensive review on the sources, essentiality and toxicological profile of nickel. *RSC Advances* 12(15): 9139–9153.

Kok JF, et al. 2021. Contribution of the world's main dust source regions to the global cycle of desert dust. *Atmospheric Chemistry and Physics* 21: 8169-8193.

Kravchenko J, Darrah TH, Miller RK, Lyerly HK, Vengosh A. 2014. A review of the health impacts of barium from natural and anthropogenic exposure. *Environmental Geochemistry and Health* 36: 797–814.

MAPA 1994. Métodos Oficiales de Análisis. Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación, vol III p. 205-324.

Omrani M, Goriaux M, Liu Y, Martinet S, Jean-Soro L, Ruban V. 2020. Platinum group elements study in automobile catalysts and exhaust gas samples. *Environmental Pollution* 257: 113477.

Rodríguez-Arias RM, Rojo J, Fernández-González F, Pérez-Badia R. 2023. Desert dust intrusions and their incidence on airborne biological content. Review and case study in the Iberian Peninsula. *Environmental Pollution* 316: 120464.

Rodríguez-Navarro C, di Lorenzo F, Elert K. 2018. Mineralogy and physicochemical features of Saharan dust wet deposited in the Iberian Peninsula during an extreme red rain event. *Atmospheric Chemistry and Physics* 18: 10089-10122.

Zucconi F, Monaco A, Forte M, De Bertoldi M. 1985. Phytotoxins during the stabilization of organic matter. En: Gasser JKR. (ed.). *Composting of Agricultural and Other Wastes*. Elsevier Applied Science Publication, New York, p. 73–86.

EL PROYECTO TAILING: UNA APROXIMACIÓN EXPERIMENTAL PARA EVALUAR LA RESPUESTA AL CAMBIO CLIMÁTICO DE DEPÓSITOS DE RESIDUOS DE MINERÍA METÁLICA

María Nazaret González-Alcaraz^{1,*}, Matías Ceacero-Moreno¹, Juan José Martínez-Sánchez¹, Héctor Miguel Conesa Alcaraz¹, Sara Peixoto², Raquel Juan Ovejero^{3,4}, José Álvarez-Rogel¹

¹Departamento de Ingeniería Agronómica, Escuela Técnica Superior de Ingeniería Agronómica, Universidad Politécnica de Cartagena. 30203 Cartagena, España.

²Department of Biology & CESAM-Centre for Environmental and Marine Studies, University of Aveiro. 3810-193 Aveiro, Portugal.

³Centre for Functional Ecology, Department of Life Sciences, University of Coimbra. 3000-456 Coimbra, Portugal.

⁴Department of Ecology and Animal Biology, University of Vigo, 36310 Vigo, Spain.

*nazaret.gonzalez@upct.es

RESUMEN

Los depósitos abandonados que almacenan lodos de flotación de lavaderos de mineral son ambientes inhóspitos para la biota al presentar elevados niveles de metales/metaloides, ausencia de materia orgánica, pHs extremos y alta salinidad. La restauración clásica de estos depósitos conlleva cubrirlos con material limpio y posterior plantación. Esto ha sido cuestionado en regiones semiáridas debido a la dificultad del ecosistema resultante de ser autosostenible. Una alternativa, en línea con las soluciones basadas en la naturaleza, es promover el crecimiento de plantas directamente sobre los residuos mineros (fitomanejo). Esto ocurre de forma natural cuando la vegetación coloniza de forma espontánea los depósitos abandonados, promoviendo sistemas suelo-planta funcionales. Se deben priorizar técnicas de restauración clásicas cuando los depósitos entrañen un riesgo inaceptable (p.ej., inestabilidad estructural, cercanía a poblaciones), pero, en otros casos, el fitomanejo puede ser una opción viable. Dado que la restauración busca reducir los riesgos y mejorar la calidad ambiental a largo plazo, se debe considerar cómo responderán estos depósitos al calentamiento global en términos de funcionalidad y ecotoxicidad. El proyecto TAILING evalúa la respuesta de los suelos de los depósitos de residuos mineros metalíferos del antiguo distrito minero de Cartagena-La Unión al calentamiento (depósitos restaurados de forma convencional vs. depósitos abandonados colonizados espontáneamente por la vegetación). Para ello, se están realizando simulaciones de calentamiento en campo (mediante instalación de *open-top chambers*, OTCs) y bajo condiciones controladas de laboratorio (en cámaras climáticas). El proyecto aborda parámetros físicos, fisico-químicos y (micro)biológicos, incluyendo bioensayos con microorganismos del suelo, invertebrados y plantas.

PALABRAS CLAVE: contaminación del suelo, metales, calentamiento, ecotoxicidad, funcionalidad.

INTRODUCCIÓN

La contaminación del suelo es una de las principales amenazas de los ecosistemas terrestres a nivel mundial. Los residuos de minería metálica están entre los más peligrosos, sobre todo los lodos de flotación generados durante el procesado de mineral, debido a los altos niveles de metales y metaloides que presentan (elementos potencialmente tóxicos). Además, estos residuos suelen caracterizarse por presentar pHs extremos, elevada salinidad y ausencia de materia orgánica y nutrientes, constituyendo medios inhóspitos para la biota. Estos residuos suelen almacenarse en depósitos al aire libre conocidos como depósitos mineros (en inglés *mine tailings*). Las técnicas clásicas de restauración conllevan cubrirlos con material limpio

para crear un nuevo suelo y su posterior plantación. Estas opciones han sido cuestionadas en regiones áridas y semiáridas debido a la dificultad del nuevo ecosistema de ser autosostenible (Huang et al. 2012). Una alternativa, en línea con las soluciones basadas en la naturaleza, es promover el crecimiento de plantas directamente en los residuos mineros (fitomanejo por fitoestabilización). Lo anterior ocurre de forma natural cuando la vegetación nativa coloniza de forma espontánea depósitos mineros abandonados y contribuye a crear islas de fertilidad (parches de vegetación) que promueven el desarrollo de sistemas suelo-planta funcionales (Peñalver-Alcalá et al. 2021). Se deben priorizar técnicas de restauración clásicas cuando los depósitos entrañen un riesgo inaceptable (por ejemplo, inestabilidad estructural, cercanía a poblaciones), pero, en otros casos, el fitomanejo puede ser una opción viable. Dado que la restauración tiene como objetivo reducir los riesgos y mejorar la calidad ambiental presente y futura, se debe considerar cómo responderán los depósitos mineros, tanto los restaurados de forma clásica como los abandonados colonizados espontáneamente por la vegetación, al calentamiento global en términos de funcionalidad y ecotoxicidad. El proyecto TAILING (*Response of mine tailing soils from La Unión-Sierra de Cartagena to climate change: an experimental approach under field and climate chamber conditions*, 21994/PI/22), de tres años de duración (01/23 – 12/25) y financiado por la Fundación Séneca de la Región de Murcia (89.000 €), tiene por objetivo evaluar la respuesta de suelos de depósitos de residuos mineros metalíferos al calentamiento (depósitos restaurados de forma convencional *versus* depósitos abandonados colonizados espontáneamente por la vegetación). TAILING se divide en dos fases: (1) trabajo a nivel de campo, en la que se simulan condiciones de calentamiento mediante la instalación de pequeñas *open-top chambers* (OTCs); (2) trabajo a nivel de cámaras climáticas, en la que se simulan diferentes escenarios climáticos mediante la alteración de los niveles de CO₂ atmosférico, temperatura del aire y humedad del suelo.

MATERIALES Y MÉTODOS

El proyecto TAILING se está realizando en el antiguo distrito minero de Cartagena-La Unión (Región de Murcia; 50 km²; clima Mediterráneo semiárido), cuya actividad cesó a principio de la década de 1990. En la actualidad existen 89 depósitos mineros, la mayoría sin restaurar, que almacenan unos 23 millones de m³ de residuos mineros que están expuestos, en mayor o menor medida, a procesos erosivos, afectando tanto a los ecosistemas circundantes como a las poblaciones más cercanas. En concreto, en base a trabajos previos, se han seleccionado dos depósitos mineros: un depósito restaurado técnicamente de forma convencional por cubrición y plantación (depósito restaurado, R); un depósito abandonado y colonizado espontáneamente por la vegetación (depósito colonizado, C).

Para la primera fase de trabajo (a nivel de campo), en cada uno de los depósitos mineros de estudio (R y C) se han establecido 5 parcelas en zonas de vegetación arbustiva con presencia de ejemplares de la especie *Helianthemum syriacum*. Dentro de cada parcela se han establecido dos zonas, una para el tratamiento *condiciones de calentamiento* (en la que se colocaron las OTCs, Figura 1) y otra anexa para el tratamiento *condiciones climáticas actuales*. El efecto invernadero creado por las OTCs permite aumentar la temperatura del aire y de la superficie del suelo, provocando mayor evapotranspiración y, por tanto, mayor sequedad del suelo y más estrés vegetal. Las OTCs se colocaron en el otoño de 2023 y se van a monitorizar durante un año y medio. Se van a analizar parámetros físicos, químicos y biológicos, incluyendo la microbiología, del suelo y los riesgos de ecotoxicidad (bioensayos con microorganismos e invertebrados edáficos y con plantas). En esta primera fase, los bioensayos de ecotoxicidad se van a realizar en las condiciones establecidas por las guías estandarizadas de la ISO y OECD.



Figura 1. OTCs hexagonales de 50 x 32 x 40 cm (base inferior x base superior x altura) y suspendidas ~3 cm del suelo colocadas en las parcelas de trabajo.

Para la segunda fase de trabajo (a nivel de cámaras climáticas), se han recogido muestras de suelo de las parcelas de vegetación arbustiva de cada uno de los depósitos de estudio (R y C) y se van a someter durante 4 meses (2 meses simulando condiciones de primavera + 2 meses simulando condiciones de verano) a diferentes escenarios climáticos en base a las previsiones del IPCC para 2100 (IPCC 2021). Se van a simular los siguientes escenarios: clima actual (450 ppm de CO₂, temperatura actual); cambio climático moderado (700 ppm de CO₂, 3 °C de aumento de temperatura); cambio climático fuerte (1000 ppm de CO₂, 5 °C de aumento de temperatura). Durante los meses de simulación de condiciones de primavera la humedad del suelo se mantendrá al 40% de la capacidad de retención hídrica del suelo y durante los meses de verano al 30%. Se van a analizar parámetros físicos, químicos, y biológicos, incluyendo la microbiología, del suelo y los riesgos de ecotoxicidad (bioensayos con microorganismos e invertebrados edáficos y con plantas). En esta segunda fase, los bioensayos de ecotoxicidad se van a realizar también según las guías estandarizadas de la ISO y OECD a excepción de las condiciones de temperatura y humedad, que serán las mismas que las que se hayan ensayado durante los 4 meses en las cámaras climáticas.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Hasta la fecha se ha completado la caracterización inicial de los suelos de ambos depósitos mineros de estudio (Tablas 1 y 2).

Tabla 1. Características generales de los suelos de estudio (media±desviación estándar, n=5). R (depósito minero restaurado). C (depósito minero colonizado). CE (conductividad eléctrica). COT (C orgánico total). NT (N total). COS (C orgánico soluble). NTS (N total soluble).

Parámetro	R	S
Textura	Franco arenosa	Arenosa franca
Densidad aparente (g cm ⁻³)	1,0 ± 0,1	1,3 ± 0,2
pH	7,8 ± 0,2	7,5 ± 0,2
CE (dS m ⁻¹)	0,9 ± 0,9	2,2 ± 0,2
CaCO ₃ (g kg ⁻¹)	14,8 ± 2,6	3,3 ± 1,0
COT (g kg ⁻¹)	13,8 ± 3,5	5,4 ± 1,2
NT (g kg ⁻¹)	1,1 ± 0,1	0,3 ± 0,1
COS (mg kg ⁻¹)	43,8 ± 15,3	25,0 ± 16,0
NTS (mg kg ⁻¹)	15,0 ± 8,6	7,7 ± 1,3
PT (mg kg ⁻¹)	265 ± 29	242 ± 40

Tabla 2. Concentración total (Me_{total}) y extraíble en agua (Me_{agua}) de metales y metaloides en los suelos de estudio (media±desviación estándar, n=5). R (depósito minero restaurado). C (depósito minero colonizado). n.d. (no detectado).

Parámetro	R	S	Parámetro	R	S
As _{total} (mg kg ⁻¹)	129 ± 62	279 ± 164	As _{agua} (µg kg ⁻¹)	11 ± 7	7 ± 4
Cd _{total} (mg kg ⁻¹)	17 ± 7	24 ± 6	Cd _{agua} (µg kg ⁻¹)	n.d.	n.d.
Cu _{total} (mg kg ⁻¹)	31 ± 12	57 ± 12	Cu _{agua} (µg kg ⁻¹)	26 ± 5	18 ± 6
Fe _{total} (g kg ⁻¹)	100 ± 9	133 ± 12	Fe _{agua} (µg kg ⁻¹)	832 ± 591	323 ± 205
Mn _{total} (mg kg ⁻¹)	6607 ± 1522	6331 ± 1134	Mn _{agua} (µg kg ⁻¹)	100 ± 74	90 ± 71
Pb _{total} (mg kg ⁻¹)	6439 ± 4082	7221 ± 2185	Pb _{agua} (µg kg ⁻¹)	99 ± 80	18 ± 11
Zn _{total} (mg kg ⁻¹)	4875 ± 1941	5793 ± 1028	Zn _{agua} (µg kg ⁻¹)	343 ± 217	344 ± 226

CONCLUSIONES

Hasta la fecha no se pueden extraer conclusiones en relación al efecto del calentamiento sobre los suelos, ya que se está comenzando con el trabajo de campo. Lo que sí se puede concluir, en base a los análisis de suelos realizados, es que las labores llevadas a cabo en el depósito técnicamente restaurado no fueron lo suficientemente efectivas como para reducir las concentraciones de metales y metaloides totales ni solubles en agua en relación a las que puede presentar un depósito que almacena residuos mineros similares, pero en el que no se realizó restauración alguna. Se necesita más tiempo para poder obtener conclusiones del proyecto TAILING.

Agradecimientos: Proyecto financiado por la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia a través de la convocatoria de Ayudas a proyectos para el desarrollo de investigación científica y técnica por grupos competitivos, incluida en el Programa Regional de Fomento de la Investigación Científica y Técnica (Plan de Actuación 2022) de la Fundación Séneca-Agencia de Ciencia y Tecnología de la Región de Murcia.

REFERENCIAS

Huang L, Baumgartl T, Mulligan D. 2012. Is rhizosphere remediation sufficient for sustainable revegetation of mine tailings? *Annals of Botany* 110(2): 223-238.

IPCC. 2021. *Climate Change 2021: The Physical Science Basis*. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Masson-Delmotte V, Zhai P, Pirani A, Connors SL, Péan C, Berger S, Caud N, Chen Y, Goldfarb L, Gomis MI, Huang M, Leitzell K, Lonnoy E, Matthews JBR, Maycock TK, Waterfield T, Yelekçi O, Yu R, Zhou B (eds.)]. United Kingdom and New York, NY, USA: Cambridge University Press.

Peñalver-Alcalá A, Álvarez-Rogel J, Peixoto S, Silva I, Silva ARR, González-Alcaraz MN. 2021. The relationships between functional and physicochemical soil parameters in metal(loid) mine tailings from Mediterranean semiarid areas support the value of spontaneous vegetation colonization for phytomanagement. *Ecological Engineering* 168: 106293.

ENMIENDAS ORGÁNICAS COMO AGENTE INMOBILIZADOR DE FUNGICIDAS EN SUELOS DE VIÑEDO

Asier Barrio¹, M. Soledad Andrades², Emilia Díaz Losada³, M. Dolores Loureiro³, M. Sonia Rodríguez-Cruz^{1,*}, Jesús M. Marín-Benito¹

¹ Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Salamanca (IRNASA-CSIC), Cordel de Merinas 40-52, 37008 Salamanca (España).

² Departamento de Agricultura y Alimentación, Universidad de La Rioja, Madre de Dios 51, 26006 Logroño (España).

³ Axencia Galega de Calidade Alimentaria (AGACAL), Estación de Viticultura e Enoloxía de Galicia (EVEGA), Ponte San Clodio s/n 32428 Leiro, Ourense (España).

*msonia.rodriquez@irnasa.csic.es

RESUMEN

El objetivo de este trabajo fue estudiar la adsorción-desorción de dos fungicidas ampliamente utilizados en viticultura en Galicia, fluopiram y tetraconazol, en dos suelos de viñedo naturales (S1- franco arenoso y S2- franco) y enmendados individualmente al 1,5% (p/p) con sustrato postcultivo de champiñón (SMS), compost vegetal (GC) y serrín de poda de vid (PV). Los estudios de adsorción-desorción se llevaron a cabo mediante la técnica de "batch" en equilibrio y las concentraciones de equilibrio de ambos fungicidas se determinaron por HPLC/MS. Se obtuvieron isotermas de adsorción-desorción que se ajustaron a la ecuación de Freundlich para obtener las constantes de adsorción (K_f) y de desorción (K_{fd} , H). Los valores de K_f por los suelos naturales y enmendados fueron entre 4,4 y 11,3 veces mayores para el fungicida más hidrofóbico, tetraconazol (24,1-39,1), que para fluopiram (2,81-5,46). La aplicación de los residuos orgánicos a los suelos, especialmente GC, incrementó los valores de K_f de fluopiram hasta 1,8 veces con respecto a los suelos naturales debido al mayor contenido en carbono orgánico (CO) de los suelos enmendados. Sin embargo, este efecto no se observó para el tetraconazol. Los valores de K_{fd} mostraron una tendencia similar a la observada para los valores de K_f y los valores de H fueron en general mayores para los suelos enmendados. Los resultados pusieron de manifiesto que la enmienda aumentó hasta un 5% (tetraconazol) y 7% (fluopiram) el porcentaje neto de fungicida que permaneció retenido en los suelos enmendados respecto a los suelos naturales.

Palabras clave: Adsorción-desorción, fungicida, conservación, suelo de viñedo, enmienda orgánica

INTRODUCCIÓN

La aplicación de fungicidas en viticultura con el fin de asegurar la producción de uva de vinificación representa el 90% de los pesticidas aplicados en regiones de viñedo y origina la presencia cada vez más frecuente de residuos de estos compuestos en suelos y aguas (Manjarrés-López et al. 2021). La aplicación de residuos orgánicos al suelo es una estrategia sostenible que contribuye a mantener la salud del suelo en agroecosistemas como el viñedo, controlando la degradación por contaminación de pesticidas, y limita la entrada de estos compuestos en las aguas subterráneas (Carpio et al. 2023, Marín-Benito et al. 2016).

El objetivo de este trabajo fue estudiar la adsorción-desorción de dos fungicidas, fluopiram y tetraconazol, ampliamente utilizados en viticultura en Galicia, en dos suelos de viñedo naturales (S1- franco arenoso y S2- franco) y enmendados individualmente con sustrato postcultivo de champiñón (SMS), compost vegetal (GC) y serrín de poda de vid (PV).

MATERIALES Y MÉTODOS

Fungicidas, residuos orgánicos y suelos. Los estándares analíticos PESTANAL™ de los fungicidas (98,4% pureza) fueron suministrados por Merck Life Science S.L.U. (Madrid). Las solubilidades en agua y los coeficientes de partición octanol-agua ($\log K_{ow}$) son 16,0 y 156,6 mg L^{-1} , y 3,3 y 3,6, para fluopiram y tetraconazol, respectivamente.

Los residuos orgánicos utilizados como enmiendas del suelo fueron SMS, GC y PV suministrados por Sustratos de La Rioja S.L., Viveros El Arca S.L. y EVEGA, respectivamente. Las características de estos residuos se incluyen en la Tabla 1.

Los suelos S1 (11,0% arcilla, 35,3% limo, 53,7% arena) y S2 (14,1% arcilla, 49,1% limo, 36,8% arena) proceden de viñedos de la D.O. Ribeiro en Galicia. Los suelos se enmendaron con los residuos orgánicos a una dosis del 1,5% (p/p). Sus características se incluyen en la Tabla 1.

Tabla 1. Características químicas de los residuos orgánicos y de los suelos.

Muestra	pH	CO (%)	N (%)	C/N
SMS	7,67	21,9	1,81	12,1
GC	7,15	19,3	1,88	10,2
PV	5,55	45,9	0,68	67,3
S1	5,53	0,88	0,06	14,3
S1+SMS	5,67	1,27	0,09	14,7
S1+GC	5,60	1,31	0,10	13,0
S1+PV	5,32	1,75	0,08	21,0
S2	5,84	1,21	0,08	14,3
S2+SMS	5,76	1,49	0,10	14,6
S2+GC	5,79	1,41	0,10	13,6
S2+P	5,61	2,02	0,10	19,8

Isotermas de adsorción-desorción. La adsorción de los fungicidas por los suelos sin enmendar y enmendados se llevó a cabo mediante la técnica de “batch” en el equilibrio. Las isotermas de adsorción del herbicida por los suelos se obtuvieron tratando 5 g de suelo con 10 mL de soluciones acuosas del fungicida en un rango de concentraciones iniciales 1-12 $\mu\text{g mL}^{-1}$ (fluopiram) y 1-20 (tetraconazol) por duplicado para cada concentración. Las suspensiones se mantuvieron en agitación intermitente durante 24 h a 20 °C en cámara termostatazada. Posteriormente se centrifugaron a 3000 rpm durante 30 minutos. Las isotermas de desorción se obtuvieron reemplazando 5 mL de la solución de equilibrio por 5 mL de agua destilada, después de la adsorción para la solución de $C_i = 12$ ó $20 \mu\text{g mL}^{-1}$, realizando 4 ciclos de desorción (4 días consecutivos). Estas isotermas se ajustaron a la ecuación de Freundlich y se obtuvieron los parámetros de adsorción K_f , y desorción K_{fd} y H.

Determinación cuantitativa de los fungicidas. En los ensayos de adsorción-desorción las concentraciones de los fungicidas en equilibrio en solución acuosa se cuantificaron mediante HPLC acoplado a un detector de masas (HPLC-MS) (Waters Assoc., Milford, USA) monitorizando el ion molecular positivo $[m/z]$ 397,07 (fluopiram) y 372,06 (tetraconazol).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En general, las isotermas de adsorción de fluopiram y tetraconazol por todos los suelos sin enmendar y enmendados fueron no lineales de tipo L, con valores de $n_f < 1$. En la Tabla 2 se incluyen los parámetros de adsorción (K_f , porcentaje adsorbido-%Ads) y desorción (K_{fd} , H y porcentaje desorbido-%Des) de fluopiram y tetraconazol en los suelos naturales, S1 y S2, y enmendados con SMS, GC o PV.

Tabla 2. Parámetros de adsorción-desorción de los fungicidas en los dos suelos de viñedo sin enmendar y enmendados con los diferentes residuos orgánicos.

Suelos	Fluopiram					Tetraconazol				
	K_f	%Ads	K_{fd}	H	%Des	K_f	%Ads	K_{fd}	H	%Des
S1	2,81	60,7	6,89	1,99	43,0	31,7	93,9	37,1	8,99	6,15
S1+SMS	4,48	66,4	7,03	1,72	43,2	27,9	92,9	35,2	5,99	8,97
S1+GC	5,12	64,8	8,83	1,99	35,8	34,8	94,6	37,4	9,11	6,48
S1+PV	3,63	62,4	7,39	1,83	40,1	27,7	93,0	37,0	21,2	3,73
S2	4,23	63,8	9,97	2,80	30,9	29,4	92,2	35,2	9,30	7,89
S2+SMS	4,58	66,3	10,1	2,72	31,9	24,1	92,3	35,9	12,3	6,52
S2+GC	5,46	66,4	10,5	2,76	27,9	24,2	91,7	35,4	20,3	6,20
S2+PV	4,31	68,8	10,0	2,63	33,8	39,1	94,6	37,4	16,9	5,10

Los valores de K_f de adsorción por los suelos naturales y enmendados fueron entre 4,4 y 1,3 veces mayores para el fungicida más hidrofóbico, tetraconazol (rango $K_f = 24,1-39,1$), que para fluopiram (rango $K_f = 2,81-5,46$). La constante de adsorción K_f obtenida para la adsorción de fluopiram por el S2 fue mayor que por el S1 debido al mayor contenido en CO del suelo franco. Estos valores están en el orden de los valores de K_f de fluopiram ($K_f = 2,94-6,83$) y de tetraconazol ($K_f = 8,53-548,9$) para suelos sin enmendar (PPDB 2024).

La aplicación de los tres residuos orgánicos a los suelos, especialmente GC, incrementó los valores de K_f de fluopiram hasta 1,8 veces con respecto a los suelos naturales debido al mayor contenido en CO de los suelos enmendados. Las constantes de adsorción de Freundlich K_f de fluopiram por los suelos naturales y enmendados aumentaron en el orden: S1 < S1+PV < S2 < S2+PV < S1+SMS < S2+SMS < S1+GC < S2+GC. Para tetraconazol, los valores de K_f solamente se incrementaron en el S1+GC (1,1 veces) y el S2+PV (1,3 veces) y en el resto de los suelos enmendados los porcentajes de adsorción fueron ligeramente inferiores a los de los suelos naturales. En trabajos previos se ha observado un aumento en la capacidad de adsorción de fluopiram y otros fungicidas en suelos enmendados con diferentes residuos orgánicos (Marín-Benito et al. 2016, Herrero-Hernández et al. 2023).

Los valores de K_{fd} de desorción de ambos fungicidas mostraron una tendencia similar a la observada para los valores de K_f . Para fluopiram, los valores de las constantes de desorción de Freundlich K_{fd} fueron mayores para el S2 sin enmendar y enmendado, indicando que la desorción fue menor en este suelo que la del S1. Para tetraconazol, los valores de K_{fd} fueron mayores en el S1+PV y S2 enmendado con los tres residuos, indicando que en estos suelos la desorción fue menor que en los respectivos suelos sin enmendar. Los valores de H fueron > 1, lo que indica que los valores de K_{fd} fueron mayores que los valores de K_f y que el proceso de desorción no fue totalmente reversible. Los valores de H fueron, en general, mayores para los suelos enmendados.

Los resultados pusieron de manifiesto que la enmienda aumentó el porcentaje neto de fungicida que permaneció retenido en los suelos enmendados respecto a los suelos naturales hasta un 7% en el S1+GC para fluopiram y un 5% en el S2+PV para tetraconazol. La influencia de los residuos orgánicos para disminuir la desorción de los fungicidas desde suelos enmendados ha sido observada en estudios previos (Marín-Benito et al. 2016).

CONCLUSIONES

En general, la cantidad de fungicida que permanece adsorbida después del proceso de desorción en los suelos de viñedo enmendados con los tres residuos orgánicos respecto a los suelos naturales aumentó tanto para fluopiram como para tetraconazol. Las características fisicoquímicas de los suelos aparte del contenido en CO (pH, tipo de suelo, minerales de la arcilla, etc.) podrían tener un papel importante en la adsorción de estos fungicidas como se

ha observado para otros compuestos. Los positivos resultados de este trabajo refuerzan las ventajas que presenta la aplicación de residuos orgánicos a los suelos de viñedo que contribuye a la mitigación del cambio climático, mediante el aumento del secuestro de carbono, a la transición hacia una economía circular, mediante la valorización de residuos orgánicos, y a la protección y recuperación de la biodiversidad de los ecosistemas, manteniendo la salud de los suelos en ecosistemas tales como el viñedo.

Agradecimientos: Este trabajo ha sido financiado por MCIN/AEI/10.13039/501100011033/ y por la Unión Europea NextGenerationEU/ PRTR (Proyecto TED2021-129962B-C41). Agradecemos al Proyecto CLU-2019-05 – Unidad de Excelencia IRNASA-CSIC, financiado por la Junta de Castilla y León y cofinanciado por la UE-FEDER.

REFERENCIAS

Carpio MJ, Andrades MS, Herrero-Hernández E, Marín-Benito JM, Sánchez-Martín MJ, Rodríguez-Cruz MS. 2023. Changes in vineyard soil parameters after repeated application of organic-inorganic amendments based on spent mushroom substrate. *Environmental Research* 221: 115339.

Herrero-Hernández E, Andrades MS, Sánchez-Martín MJ, Marín-Benito JM, Rodríguez-Cruz MS. 2023. Effect of applying an organic amendment on the persistence of tebuconazole and fluopyram in vineyard soils. *Agronomy* 13: 1270.

Manjarres-López DP, Andrades MS, Sánchez-González S, Rodríguez-Cruz MS, Sánchez-Martín MJ, Herrero-Hernández E. 2021. Assessment of pesticide residues in waters and soils of a vineyard region and its temporal evolution. *Environmental Pollution* 284: 116473.

Marín-Benito JM, Sánchez-Martín MJ, Rodríguez-Cruz MS. 2016. Impact of spent mushroom substrates on the fate of pesticides in soil, and their use for preventing and/or controlling soil and water contamination: A review. *Toxics* (4): 17.

PPDB, Pesticide Properties Data Base. 2024. University of Hertfordshire. Available at: <http://sitem.herts.ac.uk/aeru/ppdb/en/index.htm>. [consulta: 10 abril 2024].

ECONOMÍA CIRCULAR PARA LA ESTABILIZACIÓN Y FITORREMEDIACIÓN DE UN SUELO CONTAMINADO EN UN ÁREA INDUSTRIAL ABANDONADA

Ana M. Díaz^{1*}, Lucía Benavente¹, Rubén Alba¹, Eduardo Rodríguez-Valdés¹, Rubén Forján¹, Teresa A. Centeno², Álvaro Amado-Fierro², Laura Megido Fernández³, José Manuel González La Fuente³, José Luis R. Gallego¹

¹Grupo de investigación BIOGEOAMB e INDUROT (Instituto de Recursos Naturales y Ordenación del Territorio), Universidad de Oviedo, Campus de Mieres, 33600 – Mieres (Asturias)

² Instituto de Ciencia y Tecnología del Carbono, INCAR-CSIC, C/ Francisco Pintado Fe, 26, 33011 Oviedo (Asturias)

³ COGERSA SAU, Carretera de Cogersa 1125, 33697 Gijón (Asturias)

*diazdana@uniovi.es – Edificio de Inv., 7º. INDUROT, U. de Oviedo, Campus Mieres, 33600 – Mieres (Asturias)

RESUMEN

El cese de actividades mineras e industriales implica la aparición de extensas áreas con suelos contaminados lo que limita su uso y genera baldíos industriales. La excavación y traslado de estos suelos a vertedero implica costes elevados y debe evitarse, por lo que es crucial desarrollar tecnologías sostenibles para la recuperación del terreno. En este sentido, la estabilización del suelo mediante enmiendas inorgánicas y orgánicas busca mejorar propiedades físicas y químicas, con especial atención en la inmovilización de metales y metaloides para promover el crecimiento de la vegetación. Asimismo, el uso de enmiendas provenientes de residuos promueve la economía circular. En este estudio, se seleccionó un terreno industrial con contaminación polimetálica y de arsénico, sobre el cual se probaron combinaciones de residuos orgánicos (compost, hidrochar y biochar) e inorgánicos (tres subproductos de tipo alcalino), todos ellos obtenidos de actividades cercanas al emplazamiento. Se sembraron dos especies de herbáceas en las celdas piloto, y durante ocho meses se hizo seguimiento de suelos y plantas. Se observó que en varios casos se logró la inmovilización del arsénico del suelo, así como de cadmio y zinc. Además, se obtuvo un crecimiento vegetal aceptable, con comportamientos fitoextractores o fitoestabilizadores dependiendo de las enmiendas aplicadas. La respuesta a las distintas enmiendas orgánicas también se clasificó según su capacidad para aportar carbono lábil (favoreciendo el crecimiento vegetal) o recalcitrante (con potencial generación de sumideros de carbono). En general, la combinación que demostró ser más equilibrada fue la de compost con un residuo alcalino proveniente de la producción de fertilizantes.

PALABRAS CLAVE: Estabilización de suelos; economía circular; arsénico; metales pesados; carbono orgánico.

INTRODUCCIÓN

La clausura de actividades industriales en áreas urbanas y periurbanas ha dejado numerosas zonas abandonadas, muchas de ellas contaminadas con sustancias potencialmente tóxicas, que necesitan ser rehabilitadas. Dos tecnologías de bajo coste ampliamente empleadas para esta tarea son la utilización de enmiendas para estabilizar el suelo y la fitorremediación (Clemente et al. 2005). En este contexto la combinación de enmiendas inorgánicas, cuyo fin principal es la inmovilización de contaminantes, y orgánicas, destinadas al crecimiento vegetal, favorece la mejora del suelo; además esta estrategia puede combinarse con técnicas de fitorremediación. Así, el trabajo que nos ocupa muestra un ensayo realizado en condiciones in situ en el que enmiendas de ambos tipos se han probado en un suelo con contaminación multicomponente. El matiz distintivo de este trabajo frente a otros similares es la procedencia

de las enmiendas; todas ellas tanto orgánicas como inorgánicas, se han obtenido en el entorno geográfico e industrial con el objetivo de proponer una estrategia de economía circular para la recuperación de este terreno.

MATERIALES Y MÉTODOS

El suelo contaminado utilizado en el ensayo pertenece a una antigua fábrica de fertilizantes en Langreo (Asturias), clausurada en 1997 (Gallego et al. 2016). En el ensayo se utilizaron tres tipos de enmiendas orgánicas (biochar, compost e hidrochar) y tres tipos de enmiendas inorgánicas (magnesita, calprin y zeolitas). El biochar (B) es un carbón vegetal producido a partir de la pirólisis de plantas y residuos orgánicos. El compost (C) es un fertilizante común utilizado principalmente en agricultura producido a partir de residuos vegetales. El hidrochar (H) es un material carbonoso obtenido a partir de la carbonización hidrotermal de biomasa húmeda. Su proceso de fabricación posee una huella de carbono muy inferior a la del biochar. La magnesita (M) es un residuo con un alto contenido en óxido de magnesio que proviene de la explotación de una roca industrial. El producto denominado calprin (Ca) es un residuo que proviene de una antigua fábrica de fertilizantes, homónima, situada próxima a la zona de estudio y posee un alto contenido en hidróxido y óxido de calcio. Las zeolitas (Z) son un material generado en una industria metalúrgica. No tienen un fin comercial por lo que se consideran un residuo, sin embargo, tienen un amplio bagaje en su uso como adsorbentes. La característica principal de estas enmiendas inorgánicas es su pH alcalino que ayudará en la inmovilización de los metal(oid)es que contaminan el suelo objeto de estudio.

El ensayo consistió en la construcción *in situ* de 16 celdas de 1 m³ de volumen de suelo, cada una de ellas con un tratamiento diferente. En la Figura 1 se muestra la colocación de los diferentes tratamientos y el porcentaje de enmienda utilizado en cada uno de ellos, siendo el resto suelo contaminado. Además, tras dos meses de estabilización de la mezcla de suelo y enmiendas se sembraron dos tipos de especies vegetales: *Lolium perenne* L. y *Brassica Juncea* L.

SHZ 2.5 % H + 5 % Z	SHCa 2.5 % H + 5 % Ca	SHM 2.5 % H + 5 % M	SCZ 5 % C + 5 % Z	SCCa 5 % C + 5 % Ca	SCM 5 % C + 5 % M	SBZ 2.5 % B + 5 % Z	SBCa 2.5 % B + 5 % Ca
SBM 2.5 % B + 5 % M	SZ 5 % Z	SCa 5 % Ca	SM 5 % M	SH 2.5 % H	SC 5 % C	SB 2.5 % B	S 100 % S

Figura 1.- Proporciones de las enmiendas aplicadas y colocación de las diferentes celdas en el ensayo.

Para el monitoreo de los cambios químicos producidos por la adición de las diferentes enmiendas se realizó un muestreo de toda la vegetación de cada celda tres meses después de la siembra (T90). Además, se realizaron extracciones TCLP para comprobar la disponibilidad de los metal(oid)es de interés, y el extracto se analizó posteriormente mediante un equipo de espectrometría de emisión óptica de plasma acoplado inductivamente (ICP-OES).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la Figura 2 se aprecia cómo la adición de las enmiendas orgánicas incrementó la biomasa generada respecto al control. Sin embargo, las enmiendas inorgánicas por separado, así como en su mezcla con las orgánicas no favorecieron el crecimiento de la vegetación respecto al control. Entre los tratamientos con mezcla de enmiendas, destaca aquel con compost y calprin (SCCa) en el que *Brassica Juncea* L. consiguió un mayor crecimiento. En la Figura 3 se muestran imágenes aéreas tomadas en diversos tiempos después de la siembra.

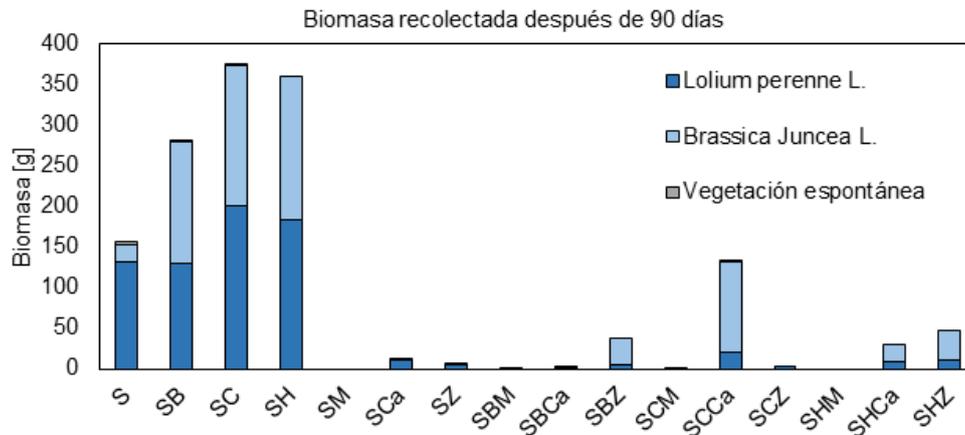


Figura 2.- Biomasa [g] recolectada en cada uno de los tratamientos después de 90 días de la siembra.

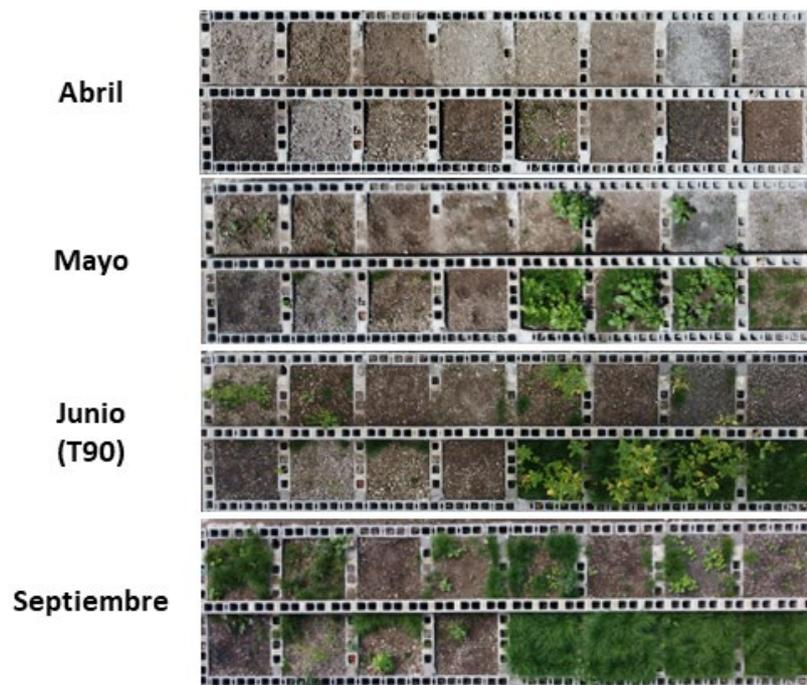


Figura 3.- Imágenes aéreas de las celdas del ensayo, 1, 2, 3 y 5 meses después de la siembra durante 2023.

El suelo contaminado contiene elevadas concentraciones totales de As, Cd, Cu y Zn de los cuales en la Figura 4 se muestran las concentraciones disponibles el día de siembra y después de tres meses. Como comportamiento general se observa que el uso de enmiendas orgánicas en solitario no ha modificado la disponibilidad de los metal(oid)es ya que solo en el caso del hidrochar se consigue inmovilizar el As (aunque aumenta la movilidad del Cu), y en el caso del compost se reduce la movilidad del Cd y, en menor medida, del Zn. Frente a lo anterior, todas las enmiendas inorgánicas en solitario reducen la movilidad del As, Cd y Zn respecto al control y también respecto a la concentración disponible del suelo inicial. En cuanto a las combinaciones de enmiendas tanto orgánicas como inorgánicas los resultados son, en general, buenos con la excepción del caso del Cu.

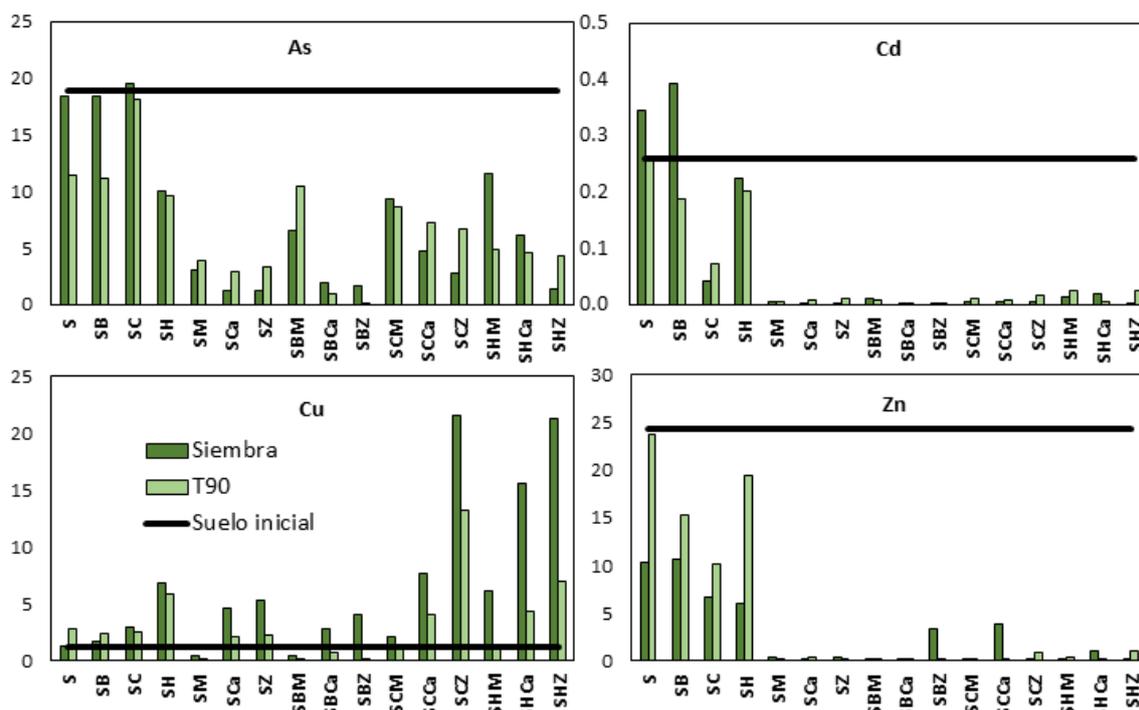


Figura 4.- Concentración [mg/kg] de As, Cd, Cu y Zn disponibles en el día de la siembra, después de tres meses (se indica también el nivel inicial en cada gráfico).

CONCLUSIONES

El hidrochar fue la enmienda orgánica que consiguió en términos generales unos mejores resultados. Consigue una reducción significativa de la movilidad del As, elemento de mayor interés, generando al mismo tiempo casi tanta biomasa como el compost y duplicando los valores obtenidos en el control. Sin embargo, esta enmienda resulta menos eficaz en la inmovilización del resto de metales estudiados en el ensayo. En cuanto a la inmovilización de los metal(oid)es estudiados en el ensayo, el uso exclusivo de enmiendas inorgánicas es sumamente efectivo, sin embargo, la biomasa generada en estos tratamientos es escasa. En la actualidad, el estudio continúa con la evaluación de las concentraciones de los contaminantes incorporadas a las plantas y con el examen de la evolución de las fracciones de carbono orgánico -lábil y recalcitrante- en cada caso.

Agradecimientos: Ana M. Díaz agradece al Gobierno Regional de Asturias, del cual obtiene la Ayuda predoctoral Severo Ochoa para desarrollar su tesis doctoral (Ref. BP20-192). Este trabajo ha sido parcialmente financiado por el programa de Misiones Científicas (Agroalimentación 0 emisiones) del Principado de Asturias.

REFERENCIAS

- Clemente R, Walker DJ, Bernal MP. 2005. Uptake of heavy metals and As by *Brassica juncea* grown in a contaminated soil in Aznalcóllar (Spain): The effect of soil amendments. *Environmental Pollution* 138(1): 46–58.
- Gallego JR, Rodríguez-Valdés E, Esquinas N, Fernández-Braña A, Afif E. 2016. Insights into a 20-ha multi-contaminated brownfield megasite: An environmental forensics approach. *Science of the Total Environment* 563-564: 683–692.

ÁREA 2. SUELOS AGRÍCOLAS



EXPERIMENTOS DE MANIPULACIÓN PARA ANTICIPAR LOS IMPACTOS DEL CAMBIO CLIMÁTICO EN ECOSISTEMAS AGRÍCOLAS

E. Madejón

Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Sevilla, Av. Reina Mercedes 10 41012
Sevilla

emadejon@irnase.csic.es

RESUMEN

Actualmente, alrededor del 45% de la superficie terrestre está potencialmente expuesta a situaciones de estrés hídrico. Este porcentaje podría verse incrementado debido a las actuales predicciones de cambio climático, que incluyen cambios en los patrones de precipitación y un aumento de la aridez en regiones como la cuenca mediterránea, una de las zonas para las que con mayor vulnerabilidad al cambio climático. Se espera que las precipitaciones anuales medias en esta región disminuyan entre un 10% y 40%, dependiendo del aumento global de las temperaturas. En este sentido, todas las simulaciones climáticas basadas en diferentes escenarios de emisiones de gases invernadero pronostican un calentamiento de la temperatura del aire para finales de este siglo (IPCC 2021). Todos estos eventos de cambio climático pueden causar alteraciones significativas en los ecosistemas terrestres tanto a corto como a largo plazo. A menudo se llama "legados de sequía" a los impactos en la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas que ocurren después de una sequía más o menos acusada. Aunque los efectos inmediatos de la sequía sobre los ecosistemas han sido relativamente bien estudiados, nuestras investigaciones acerca de los legados de la sequía están comenzando a debatirse (Morales-Salmerón et al. 2024). Estos legados pueden afectar todos los aspectos de la estructura y funcionamiento de los ecosistemas, incluyendo cambios en la biodiversidad vegetal y cambios en las propiedades del suelo.

En el marco de estas investigaciones la comunidad científica está profundizando en diferentes aproximaciones metodológicas, incidiendo en estudios manipulativos en condiciones de campo que permitan estudiar la respuesta de los sistemas agrícolas y forestales en su conjunto y para tener una cierta capacidad de anticipación a estos efectos a largo plazo y a sus "legados de sequía". Estas aproximaciones pueden llevarse a cabo con sistemas de diferente complejidad, siendo la instalación de casetas de exclusión de lluvia y los dispositivos de calentamiento pasivo OTC (*open top chamber* en inglés) los sistemas de más fácil implantación para discernir procesos que son difícilmente abordables en condiciones de campo. El consorcio de infraestructuras de investigación europeas (Active European Research Infrastructure Consortia, ERIC) AnaEE (Analysis and Experimentation on Ecosystems) se ocupa de estudios de la respuesta de los ecosistemas a factores de cambio global, con particular énfasis en los impactos del cambio climático. El consorcio maneja infraestructuras experimentales distribuidas por toda Europa de modificación de factores ambientales. España cuenta con numerosas infraestructuras para estudiar el impacto del cambio climático en ecosistemas terrestres al aire libre, distribuidas por todo su territorio. Integrar estas infraestructuras en AnaEE tendría un valor estratégico científico significativo. Esta integración permitiría ampliar considerablemente los gradientes geográficos y climáticos cubiertos por AnaEE, incluyendo infraestructuras hasta la frontera con África. Considerando que España es el país europeo más vulnerable al cambio climático, sus infraestructuras tienen el valor único de proporcionar datos que reflejan la respuesta de los sistemas sometidos a las condiciones climáticas más extremas. Esta información es crucial para completar estudios integrativos a escala europea, actualmente dominados por ecosistemas del centro y norte de

Europa. Por todo ello un numeroso grupo de investigadores nos hemos asociado en un para potenciar esta iniciativa financiados por dos proyectos: Construyendo la Red AnaEE-España: Parcelas de experimentación para comprender los efectos del cambio climático sobre ecosistemas terrestres (AnaEE-Sp), apoyado por la Fundación Biodiversidad del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, y liderado por el Instituto de Ciencias Forestales (ICIFOR) del INIA-CSIC e INFRA23003-Consolidación de la red española de experimentación de impactos del cambio climático sobre ecosistemas terrestres para su integración en AnaEE-ERIC, financiado por el CSIC.

La experimentación contando con estas infraestructuras nos pueden ayudar a evaluar la eficiencia de las estrategias de manejo del suelo para intentar paliar los efectos del cambio climático. La adopción de prácticas de manejo del suelo y de los cultivos que conserven o mejoren la estructura del suelo es fundamental para apoyar la adaptación sostenible de la agricultura al cambio climático, ya que debería ayudar a mantener la producción agrícola frente las sequías o al aumento de las temperaturas. La agricultura, y la de secano en particular, será especialmente vulnerable al cambio climático, dada su dependencia directa con las condiciones climáticas. El valor de las tierras de secano podría verse reducido entre un 40% y un 80% debido a las predicciones de cambio climático lo que podría potenciar el actual problema de abandono de las zonas rurales, además de intensificar la competencia por el agua entre la agricultura y otros sectores económicos. Se espera que el cambio climático aumente la frecuencia y la gravedad de las sequías. Los trabajos existentes demuestran que las enmiendas orgánicas y la adopción de prácticas que mantienen una "cubierta viva continua" resultan en beneficios significativos para la función de regulación hídrica de los suelos, principalmente derivados de los aportes adicionales de carbono exógeno al suelo y la estimulación de procesos biológicos sin perjudicar la calidad ambiental. Estos efectos están claramente relacionados con la mejora de la agregación del suelo y el aumento de la bioporosidad, que reducen la escorrentía superficial y aumentan la infiltración. Algunas sinergias importantes son la reducción de la lixiviación de nitratos a las aguas subterráneas y las emisiones de gases de efecto. Sin embargo, los beneficios de reducir el laboreo en la lucha contra el cambio climático son a veces contradictorios. Se ha demostrado que la actividad biológica aumenta con el laboreo de conservación (laboreo reducido y no laboreo), lo que mejora la estructura del suelo, la capacidad de infiltración, y se reduce la escorrentía superficial y las pérdidas de nutrientes y contaminantes en las aguas superficiales (Blanchy et al. 2023). Sin embargo, la evidencia de estos efectos beneficiosos no es concluyente. Los claros efectos positivos en las propiedades del suelo van acompañados, en algunas ocasiones, de penalizaciones en el rendimiento de cosecha provocados por el aumento de la vegetación arvense por lo que es necesario el uso de cantidades superiores de fitosanitarios (Madejón et al. 2023). En cuanto a los aumentos de temperatura en el suelo algunas investigaciones usando OTCs han demostrado que estos aumentos de 2°C traen como consecuencia inestabilidad de las fracciones de materia orgánica particulada y de aquella asociada a los minerales y que la adición de materia orgánica externa paliaba esos efectos negativos (Giannetta et al. 2023). Los efectos del aumento de las temperaturas sobre las comunidades microbianas del suelo son también en ocasiones contradictorios y dependen en gran medida de las condiciones edafoclimáticas de cada zona.

Los experimentos manipulativos son herramientas muy útiles para explorar los efectos del cambio climático a medio y largo plazo en condiciones de campo y encontrar soluciones viables para paliar estos efectos.

PALABRAS CLAVE: Actividad microbiana, Casetas de exclusión, dispositivos de calentamiento, legados de sequía, Materia orgánica.

Agradecimientos: : Construyendo la Red AnaEE-España: Parcelas de experimentación para comprender los efectos del cambio climático sobre ecosistemas terrestres (AnaEE-Sp), apoyado por la Fundación Biodiversidad del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico e INFRA23003-Consolidación de la red española de experimentación de impactos del cambio climático sobre ecosistemas terrestres para su integración en AnaEE-ERIC, financiado por el CSIC. Residuos orgánicos para afrontar la sequía en sistemas agrícolas mediterráneos: efectos y evolución en el suelo de aportes de C orgánico exógeno. WASTE4DROUGHT. Proyectos de Generación de Conocimiento 2021. Ministerio de Ciencia e Innovación.

REFERENCIAS

Blanchy G, Bragato G, Di Bene C, Jarvis N, Larsbo M, Meurer K, Garré S. 2023. Soil and crop management practices and the water regulation functions of soils: a qualitative synthesis of meta-analyses relevant to European agriculture, *SOIL* 9: 1–20

Giannetta B, Plaza C, Cassetta M, Mariotto G, Benavente-Ferraces I, García-Gil JC, Panettieri M, Zaccone, C. The effects of biochar on soil organic matter pools are not influenced by climate change *Journal of Environmental Management* 3411: 118092

IPCC (International Panel of Climate Change), 2021. IPCC, 2021: Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.

Madejon P, Fernandez-Boy E, Morales-Salmeron L, Madejon E, Dominguez MT. 2023. Could conservation tillage increase the resistance to drought in Mediterranean faba bean crops? *Agriculture, Ecosystems and Environment* 349: 108449.

Morales-Salmerón L, Fernández-Boy E, Madejón E, Domínguez M.T. 2024. Soil legacy and organic amendment role in promoting the resistance of contaminated soils to drought. *Applied Soil Ecology* 195: 105226.

Müller L, Bahn M. 2022. Drought legacies and ecosystem responses to subsequent drought *Review Glob Chang Biol.* 28(17): 5086-5103.

RECUPERACIÓN DE SUELOS EN INVERNADERO MEDIANTE INTENSIFICACIÓN ECOLÓGICA (IE)

Rafael Hernández Maqueda*, Fernando Del Moral

Departamento de Agronomía, Área de Edafología y Química Agrícola, Universidad de Almería, carretera Sacramento, s/n 04120 La Cañada de San Urbano, Almería, Spain. Campus of International Agri-Food Excellence ceiA3.

*rafahm@ual.es

RESUMEN

Las prácticas intensivas de manejo en invernadero, caracterizadas por el uso de agroquímicos y la ausencia de insumos orgánicos, dan lugar a altas tasas de producción, aunque conducen a una pérdida de la calidad del suelo y a un impacto ambiental significativo debido a la lixiviación de nitratos y emisiones elevadas de óxido nitroso. Para reducir estos problemas, en este trabajo analizamos el uso de prácticas restauradoras, basadas en supuestos de intensificación ecológica (IE) como alternativa de fertilización. Para ello, se evaluó un paquete de manejo basado en la incorporación de restos de cultivos hortícolas y enmiendas orgánicas, y mínimo uso de fertilizantes inorgánicos (IE), en comparación a un paquete de manejo convencional como control (C), y se midieron los efectos de su aplicación tras 6 años sobre (i) indicadores físicos y químicos relacionados con la calidad del suelo en invernadero, (ii) abundancia y expresión de genes relacionados con el proceso de desnitrificación. La aplicación del paquete IE reduce la compactación del suelo y mejora la infiltración por el aumento de la macroporosidad y estabilidad de agregados, sin embargo, aumenta el riesgo de salinización. A su vez, aumenta la abundancia y expresión de los genes claves asociados al proceso de desnitrificación (*nirk*, *nirS*, y *nosZ*). En conjunto, estos resultados muestran una disminución del riesgo de contaminación ambiental por lixiviación al disminuir los nitratos drenados, y una dinámica compleja de los genes asociados al proceso de desnitrificación que tendrá que ser analizada en profundidad para evitar posibles emisiones de óxido nitroso.

PALABRAS CLAVE:

Desnitrificación, óxido nitroso, *nirk*, *nirS*, *nosZ*

INTRODUCCIÓN

La provincia de Almería, ubicada en el sureste de España y con una extensión de 32.368 hectáreas, destaca por albergar la mayor concentración de invernaderos en el país. Estas estructuras, en su mayoría de bajo o medio coste con cubiertas de plástico, están dedicadas al cultivo de especies hortícolas en un entorno semiárido. Sin embargo, las prácticas de manejo convencionales empleadas hasta ahora, que se caracterizan por el uso intensivo de agroquímicos y la escasez de insumos orgánicos, han tenido como consecuencia una degradación de la calidad física, química y bioquímica del suelo (Salinas et al. 2020). Además, la falta de eficiencia en la fertilización de los cultivos ha provocado pérdidas de nitrógeno por lixiviación y/o desnitrificación, lo que contribuye al aumento de las emisiones de óxido nitroso (Seitzinger 2017).

Con el objetivo de revertir estos efectos negativos, se han propuesto diversas prácticas restauradoras basadas en principios de intensificación ecológica (Bender et al. 2016). Estas incluyen el aprovechamiento de los recursos biológicos endógenos, la reducción del uso de agroquímicos en consonancia con la estrategia "For Farm to Fork" de la Unión Europea, y la adopción de formas de manejo orgánicas, como la inclusión de cultivos de cobertura, que han demostrado tener un impacto positivo en varios aspectos de la calidad del suelo de

invernadero (Del Moral et al. 2012). Sin embargo, aún no se ha profundizado lo suficiente en cómo estas prácticas afectan a la pérdida de nitrógeno por desnitrificación.

Por tanto, en este estudio evaluamos el efecto de la aplicación durante seis años de una fertilización basada en la incorporación de restos de cosecha mezclada con estiércol en comparación con una fertilización inorgánica, sobre diferentes indicadores del suelo y la abundancia y expresión de *nirK*, *nirS*, *nosZ* (I y II) que representan los genes asociados al proceso de desnitrificación más estudiados.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se llevó a cabo en la estación experimental de Las Palmerillas (Fundación Cajamar), situada en la provincia de Almería (coordenadas geográficas: 36° 48' N, 2° 3' O; altitud de 155 metros). Se seleccionaron dos invernaderos contiguos con suelos similares y un historial de cultivos semejante.

En cada uno de estos invernaderos se establecieron dos sistemas de fertilización distintos. El invernadero bajo manejo convencional (C) recibió fertilización inorgánica aplicada mediante fertirrigación. En contraste, el invernadero con prácticas de intensificación ecológica (IE) fue fertilizado mediante la incorporación de residuos de cosecha del año anterior, los cuales se mezclaron con enmiendas orgánicas (estiércol). El muestreo se realizó tras seis años de incorporar las enmiendas orgánicas en el invernadero con manejo de intensificación ecológica (IE).

Para evaluar el efecto de los distintos sistemas de manejo sobre las propiedades del suelo se midieron (i) propiedades físicoquímicas del suelo: el Carbono orgánico total (COT), nitrógeno total (NT), relación Carbono a Nitrógeno (C:N), ión amonio ($\text{NH}_4\text{-N}$), contenido de nitratos y nitrito ($\text{NO}_x\text{-N}$), la conductividad eléctrica (CE), y el pH (ii) abundancia y expresión de genes implicados en el proceso de desnitrificación (*nirK*, *nirS*, *nosZ*) por medio de PCR cuantitativa. Los protocolos detallados de la extracción del ADN y ARN total, las condiciones experimentales de la PCR (primers seleccionados, ciclos de cultivo empleados) así como el resto de información relativa al análisis molecular se pueden consultar en Hernández Maqueda et al. (2024).

Los análisis estadísticos se realizaron con el software libre R version 4.2.3. (R Core Team 2022). Las distintas ilustraciones se generaron con el paquete *ggplot* version 3.4.1.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El análisis preliminar de las propiedades básicas del suelo tras seis años de manejo con intensificación ecológica revela diferencias entre las propiedades analizadas (Tabla 1). Así, en el suelo IE comparado con el suelo con manejo convencional (C), el carbono orgánico total (COT) aumentó más del doble y el nitrógeno total aumentó un 53%. Como consecuencia, la relación C:N aumentó en más de 3 unidades. Hubo 5 veces más de $\text{NO}_x\text{-N}$, el pH disminuyó casi un 9%, en una media de 0,7 unidades y la conductividad eléctrica aumentó significativamente de 0,54 a 4,13 de media. Por el contrario, la concentración de $\text{NH}_4\text{-N}$ no experimentó cambios significativos.

Tabla 1. Propiedades del suelo analizadas durante la campaña 2020–2021.

	IE	C
COT	30,8 (0,42)a	12,2 (0,47)b
NT	9,8 (0,23)a	6,4 (3,13)b
C:N	9,1 (0,79)a	6,59 (0,76)b
NH ₄ -N	29,33 (2,21)	29,33 (5,04)
NO _x -N	36,77 (19,89)a	6,8 (4,57)b
pH	7,9 (0,08)a	8,6 (0,13)b
CE	4,13 (2,63)a	0,54 (0,15)b

IE = Suelo con un manejo de intensificación ecológica; C= Suelo con manejo convencional. Letras diferentes indican diferencias significativas ($p < 0,05$), de acuerdo al test U de Mann-Whitney. COT: Carbono orgánico total (g kg^{-1} suelo); NT: Nitrógeno total (g kg^{-1} suelo); C:N: Ratio Carbono-Nitrógeno; NH₄-N (mg kg^{-1} suelo); NO_x-N (mg kg^{-1} suelo); CE: Conductividad eléctrica (dSm^{-1}).

Por otro lado, al analizar la abundancia de genes y el número de transcritos de ARN observamos que el manejo basado en intensificación ecológica (IE) genera un aumento tanto de ADN como de ARN (Fig1). Estos resultados coinciden con numerosos estudios de caso realizados en suelos agrícolas que muestran cómo la fertilización nitrogenada, especialmente si es de origen orgánico, aumenta la abundancia de los genes *nirK*, *nirS*, *nosZI* y *nosZII* (Ouyang et al. 2018).

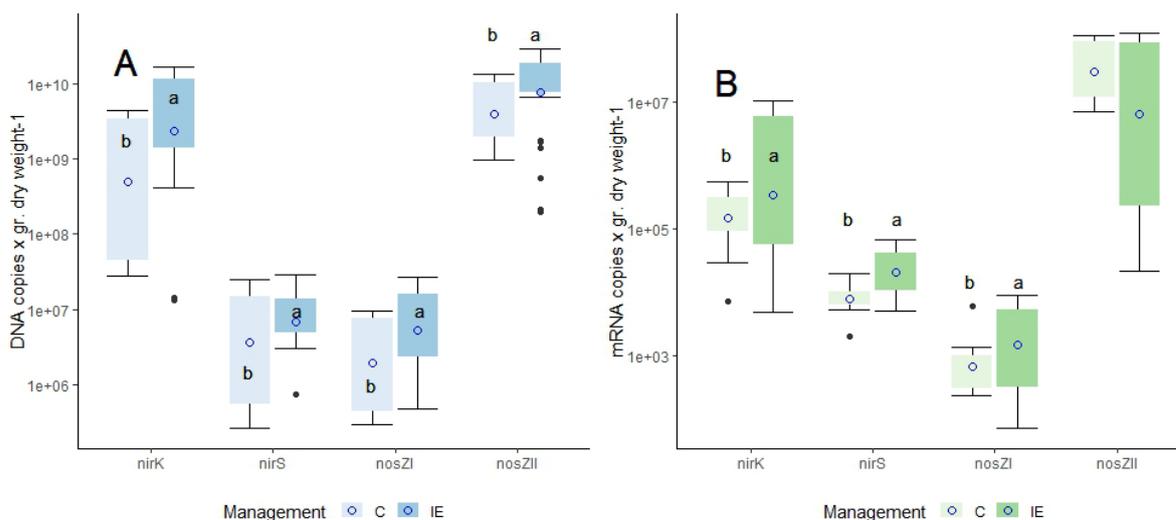


Figura 1. Abundancia de genes (A) y número de transcritos de ARN (B) según el tipo de manejo del suelo. C= Convencional, IE= Intensificación ecológica

En nuestro estudio, después de la aplicación de enmiendas orgánicas durante un periodo de 6 años, se observó que el contenido de carbono orgánico total (COT) se duplicó, mientras que el nivel de nitrógeno total aumentó en un 53%. Estos hallazgos sugieren una posible correlación entre este aumento y el número de copias obtenido tanto de los genes que codifican la enzima nitrito reductasa (*nirK*, *nirS*) como de los genes que portan la enzima óxido nitroso reductasa (*nosZI* y *nosZII*).

Este aumento de la abundancia y expresión de genes asociados a enzimas desnitrificantes, debido a la incorporación de restos de cosecha y estiércol en el invernadero IE, podría estar sugiriendo un mayor riesgo de emisión por óxido nitroso (N₂O), lo que habrá que tener en cuenta para su estudio en profundidad.

CONCLUSIONES

La incorporación de restos de cosecha y estiércol en el invernadero siguiendo los principios de intensificación ecológica producen un aumento significativo de la materia orgánica del suelo y una disminución del pH, así como un aumento de la conductividad eléctrica lo que podría indicar un mayor riesgo de salinización. La abundancia y expresión de genes desnitrificantes también se ve favorecida con este tipo de manejo. Para futuros estudios es recomendable incorporar información procedente de técnicas de secuenciación masiva que nos permitan entender mejor la diversidad y composición bacteriana asociada al proceso de desnitrificación y su influencia en las emisiones de óxido nítrico.

Agradecimientos: Los autores agraden a Isabel Ballesteros Redondo y David Meca por sus valiosas aportaciones en este trabajo. Esta investigación se ha llevado a cabo gracias al contrato "María Zambrano" concedido a Rafael Hernández Maqueda (María Zambrano, UAL, Ministerio de Universidades, Plan de Recuperación, Transformación y Resiliencia-Financiado por la Unión Europea-Next Generation EU).

REFERENCIAS

Bender SF, Wagg C, van der Heijden MGA. 2016. An Underground Revolution: Biodiversity and Soil Ecological Engineering for Agricultural Sustainability. *Trends in Ecology and Evolution* 31(6): 440-452. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2016.02.016>

del Moral F, González V, Simón M, García I, Sánchez JA, de Haro S. 2012. Soil properties after 10 years of organic versus conventional management in two greenhouses in Almería (SE Spain). *Archives of Agronomy and Soil Science* 58: S226–S231. <https://doi.org/10.1080/03650340.2012.698730>

Hernández Maqueda R, Ballesteros I, Meca D, Linacero R, del Moral F. 2024. Insights into the abundance, expression and diversity of key denitrification genes in an ecologically managed greenhouse agricultural soil. *Applied Biological Chemistry* 67: 43 <https://doi.org/10.1186/s13765-024-00901-x>

Salinas J, Meca D, del Moral F. 2020. Short-Term Effects of Changing Soil Management Practices on Soil Quality Indicators and Crop Yields in Greenhouses. *Agronomy* 10: 582. <https://doi.org/10.3390/agronomy10040582>

Seitzinger SP, Phillips L. 2017. Nitrogen stewardship in the Anthropocene. *Science*. 28; 357 (6349): 350-351. <https://doi.org/10.1126/science.aao0812>

Ouyang Y, Evans SE, Friesen ML, Tiemann LK 2018. Effect of nitrogen fertilization on the abundance of nitrogen cycling genes in agricultural soils: A meta-analysis of field studies. *Soil Biology and Biochemistry* 127: 71–78. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.08.024>

EL ANTROPOCENO Y LOS HUMEDALES: FÁRMACOS Y ELEMENTOS TRAZA EN SUELOS DEL PARQUE NATURAL DE L'ALBUFERA (VALENCIA)

V. Andreu^{1,*}, E. Gimeno², Y. Picó³, J. Campo¹

¹ Centro de Investigaciones sobre Desertificación-CIDE (CSIC). Carretera Moncada a Náquera Km.4'7, 46113-Moncada

² Fundación Universidad de Valencia CIDE. Carretera Moncada a Náquera Km.4'7, 46113-Moncada

³ Centro de Investigaciones sobre Desertificación-CIDE (UV.) Carretera Moncada a Náquera Km.4'7, 46113-Moncada.

*Vicente.andreu-Perez@uv.es, Centro de Investigaciones sobre Desertificación-CIDE (CSIC). Carretera Moncada a Náquera Km.4'7, 46113-Moncada.

RESUMEN

Los elementos traza y productos farmacéuticos, se consideran como los contaminantes más representativos de la huella humana en el medio ambiente. Ambos grupos pueden afectar el frágil equilibrio en el que se sustentan los humedales mediterráneos, de los que es ejemplo el Parque Natural de La Albufera (Valencia, España), que muestra una presión constante derivada de la alta ocupación humana e industrial. En él se muestrearon 14 zonas para determinar los niveles de fármacos y elementos traza en los suelos. Fueron seleccionados 17 fármacos, cubriendo los más utilizados, y 12 elementos traza. Se aplicaron métodos analíticos estándar para medir las propiedades físicas y químicas del suelo. La determinación de los fármacos se realizó por Extracción en Fase Sólida (SPE), los extractos se analizaron mediante HPLC-MS/MS. El contenido total de 12 elementos traza (As, B, Cd, Co, Li, Ni, Pb, Rb, Se, Sr, Ti y Tl) se extrajeron por digestión ácida por microondas, y la fracción extraíble se obtuvo con EDTA, ambas se determinaron por ICP-OES. Los valores promedio más altos fueron para el Ti (518,62 mg/kg) y el Sr (379,19 mg/kg), siendo sus valores máximos de 807,37 y 724,43, respectivamente.

Trece de los fármacos analizados se detectaron en suelos, en al menos una muestra. La carbamazepina fue la más frecuentemente detectada. Las concentraciones más altas corresponden al acetaminofeno (17,70 µg/kg). La zona norte es la más contaminada en todos los casos. Se han encontrado algunas interacciones entre los metales pesados y los productos farmacéuticos.

PALABRAS CLAVE: Humedales mediterráneos, elementos traza, productos farmacéuticos, presión humana.

INTRODUCCIÓN

Desde la Revolución Industrial, uno de los parámetros más importantes en la huella del desarrollo humano en la tierra ha sido la presencia de metales pesados en el medioambiente. En las últimas décadas, con el avance de las técnicas analíticas y de síntesis, diferentes aparecieron en el medio ambiente como producto de la evolución humana. Estos últimos, principalmente de naturaleza orgánica, han sido denominados "contaminantes emergentes" (emerging contaminants). Entre ellos, los productos farmacéuticos representan un grupo que preocupa cada vez más en todo el mundo debido a sus potenciales efectos sobre la fauna a través de suelos, aguas y sedimentos, y a la gran cantidad de fármacos utilizados en medicina humana y veterinaria. El número de estas sustancias detectadas en el medio ambiente se ha incrementado en los últimos años, cubriendo un amplio espectro de casi todas las clases terapéuticas. Por lo general, estos compuestos llegan al suelo a través de las aguas residuales

tratadas utilizadas en el riego agrícola o por el uso de lodos de depuradora como enmienda orgánica.

De la misma forma, se ha incluido dentro de la lista de "contaminantes emergentes" de la EU a un nuevo grupo de elementos inorgánicos llamados "hazardous elements o "elements of concern" entre los que se incluyen el B, Bi, Rb, Sr, Se, ti, TI, V, etc.

En este trabajo se ha estudiado la presencia de doce metales pesados (As, B, Cd, Co, Li, Ni, Pb, Rb, Se, Sr, Ti y Tl) y 17 fármacos en suelos del Parque Natural de L'Albufera de Valencia. Un humedal costero mediterráneo. que sufre una presión constante derivada de la alta ocupación humana e industrial. Se evaluaron las posibles interacciones entre metales pesados (fracciones totales y extraíbles) y fármacos, así como la influencia de las características intrínsecas de los suelos.

MATERIALES Y MÉTODOS

La zona seleccionada (486 km²) es la llanura aluvial que delimitan los ríos Turia (al norte) y Júcar (al sur), que desembocan en el mar a lo largo de una amplia llanura costera (Figura 1).

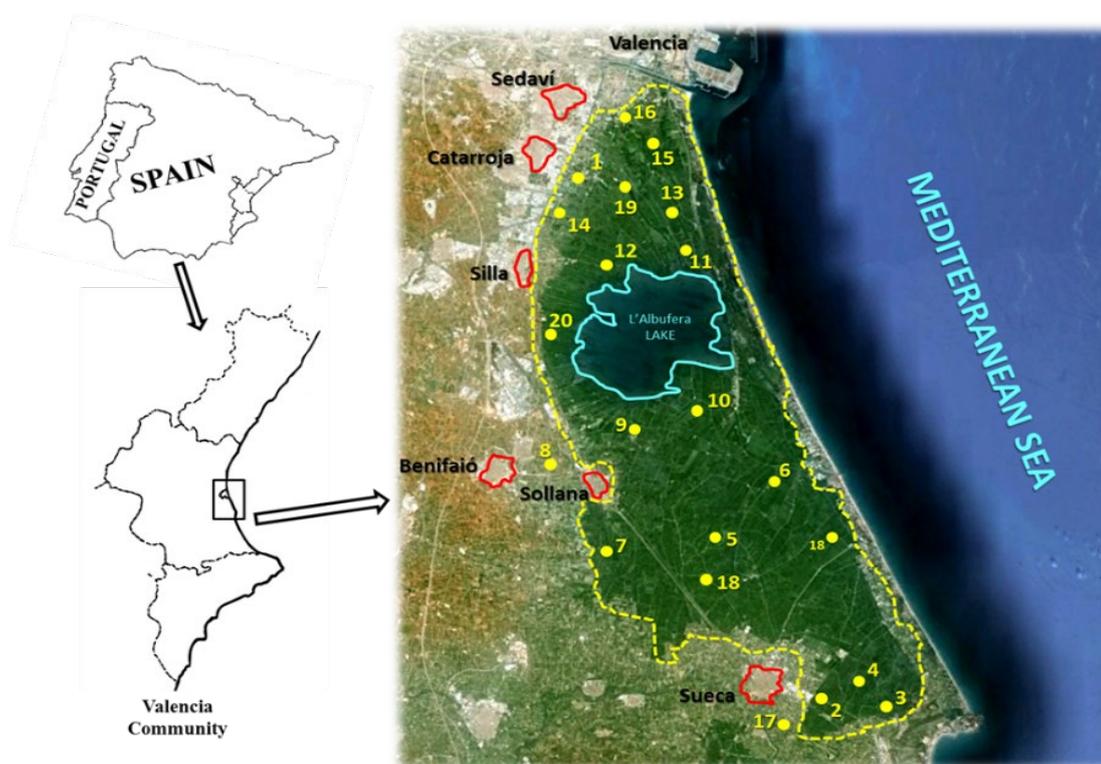


Figura 1. Area de estudio y localización de los puntos de muestreo

Esta estructura paisajística cuenta con una densa red de canales y acequias para riego. La agricultura es la actividad principal de la zona, principalmente la del arroz. También hay una gran densidad de población, con desarrollo industrial y urbano lo que representa un importante conjunto de focos de contaminación.

Se recolectaron muestras de suelo de la capa superior de 0 a 50 cm de profundidad. De cada una de las 20 zonas de muestreo, de 25 m² (5x5 m), se tomaron 5 submuestras. Una vez en el laboratorio, las muestras se secaron y pasaron por un tamiz de 2 mm de Ø, y luego, las submuestras de cada punto de muestreo se homogeneizaron para crear una muestra compuesta. Luego, las muestras se almacenaron en bolsas de plástico selladas a 4 °C,

aquellas destinadas a medir los fármacos se almacenaron en oscuridad a -20 °C hasta su análisis.

Se aplicaron métodos analíticos estándar de laboratorio para medir las propiedades físicas y químicas del suelo. La determinación de los fármacos se realizó por Extracción en Fase Sólida (SPE), los extractos se analizaron mediante HPLC-QqQ-MS/MS. Se seleccionaron 12 elementos traza cubriendo tanto metales ampliamente conocidos (Cd, Co, Ni y Pb) como elementos incluidos en la lista de “hazardous elements” (As, B, Li, Rb, Se, Sr, Ti y Tl). El contenido total de se determinó por digestión ácida por microondas, y la fracción extraíble se obtuvo con EDTA 0,05 M a pH 7, ambas se determinaron por ICP-OES.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Todos los elementos estudiados se detectaron en todas las muestras analizadas, excepto Cd y As que no se detectaron salvo en una muestra y Co entres. Los valores promedio más altos fueron para el Ti (518,62 mg/kg) en zonas de arrozal y el Sr (379,19 mg/kg) en zonas de cítricos, siendo sus valores máximos de 807,37 y 724,43 mg/kg, respectivamente. Hay que considerar la escasez de información existente sobre el grupo de “hazardous elements”, no existiendo para muchos de ellos datos sobre toxicidad, normativas o recomendaciones legales. Por ello hemos tenido que tomar los niveles recomendados por la UE, WHO, US EPA, y otros gobiernos y organismos, para su comparativa y evaluación. En este sentido, elementos como B, Li, Rb, Sr y Tl superan en sus valores totales los límites observados en la bibliografía.

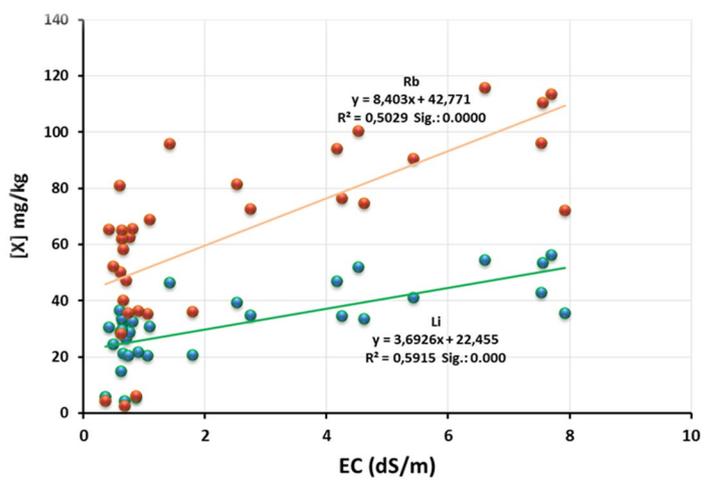


Figura 2. Correlaciones entre La conductividad eléctrica (CE) del suelo con Li y Rb.

En cuanto al contenido extraíble de los elementos, se observa un patrón de distribución similar al de los contenidos totales en el área de estudio. Los valores más altos fueron para Sr (724,43 mg/kg) y Ti (807,37 mg/kg) en el norte del Parque. A partir del estudio de la proporción de metal disponible con respecto al contenido total, se ha observado que algunas zonas mostraron valores muy altos en metal tóxico como Sr (52,13 %, zona 16) y Pb (75,31 %, zona 4), o Cd (43,81%, zona 11). Podría indicar un estado potencial de toxicidad de estos suelos. Entre las características del suelo, son la conductividad eléctrica (CE) y la materia orgánica (MO) aquellas que inciden más en la dinámica de los contenidos totales de los elementos estudiados (Figura 1), excepto para el Cd y el Ti más significativamente relacionados con el pH. Respecto a la fracción extraíble, continúa siendo la CE y la MO las que presentan correlaciones altamente significativas con la mayoría de los elementos, aunque el N mineral presenta correlaciones negativas importantes con Cd y Pb.

De los 17 fármacos analizados se detectaron 13, en al menos una muestra, en concentraciones de MDL a 13,2 µg/g. La presencia de productos farmacéuticos en los suelos fue generalizada, probablemente por los aportes continuos de aguas tratadas por las depuradoras que no eliminan completamente los fármacos (Verlicchi et al. 2012). La carbamazepina es el único fármaco que aparece en todos los puntos de muestreo, seguido del acetaminofeno (14), mientras que el sulfametoxazol (12) y el diclofenaco (10). Los de menor aparición han sido el ofloxacin y el ácido clorfíbrico, que solo aparecen en cuatro puntos en ambos casos. Los niveles medios más altos fueron para acetaminofeno (1290,05 µg/g) y Paracetamol (306,44 µg/g). En la zona norte de la laguna se observan mayores niveles y frecuencia de productos farmacéuticos, lo que se justifica por una mayor concentración de población y la influencia de las plantas de tratamiento de aguas residuales de la ciudad de Valencia. En esta zona se encontraron también valores máximos de sulfametoxazol (144,01 µg/kg). Sin embargo, el punto de muestreo más contaminado fue el P6, ubicado en el suroeste de la laguna. Este punto se encuentra en medio de una zona agrícola pero rodeado de varias zonas turísticas y de ocio. La materia orgánica y el fósforo disponible son los parámetros del suelo más significativamente relacionados con los productos farmacéuticos, pero sobre todo es el pH el que mayor influencia tiene sobre ellos en particular con Ciprofloxacino, Ibuprofeno, Oflozaxin y Trimetoprim. En general, tanto para fármacos como para elementos inorgánicos es la zona norte del Parque Natural, en los arrozales, la que concentra los mayores valores de los compuestos estudiados junto con las zonas de cítricos del sureste del área.

CONCLUSIONES

En este trabajo se ha establecido la presencia de fármacos y elementos emergentes en suelos del Parque Natural de L'Albufera de Valencia. La zona norte del Parque mostró la presencia de un mayor número de los compuestos y metales estudiados, lo que coincide con una mayor densidad de población y la presencia de importantes EDAR. En esta área, las zonas de muestreo más cercanas a la costa presentaron mayores concentraciones de metales. B, Li, Rb, Sr y Tl superan los niveles máximos recomendados por la literatura. De los 17 fármacos estudiados 13 aparecieron en al menos una muestra. Ni, B y el Co, tienen correlaciones altamente significativas con diferentes fármacos. La materia orgánica y la conductividad eléctrica son los parámetros del suelo más relacionados tanto con los elementos inorgánicos como con los fármacos.

Agradecimientos: Este trabajo se ha realizado en el ámbito del proyecto CIPROM/2021/032 "On the Interactive Aquatic Biota Exposome to Contaminants through a Metabolomic Study (Anthropocene 2.0)" financiado por la Consejería de Educación, Universidades y Empleo de la Generalitat Valenciana.

ANÁLISIS DE ESTRATEGIAS PARA RECUPERACIÓN DE LA FERTILIDAD DEL SUELO AGRÍCOLA AFECTADO POR INCENDIO FORESTAL

García-Rández, A.^{1,*}, Blesa, E.¹, Sáez, J.¹, Sánchez, S.¹, Orden, L.¹, Andreu, J.¹, Murcia, M.D.¹, Arcenegui, V.², Martínez-Gutiérrez, C.², Nadal-Fuentes, J.², García-Orenes, F.², Mataix-Solera, J.², Moral, R.¹

¹Centro de Investigación e Innovación Agroalimentaria y Agroambiental (CIAGRO-UMH), Universidad Miguel Hernández de Elche, Carretera Beniel Km 3,2, Orihuela, Alicante E03312, España.

²Grupo de Edafología y Tecnologías del Medio Ambiente GETECMA. Departamento de Agroquímica y Medio Ambiente. Universidad Miguel Hernández. Avda de la Universidad s/n, 03202, Elche, España

[*angarran@hotmail.com](mailto:angarran@hotmail.com)

RESUMEN

El incendio de Bejís, declarado el 15-08-2022 y ocasionado por un rayo, afectó principalmente a la comarca del Alto Palancia con un total de 19.159 ha afectadas de las que 1.632 ha pertenecen a superficie agrícola cultivada en producción (8,5% del total de la superficie), con olivar y almendro altamente afectados (ESYRCE, 2022), con la consiguiente pérdida de capacidad productiva y de recuperación económica del municipio. En este contexto se planteó un diseño experimental con el fin de investigar y evaluar los efectos agronómicos y medioambientales de la aplicación de diferentes estrategias de recuperación en parcelas agrícolas afectadas por este incendio forestal que permitan restaurar y/o mejorar la fertilidad y capacidad productiva de los suelos agrícolas. Se seleccionaron 4 parcelas con diferentes grados de afectación, cultivo y estado productivo y se ensayaron 6 tratamientos (dos enmiendas tipo compost: un compost de alperujo y un compost de la fracción orgánica selectiva; dos cubiertas vegetales, un mulch de triturado de poda forestal post incendio y un control). La evolución de diferentes propiedades físicas, químicas y biológicas como el contenido en materia orgánica, pH, respiración edáfica basal, carbono de la biomasa microbiana y actividades enzimáticas (ureasa, fosfatasa y β -glucosidasa), fueron analizados al inicio y a los 6 de haber aplicado los tratamientos.

PALABRAS CLAVE: compost, alperujo, cubierta vegetal, mulching, incendio forestal.

INTRODUCCIÓN

Los incendios forestales, especialmente en terrenos agrícolas, representan una preocupación grave a nivel mundial. Causan tanto efectos negativos en el medioambiente (como la pérdida de biodiversidad, liberación de GEI y degradación del suelo), como pérdidas económicas significativas a los agricultores promoviendo una amenaza a la seguridad alimentaria. La investigación de nuevas estrategias para la recuperación de estos suelos es crucial para restaurar su fertilidad y mitigar la erosión. Se necesitan enfoques que combinen la revegetación con especies autóctonas, técnicas de bioingeniería para estabilizar el suelo y la aplicación de enmiendas orgánicas. Estas estrategias no sólo promueven la regeneración del ecosistema, sino que también ayudan a prevenir futuros desastres ambientales.

MATERIALES Y MÉTODOS

El ensayo se llevó a cabo en 3 parcelas situadas en Bejís y una situada en Viver (Castellón) con diferentes grados de afectación por el incendio declarado el 15/08/2022 (Alloza et al. 2022), diferente tipo de cultivo y estado productivo. En la Tabla 1 se presentan las características iniciales de las parcelas seleccionadas. En cada una de las parcelas se diseñaron zonas de tratamiento de 8 x 8 m. Se ensayaron 6 tratamientos diferentes, con 2

repeticiones/tratamiento que se ubicaron al azar en la parcela: a) control (C), b) compost de alperujo (CA), dosis de aplicación de 25 t ha⁻¹, c) compost de la fracción orgánica selectiva (CFORS), dosis de aplicación de 25 t ha⁻¹, d) abono verde, *Sinapis alba* 0,05 t ha⁻¹ (AB), e) mezcla de semillas regenerativas 0,35 t ha⁻¹ (SR) y f) mulch de poda forestal afectada por el incendio (M).

Tabla 1. Propiedades químicas y bioquímicas de los suelos estudiados

Parámetro	Unidades	Bejis Parcela 1	Bejis Parcela 2	Bejis Parcela 3	Viver Parcela 4
Cultivo		Olivar	Barbecho	Barbecho	Nogal
Condición		Quemado	Quemado	No quemado	Quemado
pH		8,00	7,95	8,00	8,10
Conductividad eléctrica	μS cm ⁻¹	433	373	343	337
Carbono oxidable	%	0,58	1,71	1,57	0,99
Materia orgánica	%	1,01	2,94	2,69	1,70
Respiración edáfica	(mg C-CO ₂ / kg suelo h)	11,11	13,47	11,70	7,51
Carbono de la biomasa	(mg C/ kg suelo)	1320	1516	988	1441
Ureasa	(μmol NH ₄ / g suelo h)	0,77	1,00	0,92	0,73
Fosfatasa	(μmol PNP/ g suelo h)	0,26	0,50	0,53	0,44
β-Glucosidasa	(μmol PNP/ g suelo h)	0,69	1,00	1,15	1,22

Se tomaron muestras de suelo inicial antes de la aplicación y tras 6 meses desde el inicio de las actuaciones. En cada parcela se recogió una muestra compuesta mediante muestreo sistemático en zig-zag a una profundidad de 0-15 cm. Una fracción de la muestra se conservó a 4°C para la determinación de la respiración edáfica (Anderson 1983), el carbono de la biomasa (Anderson y Domsch 1978), β-glucosidasa (Tabatabai 1982), ureasa (Nannipieri et al. 1980) y fosfatasa (Tabatabai y Bremner 1969) y la otra fracción se secó al aire para el resto de las determinaciones analíticas. El pH se determinó en la suspensión 1:2,5 suelo-agua, la conductividad eléctrica en el extracto acuoso 1:5. El carbono orgánico oxidable (CO_x), fue determinado por el método de Walkley Black modificado de (Yeomans y Bremner 1989).

Se realizó un análisis estadístico Anova de los resultados obtenidos. En los casos en que la F-ANOVA mostró cierta significación, se empleó la prueba LSD Fisher como prueba post-hoc para evaluar las diferencias entre medias específicas, mostrándose en los resultados mediante el empleo de letras para una probabilidad del 95% (P < 0,05).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

A los seis meses desde el inicio de los tratamientos podemos observar que en general las acciones llevadas a cabo en las parcelas tras el incendio han resultado positivas para mejorar la calidad del suelo frente a la inacción (control).

El pH medio se ha incrementado a los seis meses de tratamiento en todas las parcelas tratadas y en la parcela control de forma significativa respecto al control inicial (Figura 1). El incremento medio en las parcelas tratadas ha sido de 0,3 unidades de pH y de 0,2 unidades de pH en la parcela control, respecto al inicial. Los suelos de pH básico tienen una fuerte capacidad tampón asociada a la presencia de carbonatos y esto hace que los incrementos de pH sean mesurados. La mineralización tanto de la materia orgánica aportada con los compost como la basal podría haber generado la pequeña alcalinización observada.

Se observa que en todas las intervenciones la salinidad media se ha incrementado (Figura 2) respecto a la situación inicial, salvo en la siembra de abono verde (AB), siendo el incremento

mayor en el caso de la aplicación de compost de alperujo (CA), seguido de compost de FORS (CFORS), mulching (M) y siembra regenerativa (SR) y control (C t=6 meses). Aunque los valores de conductividad eléctrica han aumentado, éstos se han mantenido en el rango de normalidad ($350\text{--}650 \mu\text{S cm}^{-1}$). La escasez de lluvias en la zona durante el periodo estudiado puede haber contribuido a este incremento que, por otro lado, podría haber beneficiado el que no se produjeran pérdidas de suelo por arrastre, magnificando las consecuencias negativas del incendio.

Respecto al contenido medio de carbono orgánico oxidable (Figura 3), a los seis meses desde inicio de las actuaciones, se observó un incremento significativo de los valores (0,8 unidades de %) en los tratamientos con compost tanto de alperujo (CA) como de FORS (CFORS). La siembra regenerativa (SR) y el mulching (M), también incrementaron ligeramente el valor medio de Coxid (0,4 y 0,3 unidades de %, respectivamente), respecto al tratamiento control (t=0). Por último, hemos observado cierto aumento en la actividad biológica del suelo, como se puede observar en la Figura 4, de manera significativa en el tratamiento de compost de FORS.

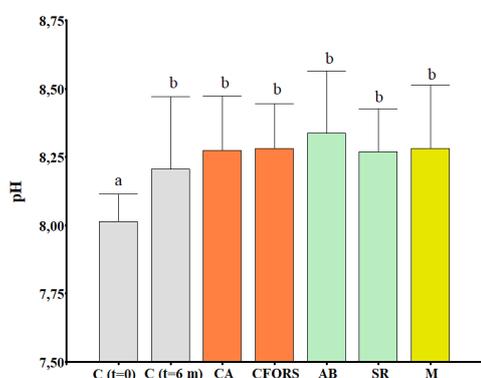


Figura 1. Efecto sobre el pH.

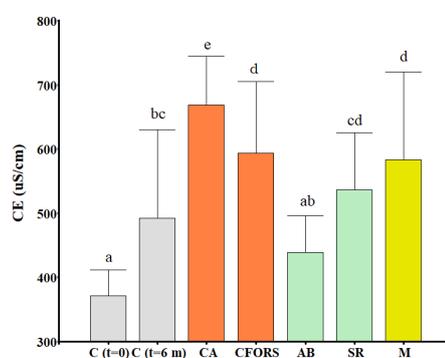


Figura 2. Efecto sobre la conductividad eléctrica.

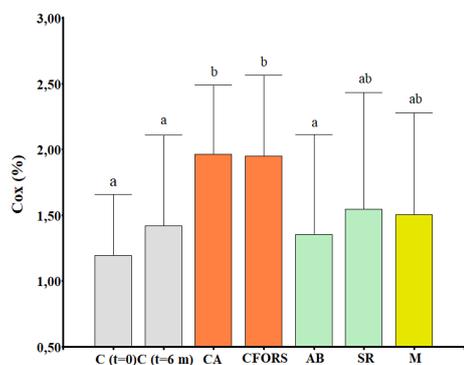


Figura 3. Efecto sobre el carbono oxidable.

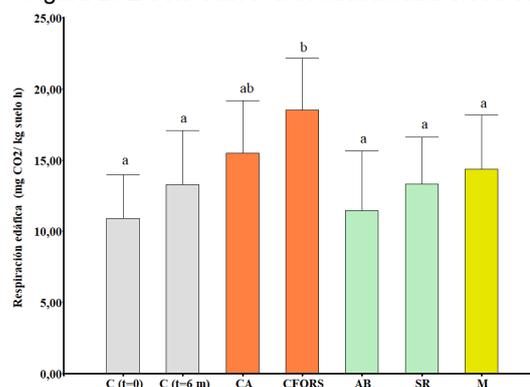


Figura 4. Efecto sobre la respiración edáfica

CONCLUSIONES

La aplicación de las enmiendas orgánicas como los compost y otras acciones como la siembra regenerativa y el mulching, en este estudio, han resultado estrategias interesantes que pueden ayudar a restituir la fertilidad perdida de los suelos, en las condiciones semiáridas del área mediterránea, nuestra área de estudio, donde los suelos tienen una riqueza baja o media en materia orgánica y están expuestos a amenazas muy importantes como degradación, incendios, etc. Hay previstos más muestreos para valorar los efectos a medio plazo de estos tratamientos y poder tener resultados más concluyentes.

Agradecimientos: Los autores quieren agradecer a la Federación de Cooperativas Agroalimentarias de la Comunidad Valenciana la financiación para la realización de estos ensayos.

REFERENCIAS

Anderson JPE, Domsch KH. 1978. A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils. *Soil Biology and Biochemistry* 10: 215–221. doi:10.1016/0038-0717(78)90099-8

Anderson JPE. 1983. Soil Respiration, En: *Methods of Soil Analysis: Part 2 Chemical and Microbiological Properties*. John Wiley & Sons, Ltd, p. 831–871. doi:10.2134/AGRONMONOGR9.2.2ED.C41

Alloza JA, Santana V, Vallejo VR. 2022. Informe sobre el impacto del incendio forestal de Bejís. Postfire. https://postfire.es/informes/impacto/bejis_2022.pdf

Nannipieri P, Ceccanti B, Cervelli S, Matarese E. 1980. Extraction of phosphatase, urease, proteases, organic carbon, and nitrogen from soil. *Soil Science Society of America Journal* 44: 1011-1016.

Tabatabai M. 1982. Amidase and urease activities in plants. *Chemical and Microbiological Properties. Agronomy Monography*. 9, 501-538.

Tabatabai M, Bremner J. 1969. Use of p-nitrophenyl phosphate for assay of soil phosphatase activity. *Soil Biology and Biochemistry* 1(4): 1-307.

Yeomans J, Bremner JM. 1989. A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 19: 1467–1476.

EFICACIA DE SUBPRODUCTOS ORGÁNICOS PARA INCREMENTAR LA DISPONIBILIDAD DE FÓSFORO EN SUELOS AGRÍCOLAS

Sana Boubehziz, Vidal Barrón, María Carmen del Campillo, Antonio Rafael Sánchez-Rodríguez*

Departamento de Agronomía, Unidad de Excelencia María de Maeztu, Universidad de Córdoba, Campus Universitario de Rabanales- Edificio C4, Ctra. Madrid, km 396, 14071 Córdoba, España.

*antonio.sanchez@uco.es

RESUMEN

El fósforo (P) es esencial para el crecimiento de las plantas, pero su limitada disponibilidad en suelo y la reducida reserva mundial de roca fosfórica (fuente de P) amenazan la producción agrícola. La búsqueda de alternativas a los fertilizantes tradicionales de síntesis química, como materiales orgánicos reciclados, debe ir encaminada a reducir el impacto negativo de la agricultura y a la preservación de recursos críticos, entre los que se encuentra el P. El objetivo fue evaluar la eficacia de potenciales fertilizantes de base orgánica para mejorar la fitodisponibilidad de P, al mismo tiempo que se aporta materia orgánica, a un suelo agrícola calcáreo. Para ello, se realizó un ensayo de campo utilizando 5 subproductos: alperujo compostado, digestato de planta de biogás, vermicompost, residuos vegetales y residuos sólidos urbanos compostados. También se incluyó un fertilizante fosfatado convencional (fosfato diamónico) y un control (sin aporte de P). Tanto la producción de biomasa como el desarrollo radicular se vio favorecido con algunos subproductos en comparación con el control, sin aplicación de P, lo que sugiere una mayor exploración del suelo y facilidad para obtener recursos (agua y nutrientes). La actividad enzimática (P) se estimuló por la aplicación de determinados subproductos, destacando el alperujo compostado. Los resultados evidencian la compleja dinámica de los subproductos cuando se aplican al suelo, subrayando la necesidad de seguir investigando para dilucidar los efectos sobre la productividad de los cultivos y la salud del suelo.

Palabras clave: fertilizantes, microorganismos, economía circular, funcionalidad del suelo, salud del suelo

INTRODUCCIÓN

El fósforo (P) es un nutriente esencial para el crecimiento y desarrollo de las plantas (Khan et al. 2023), así como para garantizar el rendimiento de los cultivos (Muindi 2019). Sin embargo, la disponibilidad limitada de este elemento en el suelo y la dependencia de fuentes no renovables, como los fertilizantes fosfatados convencionales que se sintetizan a partir de roca fosfórica, plantean desafíos significativos para la producción agrícola a largo plazo. Además, el uso excesivo de fertilizantes fosfatados para tratar de incrementar su limitada fitodisponibilidad debido a que es un elemento poco móvil y muy reactivo, puede tener impactos ambientales negativos, además de contribuir a la disminución de las reservas de P (Naqvi et al. 1993). En este contexto, existe una creciente necesidad de desarrollar prácticas agrícolas más sostenibles que permitan mantener la fertilidad del suelo y aumentar la disponibilidad de P sin comprometer el medio ambiente. En respuesta a este desafío, el presente estudio se centra en la utilización de residuos orgánicos reciclados como una alternativa más sostenible para la fertilización del suelo con P. Así, se investiga el efecto de la aplicación de una variedad de residuos orgánicos compostados en un campo de cultivo, evaluando su capacidad para suministrar P al suelo de manera efectiva y promover el crecimiento de las plantas. Además, se analizan las posibles implicaciones de estos residuos en la actividad enzimática del suelo y en la salud general del ecosistema agrícola. A través de este estudio, se busca mejorar la comprensión de la dinámica de estos subproductos en un

suelo calcáreo, con limitada disponibilidad de P y micronutrientes. Los resultados obtenidos pueden contribuir significativamente al manejo de rotaciones típicas del sur de España o lugares con similares condiciones edafoclimáticas (áreas semiáridas).

MATERIALES Y MÉTODOS

El ensayo se desarrolló durante 2 campañas agrícolas, comenzando en 2021 (siembra de trigo) y finalizando en 2023 (cosecha de girasol) en una finca situada a 19 km de la ciudad de Córdoba (37° 47' 03" N, 4° 36' 35" O). El suelo de la finca es el típico de la campiña cordobesa, vertisol calcáreo, desarrollado sobre rocas sedimentarias como margas arenosas y areniscas del Mioceno. El diseño experimental consistió en bloques al azar ($n = 4$) con 7 tratamientos aplicados el día anterior a la siembra de trigo, en noviembre de 2021. Los tratamientos fueron aplicados en fondo una única vez (antes de la siembra del primer cultivo de la rotación-trigo): control, sin aplicación de P (CON); un fertilizante común en la zona, el fosfato di-amónico (DAP); alperujo compostado (ALP); residuo sólido urbano compostado (RSU); digestato de planta de biogás (DIG); vermicompost (VCO); y abono orgánico procedente de residuos vegetales (MOG). En todos los casos, excepto para CON, se añadieron 30 kg P ha⁻¹, pudiéndose observar la riqueza de cada subproducto y la cantidad aportada en cada caso en la Tabla 1. La fertilización con nitrógeno para el cultivo del trigo se realizó en dos coberteras en enero y febrero de 2022 (cantidad total de 180 kg N ha⁻¹). Durante el cultivo de trigo y girasol se realizaron muestreos periódicos de material vegetal y suelo para evaluar el efecto en el crecimiento de las plantas y la dinámica de los subproductos, midiendo el P disponible (P-Olsen) y la actividad enzimática en suelo, así como la biomasa (rendimiento) y el contenido en nutrientes en el material vegetal. Además, se realizó un muestreo de plantas de trigo en estadio fenológico de producción de hojas en el primer año del ensayo para evaluar cómo el sistema radicular se ve modificado por la aplicación de los subproductos, en comparación con el CON y con el DAP.

Tabla 1: Tratamientos aplicados al suelo según su contenido en P. CON: Control sin aplicación de P; DAP: Fosfato diamónico; ALP: Alperujo compostado; RSU: Residuo sólido urbano compostado; DIG: Digestato de planta de biogás; VCO: Vermicompost; MOG: abono orgánico procedente de residuos vegetales.

Tratamientos	Riqueza en P (%)	Cantidad aportada (kg producto / ha)
CON	-	0
DAP	20	150
ALP	0,08	37500
RSU	0,21	14300
DIG	0,72	4200
VCO	1,1	2700
MOG	0,21	14300

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La Figura 2 muestra la evolución de la biomasa aérea obtenida durante los diferentes muestreos realizados en trigo y en girasol (primer y segundo año de la rotación, respectivamente). Aunque no hubo diferencias significativas, se observó que MOG, DAP y MOG produjeron los mayores valores en el cultivo del trigo en el último muestreo (grano maduro). En el girasol (efecto residual de la aplicación de los distintos tratamientos), hubo mayor variabilidad en los resultados, aunque la mayor biomasa se produjo para las plantas CON y las tratadas con DIG o DAP. Estos resultados estuvieron afectados por la inadecuada cantidad y distribución de las precipitaciones que ocurrieron especialmente en la segunda campaña agrícola del ensayo.

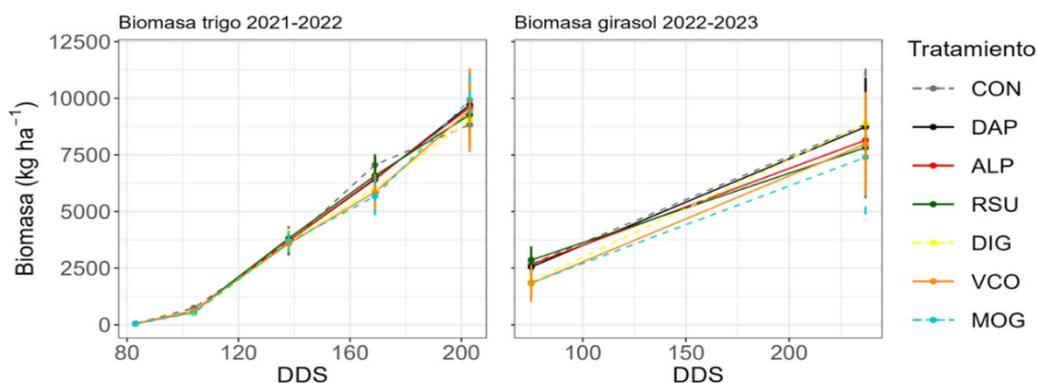


Figura 1: Evolución de la biomasa (media y error estándar, $n = 4$) del cultivo de trigo (izquierda) y de girasol (derecha) en función del tratamiento aplicado al suelo para los distintos días después de siembra (DDS). CON: Control sin aplicación de P; DAP: Fosfato diamónico; ALP: Alperujo compostado; RSU: Residuo sólido urbano compostado; DIG: Digestato de planta de biogás; VCO: Vermicompost; MOG: abono orgánico procedente de residuos vegetales.

La actividad de la fosfatasa ácida fue inferior a la de la fosfatasa básica, como demuestra la Figura 2, lo que es de esperar al desarrollarse el ensayo en un suelo calcáreo. Con respecto a la actividad de la fosfatasa ácida, los mayores valores se obtuvieron para el suelo no tratado con ningún producto (CON), seguido de ALP y MOG, obteniéndose los menores valores para el suelo tratado con DAP y con DIG. En lo que respecta a la fosfatasa básica, el ALP incrementó su valor con respecto al resto de los tratamientos, seguido por CON y DIG. Estos resultados demuestran que no todos los subproductos tuvieron el mismo efecto en la actividad enzimática del suelo, y, que, la distinta dinámica de los mismos una vez aplicados al suelo puede ayudar a incrementar la disponibilidad de P para el cultivo.

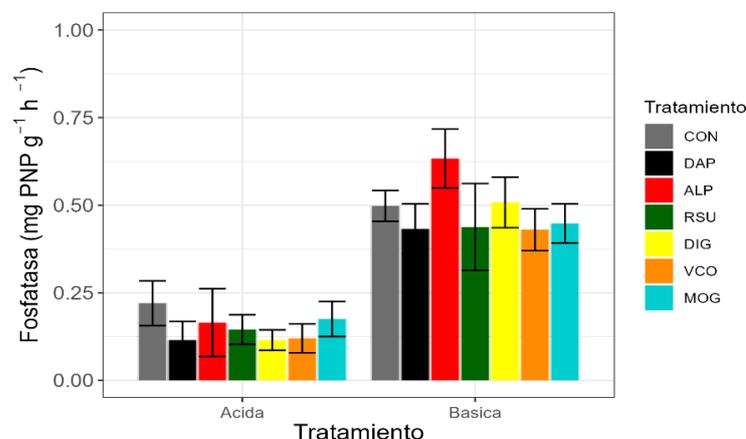


Figura 2: Actividad de las fosfatasas ácida (izquierda) y básica (derecha) del suelo (media y error estándar, $n=4$) en el mes de abril de la primera campaña agrícola del ensayo en función del tratamiento aplicado. CON: Control sin aplicación de P; DAP: Fosfato diamónico; ALP: Alperujo compostado; RSU: Residuo sólido urbano compostado; DIG: Digestato de planta de biogás; VCO: Vermicompost; MOG: abono orgánico procedente de residuos vegetales.

La Figura 3 muestra los resultados de la longitud de las raíces de las plantas de trigo en el estadio fenológico de producción de hojas, en función del diámetro de la raíz (distinguiendo entre raíces finas, medianas y gruesas) y la longitud total, en base al tratamiento aplicado. Se puede observar que el DAP produjo mayor producción de raíces (en longitud total, pero también en raíces finas y medianas), seguido por ALP y VCO (en lo que respecta a la longitud total). Por otra parte, MOG y DIG dieron lugar a una menor longitud de raíz (fina, mediana, gruesa y total). Además, destaca el VCO como tratamiento que dio lugar a la mayor producción de raíces gruesas (en longitud). La aplicación de DAP y su rápida disolución pudo

incrementar la disponibilidad de P en suelo para las plantas, lo que explicaría los resultados observados. El resto de los tratamientos, al ser subproductos de base orgánica, requieren la acción de los microorganismos del suelo (mineralización) para liberar P inorgánico que pueda ser absorbido por la planta.

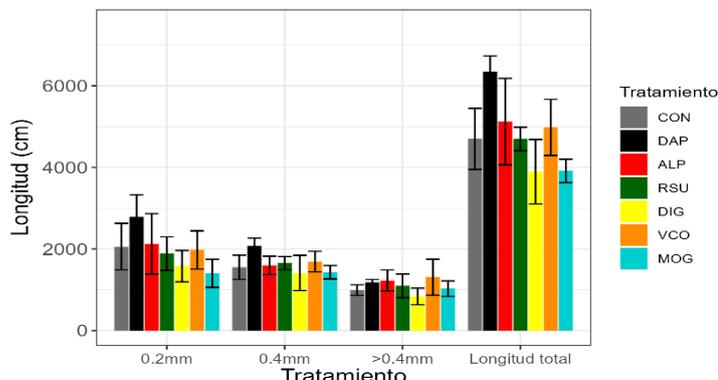


Figura 3: Longitud de las raíces de las plantas de trigo (media y error estándar, $n = 4$) en el estadio fenológico de producción de hojas en función de su diámetro y del tratamiento al suelo, así como la longitud total de raíces.

CON: Control sin aplicación de P; DAP: Fosfato diamónico; ALP: Alperujo compostado; RSU: Residuo sólido urbano compostado; DIG: Digestato de planta de biogás; VCO: Vermicompost; MOG: abono orgánico procedente de residuos vegetales. 0.2 mm: raíces más finas (diámetro de 0 a 0.2 mm); 0.4 mm: raíces intermedias (diámetro de 0.2 a 0.4 mm); >0.4 mm: raíces más gruesas (diámetro mayor de 0.4 mm).

CONCLUSIÓN

Ninguno de los subproductos aplicados en el presente ensayo produjo efectos negativos en la producción de biomasa del trigo. La aplicación de residuos estabilizados de base orgánica modificó la actividad enzimática del suelo (fosfatasa), así como la exploración del suelo por parte del sistema radicular de las plantas de trigo. A pesar de que los resultados son prometedores en lo que respecta a la búsqueda de alternativas a los fertilizantes tradicionales de síntesis química, la compleja dinámica de los subproductos en el suelo precisa de la evaluación de rendimientos de los cultivos estudiados y del efecto en la absorción de nutrientes por parte de las plantas (P, entre otros), así como en la comunidad microbiana del suelo.

Agradecimientos: Sana Boubehziz es investigadora predoctoral financiada por la Agencia Estatal de Investigación (AEI, contrato FPI; Ref. PRE2020-092577). El Ministerio de Ciencia e Innovación (PID2020-118503RB-C22) financió el estudio. Además, el Dpto. de Agronomía de la Universidad de Córdoba UCO recibe fondos de la AEI mediante el Programa de Excelencia María de Maeztu (Ref. CEX2019-000968-M).

REFERENCIAS

- Khan F, Siddique AB, Shabala S, Zhou M, Zhao C. 2023. Phosphorus Plays Key Roles in Regulating Plants' Physiological Responses to Abiotic Stresses. *Plants* 12(15): 2861.
- Mäkelä JJ, Ketoja E, Kuisma M, Salo T, Yli-Halla M, Kahiluoto H. 2019. Processed agrifood residues for phosphorus recycling in the field, *Field Crops Research* 238: 93-112.
- Mwende Muindi E. 2019. Understanding Soil Phosphorus. *International Journal of Plant & Soil Science* 31: 1-18.
- Naqvi TS, Naqvi MS, Singh RK. 1993. Effect of fertilizer diammonium phosphate on liver, kidney and muscle 5'-nucleotidase activity of freshwater teleost fish *Clarias batrachus*. *Biomedical and Environmental Sciences* 6(4): 385-388.

¿CÓMO AFECTAN LOS ACOLCHADOS ORGÁNICOS A LAS EMISIONES DE CO₂ Y A LAS PROPIEDADES DEL SUELO?

Estíbaliz Rodrigo*, Alicia Pou, José María Martínez Vidaurre

Instituto de Ciencias de la Vid y del Vino - ICVV (Gobierno de La Rioja, Universidad de La Rioja, CSIC). Ctra. de Burgos, Km. 6. 26007 Logroño (La Rioja).

*estirodrigog@gmail.com

RESUMEN

En un viñedo comercial de la DOCa Rioja (España), se llevó a cabo un estudio enfocado en analizar el impacto de las condiciones climáticas y de ciertas prácticas agronómicas, como la utilización de acolchados orgánicos, en las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI). Durante dos años consecutivos, se compararon tres tipos de acolchados orgánicos (paja de gramínea (Str), restos triturados de madera de poda de vid (GPD) y sustrato postcultivo de champiñón (SMC) con las prácticas de manejo convencionales del suelo aplicación de herbicida (H) y empleo de arado intercepas (T), evaluando sus efectos en las emisiones de CO₂, en la humedad y la temperatura del suelo. Los resultados evidenciaron una reducción significativa en las emisiones de GEI con el uso de acolchados orgánicos, así como una mayor eficiencia en la gestión del agua y en la regulación térmica del suelo. Este estudio pone en valor la capacidad de los acolchados orgánicos para potenciar la sostenibilidad y la eficiencia en el uso de recursos en el cultivo de la vid, de tal forma que, puede contribuir a mitigar el cambio climático y promover sistemas de cultivo más sostenibles.

PALABRAS CLAVE: Acolchado orgánico, CO₂, viñedos, temperatura, humedad.

INTRODUCCIÓN

A nivel mundial, el cultivo de la vid se extiende aproximadamente por 7,3 millones de hectáreas, siendo España uno de los principales países productores, con alrededor de 969.000 hectáreas, lo que representa aproximadamente el 13% de la superficie global dedicada a este cultivo. El Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático ha resaltado que el CO₂ es responsable del 70-80% de las emisiones de gases de efecto invernadero en la agricultura (IPCC 2019), subrayando la importancia de su control. El tipo de gestión del suelo es clave para modular las emisiones de CO₂, mejorar su salud y su capacidad de retención de agua, especialmente en la viticultura actual. Las prácticas tradicionales como el laboreo con cultivador, el uso de intercepas y de herbicidas han afectado negativamente la salud del suelo y la sostenibilidad de los viñedos (Gatti et al. 2022). El laboreo, aunque controla las plantas adventicias, degrada la estructura del suelo y su capacidad de retención de agua y nutrientes (García et al. 2019) y puede provocar procesos de compactación del suelo limitando el crecimiento del sistema radicular. Los herbicidas químicos destruyen la microbiota del suelo y aumentan la dependencia de recursos externos (Gomiero et al. 2011). La tendencia actual hacia prácticas de manejo del suelo más sostenibles ofrece numerosos beneficios, incluida la protección contra la erosión, la regulación de la temperatura y la mejora de la fertilidad del suelo. El presente estudio se llevó a cabo durante dos años consecutivos en un viñedo situado en la subzona Rioja Alta, donde se evaluaron los efectos de diferentes acolchados orgánicos en la liberación de CO₂, la retención de humedad del suelo y su temperatura, comparándolos con tratamientos convencionales del suelo en viticultura, como el uso de herbicidas y el laboreo, con el fin de analizar su impacto como medidas de mitigación de emisiones de gases de efecto invernadero, sobre la gestión del agua del suelo y la regulación térmica en el viñedo.

MATERIAL Y MÉTODOS

La experiencia se realizó durante los años 2021 y 2022 en un viñedo comercial de Bodegas Campo Viejo (Logroño), en el ámbito de la DOCa. Rioja. La parcela vitícola seleccionada se encuentra en el Polígono 61, parcela 36, a una altitud de 487 m.s.n.m., con coordenadas 2°28'56,4" O de longitud y 42°28'35,3" N de latitud. El material vegetal es *Vitis vinifera* L. cv. Tempranillo injertada sobre portainjerto 110-Richter (R-110). La plantación es de 1985, con un marco de 3 x 1,22 m (2.788 plantas ha⁻¹), orientación este-oeste, con conducción en espaldera y poda en cordón Royat bilateral. Según el diseño experimental, la parcela se dividió en bloques de tratamientos al azar, cada uno compuesto por 30 vides. Se utilizaron tres tipos de acolchados orgánicos: paja de gramínea (Str), restos triturados de madera de poda de vid (GPD) y sustrato postcultivo de champiñón (SMC) que se acopiaron en las hileras ocupando una franja de 80 cm. Además, se utilizaron dos tratamientos control, aplicación de herbicida (H) y paso de arado intercepas (T) también en las filas. Para homogeneizar la influencia de la calle, estas fueron sometidas a laboreo tradicional.

Determinación de CO₂: Para la medición de los volúmenes de emisión de CO₂, se emplearon dos equipos portátiles, 1) El equipo EGM-5 (PP systems, USA) y 2) el GT5000 (Gasmét, Finlandia), realizando las mediciones con periodicidad semanal. Las medidas se llevaron a cabo entre las 9:00-11:00 a.m. para evitar la interferencia de altas temperaturas. Se realizó una única medida en los controles, mientras que en la línea de plantación con acolchado orgánico se llevaron a cabo dos tipos de medidas, sobre la cubierta del acolchado y una vez retirado este sobre la superficie del suelo permitiendo establecer los efectos de cada tratamiento. Desde el estado fenológico de reposo vegetativo hasta la brotación, se utilizó el equipo EGM-5 conectado a una cámara cerrada SRC-2 (PP systems, USA) en ambos años. Y entre el estado fenológico de brotación (abril) hasta la parada vegetativa (noviembre) en 2021, se alternaron semanalmente el EGM-5+SRC-2 con el GT5000. En 2022, se utilizó exclusivamente el equipo GT5000, conectado a una cámara circular de PVC insertada 5 cm en el suelo, empleando la técnica FTIR para el cálculo de las emisiones de GEI.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Temperatura: El análisis de las temperaturas durante los años 2021 y 2022 revela una cierta homogeneidad en el comportamiento microclimático asociado a los diversos métodos de acolchado empleados. Se observó que, desde la etapa de brotación hasta el envero, las variaciones de temperatura entre los acolchados no mostraron cambios significativos, en contraste con las diferencias observadas en los tratamientos de control. En el año 2021, el tratamiento H registró la temperatura máxima más alta, alcanzando los 31 °C, lo que representó una diferencia de hasta 4 °C en comparación con los suelos de las filas con acolchados. Además, el tratamiento H destacó por sus marcadas variaciones térmicas, con una diferencia de hasta 21 °C entre la temperatura máxima y mínima durante el período de brotación a envero, siendo hasta 6 °C más alta que los tratamientos con acolchado. Entre envero y vendimia se observó una oscilación térmica entre 3,5 y 5 °C mayor en el tratamiento H en comparación con Str, GPD y SMC. En el año 2022, se evidenció una mayor fluctuación de temperaturas entre los distintos estados fenológicos en comparación con el año anterior, con diferencias más notables entre los tratamientos. A pesar de las variaciones anuales en los rangos de temperatura, los efectos de los tratamientos de acolchado sobre el régimen térmico mantienen una consistencia a lo largo del tiempo (Cabrera-Pérez et al. 2023). El tratamiento T no se adapta al comportamiento de H debido a que la formación de un surco al realizar el pase de intercepas ha generado un punto de acumulación de hojas, lo que a su vez ha provocado un aumento en la retención de precipitaciones y la temperatura.

Humedad del suelo: El estudio del contenido de agua en el suelo a lo largo de 2021 y 2022 revela variaciones significativas según los tipos de acolchado y las etapas fenológicas de la

vid. Durante la etapa de brotación a envero en 2021 SMC registró los niveles más altos de humedad, con un 43,8% w/w, diferenciándose notablemente de otros tratamientos, como GPD y H, que alcanzaron un 11,1% w/w y un 4,5% w/w respectivamente. Sin embargo, al avanzar de envero a vendimia, todos los tipos de acolchado experimentaron una reducción en la humedad del suelo, siendo SMC el más eficiente con un 33,46% de retención, hecho que también fue observado por Pinamonti (1998) al aplicar diferentes compost sobre el suelo de un viñedo. P y GPD mostraron valores mínimos de 15,1% y 10,7% respectivamente. Durante la parada vegetativa, SMC continuó liderando en retención de humedad, alcanzando un pico de 39,8%, mientras que H presentó el valor más bajo con un 9,0%. En términos de promedios anuales, SMC demostró su eficacia en el manejo de la humedad en todas las fases fenológicas, con promedios de 33,4% en parada vegetativa, 30,7% en brotación a envero y 21,7% en envero a vendimia. Se observó una secuencia más o menos uniforme en el contenido de humedad entre los diferentes tratamientos, con SMC como el más eficiente seguido de T, Str, GPD y H. Sin embargo, durante el periodo de envero a vendimia de 2022, Str superó temporalmente a SMC en contenido de agua en el suelo tal y como observó Nawaz et al. (2017), resaltando la variabilidad en la eficacia de los acolchados bajo condiciones climáticas específicas.

Emisiones de CO₂ sobre el acolchado y del suelo bajo el acolchado orgánico: Este estudio reveló cierta tendencia en las emisiones de gases. Al evaluar los flujos de CO₂ sobre los acolchados, las emisiones ordenadas de mayor a menor volumen fueron: SMC, T, GPD, Str y H. Sin embargo, al evaluar el CO₂ emitido por los suelos bajo dichos acolchados, éstos presentan los volúmenes de CO₂ más altos en comparación con el tratamiento control siendo el orden de mayor a menor volumen: SMC, GPD, Str, T y H. Durante las fases de brotación a envero en 2021, los acolchados Str y GPD demostraron la mayor eficacia en la reducción de emisiones de CO₂ (Gómez de Barreda et al. 2023). Str redujo las emisiones en un 87,3%, mientras que GPD lo hizo en un 90%. Por el contrario, SMC mostró las emisiones más altas, con un máximo de 80,3 g m⁻² día⁻¹, significativamente superior a los otros dos tratamientos. Para el periodo de envero a vendimia, Str y GPD volvieron a ser los más eficientes, con reducciones del 84,1% y 87,1% respectivamente. SMC continuó presentando las emisiones más altas tanto sobre el acolchado como en el suelo. Durante la etapa de parada vegetativa, SMC continuó siendo el tratamiento con las emisiones más altas, mientras Str y GPD lograron las mayores reducciones, hasta un 96,5% en el caso de GPD.

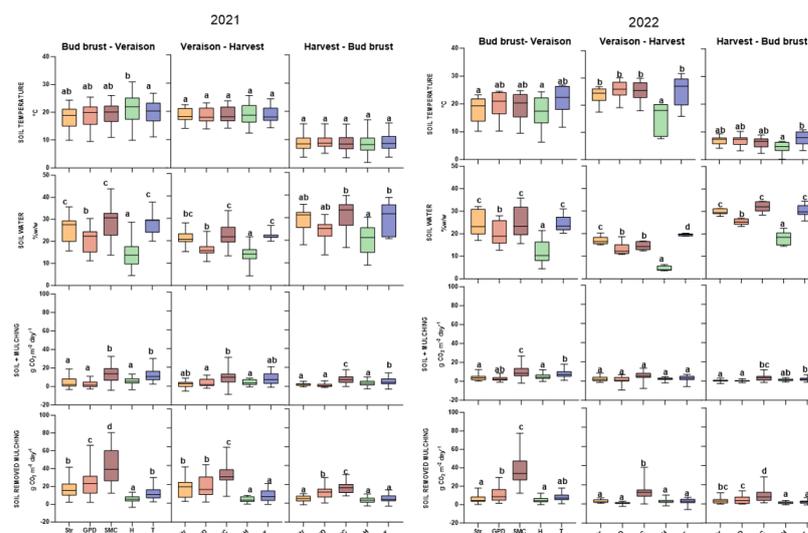


Figura 1 Se representan la temperatura del suelo (°C) y el contenido de agua del suelo (%w/w). Suelo + acolchado (g m⁻² día⁻¹) corresponde a las medidas de emisiones de CO₂ recogidas sobre los mantillos y suelo sin acolchado corresponde a las mediciones del suelo subyacente.

CONCLUSIONES

Las diferentes medidas realizadas en las filas de un viñedo comercial de Tempranillo tanto sobre los diferentes acolchados orgánicos acopiados (paja, sustrato de champiñón y restos de poda) como en el suelo subyacente han permitido conocer que la incorporación de material vegetal inerte sobre los suelos, disminuyen significativamente las emisiones de GEI, mejorando a su vez la retención de humedad y la regulación térmica del suelo en comparación con los tratamientos convencionales de aplicación de herbicida y empleo de arado intercepas.

REFERENCIAS

Aguilera E, Lassaletta L, Sanz-Cobena A, Garnier J, Vallejo A. 2013. The potential of organic fertilizers and water management to reduce N₂O emissions in Mediterranean climate cropping systems. A review. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 164: 32–52.

Cabrera-Pérez C, Llorens J, Escolà A, Royo-Esnal A, Recasens J. 2023. Organic mulches as an alternative for under-vine weed management in Mediterranean irrigated vineyards: Impact on agronomic performance. *European Journal of Agronomy* 145(June 2022).

Garcia L, Damour G, Gary C, Follain S, Le Bissonnais Y, Metay A. 2019. Trait-based approach for agroecology: contribution of service crop root traits to explain soil aggregate stability in vineyards. *Plant and Soil*, 435(1–2): 1–14.

Gatti M, Garavani A, Squeri C, Capri C, Diti I, D'Ambrosio R, Frioni T, Scotti C, Poni S. 2022. Inter-row floor management is a powerful factor for optimising vine balance in a non-irrigated organic Barbera vineyard in northern Italy. *European Journal of Agronomy* 136: 126490.

Gómez de Barreda D, Bautista I, Castell V, Lidón A. 2023. Rice Straw Mulch Installation in a Vineyard Improves Weed Control and Modifies Soil Characteristics. *Agronomy* 13: 12.

Gomiero T, Pimentel D, Paoletti MG. 2011. Environmental impact of different agricultural management practices: Conventional vs. Organic agriculture. *Critical Reviews in Plant Sciences* 30(1–2): 95–124.

Intergovernmental Panel on Climate Change. 2019. Global warming of 1.5 °C. En: *Special Report on Global Warming of 1.5°C*.

Nawaz A, Lal R, Shrestha RK, Farooq M. 2017. Mulching Affects Soil Properties and Greenhouse Gas Emissions Under Long-Term No-Till and Plough-Till Systems in Alfisol of Central Ohio. *Land Degradation and Development* 28(2): 673–681.

Peregrina F, Larrieta C, Colina M, Mariscal-Sancho I, Martín I, Martínez-Vidaurre JM, García-Escudero E. 2012. Spent Mushroom Substrates Influence Soil Quality and Nitrogen Availability in a Semiarid Vineyard Soil. *Soil Science Society of America Journal* 76(5): 1655–1666.

Pinamonti F. 1998. Compost mulch effects on soil fertility, nutritional status and performance of grapevine. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 51(3): 239–248.

FERTILIZANTES DE BASE ORGÁNICA EN ROTACIONES DE CULTIVOS EXTENSIVOS

Lucía Guerrero-Gallardo^{1,*}, José Javier Guerrero-Criado¹, Sana Boubehziz¹, Fernando Muñoz-Navarro¹, María de los Ángeles Martín Santos², María del Carmen Gutiérrez Martín², María Carmen del Campillo¹, Antonio Rafael Sánchez-Rodríguez¹

¹Departamento de Agronomía, Unidad de Excelencia María de Maeztu, Campus de Excelencia Internacional Agroalimentario ceiA3, Universidad de Córdoba. Edificio C4, Ctra. Madrid, km 396, 14071 Córdoba, España.

²Departamento de Química Inorgánica e Ingeniería Química, Área de Ingeniería Química, Instituto Químico para la Energía y el Medio Ambiente (IQUEMA). Campus de Excelencia Internacional Agroalimentario ceiA3, Universidad de Córdoba.

*g62gugal@uco.es

RESUMEN

El segundo elemento más importante en nutrición vegetal es el fósforo (P), obtenido principalmente como fertilizante químico de la roca fosfórica, recurso no renovable. Por esta razón, es necesario evaluar alternativas como la recuperación del P de distintas fuentes residuales, valorizándolas en forma de enmiendas orgánicas. Además, el contenido en materia orgánica y otros nutrientes de estos subproductos permiten realizar una fertilización integral, mejorando la funcionalidad y la salud del suelo. El objetivo del estudio fue evaluar los efectos sobre el suelo y las plantas en dos rotaciones (trigo-girasol y trigo-cebada), en las que se aplicaron potenciales fertilizantes de P de base orgánica (harina de sangre, alperujo compostado, vermicompost, compost de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos, compost de lodo de depuradora y estruvita) y fertilizante de síntesis inorgánica como control positivo, en dosis de 0,25 y/o 50 mg P kg⁻¹, sobre suelos con distintas propiedades físico-químicas y nivel inicial de P disponible. Además, se evaluó el contenido en metales pesados en suelo y planta, no viéndose incrementado significativamente en ningún caso. Adicionalmente, la mayoría de los fertilizantes de base orgánica incrementaron la absorción de P en las plantas, algunos de ellos de forma similar al fertilizante inorgánico, aunque el desarrollo de las plantas se redujo con la harina de sangre y el alperujo compostado respecto a los demás subproductos. El efecto sobre la dinámica de los nutrientes fue dependiente de la naturaleza de los subproductos, y, especialmente, de la tipología de suelo utilizado.

PALABRAS CLAVE: Fertilizantes de base orgánica, economía circular, fertilización de fósforo, salud del suelo, rotación de cultivos.

INTRODUCCIÓN

En el escenario de cambio climático y escasez de recursos en el que nos encontramos, resulta indispensable reducir la dependencia de insumos químicos en actividades básicas para la supervivencia del ser humano, como es la agricultura. Una línea de actuación de pleno interés y promovida por las políticas europeas, es la aplicación del concepto de economía circular en la búsqueda de recursos sostenibles para mejorar la funcionalidad y salud del suelo. Haciendo uso de estrategias basadas en dicho concepto, se pretende utilizar enmiendas de base orgánica a partir de fuentes residuales de diferentes orígenes (agrícola, ganadero, industrial, urbano). De esta forma, se avanza en solventar el problema de la gestión y almacenamiento de residuos a la vez que se aportan nutrientes y materia orgánica al suelo agrícola. Esta opción se presenta como una alternativa muy interesante a la utilización de recursos no renovables, como es el caso de la roca fosfórica (Cooper et al. 2011), fuente principal del nutriente fósforo (P), macronutriente esencial para la nutrición vegetal. Con este estudio se pretende evaluar la aplicación de una selección de potenciales fertilizantes de P de base orgánica sobre el suelo y la planta, en rotaciones de cultivos. Se abarcan suelos con distintas

propiedades y nivel inicial de P disponible variado. Por otro lado, conocer la naturaleza de estos productos de base orgánica es fundamental para minimizar el riesgo de añadir elementos no deseados para el crecimiento vegetal y que pueden alterar las características del suelo. Por ello, el segundo objetivo de este trabajo fue evaluar el posible efecto negativo en planta y suelo ocasionado por presencia de metales pesados en los residuos origen de los potenciales fertilizantes de P.

MATERIALES Y MÉTODOS

En este estudio se realizaron dos rotaciones (trigo-girasol y trigo-cebada) sobre una selección de suelos con propiedades fisicoquímicas variadas, evaluando diferentes potenciales fertilizantes de P de base orgánica en cada rotación. Entre los suelos se encuentran suelos calcáreos, por su importancia en las zonas agrícolas mediterráneas y suelos no calcáreos (con menor limitación en nutrientes como P y micronutrientes). En la rotación trigo-girasol los suelos fueron fertilizados con harina de sangre (HAS), alperujo compostado (ALP), compost de la fracción orgánica de residuos sólidos urbanos (RSU) y vermicompost (VER) antes de sembrar el primer cultivo. Los productos se aplicaron para obtener las dosis de 25 y 50 mg P kg⁻¹ de suelo (entre 45 y 114 kg P₂O₅ ha⁻¹). La estrategia de fertilización fue diferente para la segunda rotación, trigo-cebada, ya que los productos se aplicaron aislados (estruvita (EST), ALP, RSU y compost de lodo de depuradora (LOD)) y en combinación con estruvita (aportando cada subproducto la mitad del P total). La dosis de tratamiento fue de 50 mg P kg⁻¹ suelo en este segundo ensayo. En las dos rotaciones se utilizaron como control positivo fertilizantes inorgánicos, superfosfato simple (18% de P₂O₅, en la primera; S18) y fosfato diamónico (36% de P₂O₅, en la segunda; DAP), en las mismas dosis que los productos aplicados, en cada caso.

Los ensayos de cultivo se realizaron en macetas y se desarrollaron desde su germinación hasta cosecha en cámaras de crecimiento con condiciones controladas. Se aplicó riego diario con agua desionizada manteniendo la humedad de suelo cercana a capacidad de campo. La fertilización con una solución nutritiva Hoagland modificada (sin aporte de P) evitó deficiencias de nutrientes. Se midió la altura de las plantas, el índice de clorofila y el estado fenológico durante el ciclo de cultivo. El rendimiento, la biomasa y la concentración de nutrientes se evaluaron en función del suelo y del producto aplicado, tras el corte de las plantas. Además, en el suelo de las macetas se determinó la humedad, pH, conductividad eléctrica (CE), la materia orgánica, el análisis elemental (C y N), el P disponible para las plantas y la actividad enzimática (fosfatasas ácida y alcalina). Para la rotación trigo-cebada, se analizó el contenido de metales pesados tanto en planta como en suelo, determinando los elementos químicos presentes por fluorescencia de rayos X. Los resultados se sometieron a análisis de varianza y posterior test post hoc (LSD) para determinar diferencias significativas entre tratamientos.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La Figura 1 presenta la absorción de P (mg P planta⁻¹) por los cultivos de trigo y girasol (primer ensayo). La aplicación de la harina de sangre (HAS) resultó en una disminución de la absorción de P en todos los casos en comparación con la no adición de P (C). Un efecto similar pero menos negativo se observó en las plantas tratadas con compost de alperujo (ALP). No obstante, en referencia al C, los demás tratamientos aumentaron la absorción de P por ambos cultivos. En el suelo RAB (no calcáreo), el efecto de los fertilizantes de base orgánica no fue tan notable como en SAN (calcáreo). Probablemente esto fue debido a que RAB tenía un nivel más alto de P disponible inicialmente, así como un pH relacionado con una mayor solubilidad de este elemento (Ryan et al. 2012; 2013), generando una mayor absorción de P en las plantas que crecieron en este suelo. Sin embargo, en el suelo SAN, el contenido de P en las plantas incluso se duplicó con algunos tratamientos en comparación con el C (ALP, RSU y VER (sólo en suelo SOR) para dosis de 50 mg P kg⁻¹ suelo). En general, el efecto

de la dosis de P fue más notorio en el suelo SAN (calcáreo y con menor contenido en P disponible) que en RAB (no calcáreo).

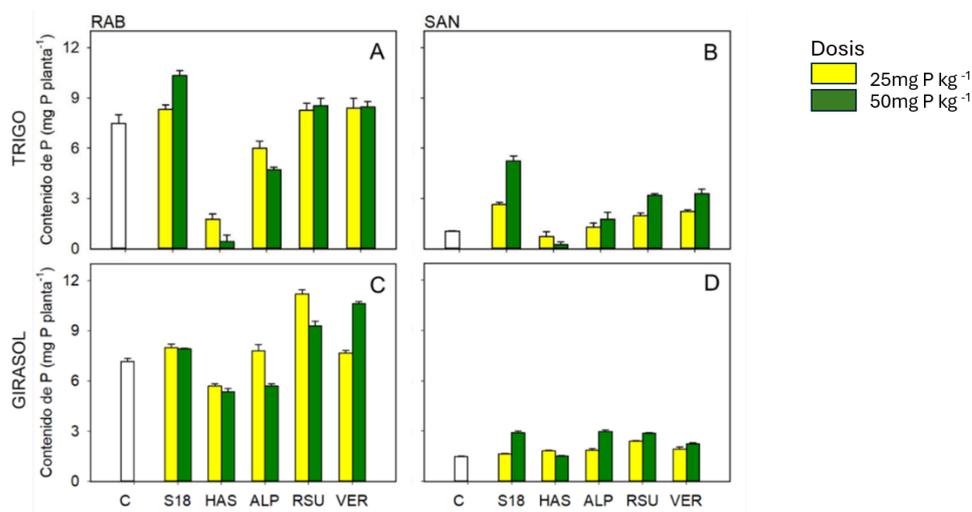


Figura 1: Absorción de P (mg P planta⁻¹) (media \pm error estándar, $n = 5$) al final de los cultivos de trigo y girasol sobre los suelos RAB (A y C) y SAN (B y D) en función del tratamiento (C: sin P, S18: superfosfato 18, HAS: harina de sangre, ALP: alperujo compostado, RSU: residuo sólido urbano compostado y VER: vermicompost) y la dosis de P (25 y 50 mg P kg⁻¹).

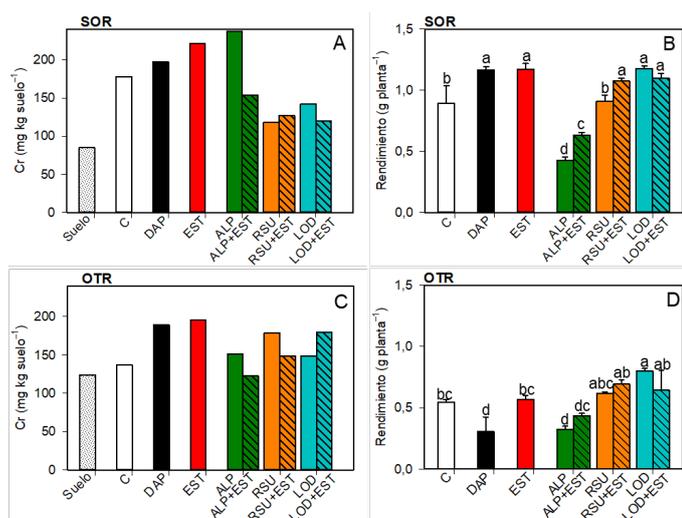


Figura 2: Contenido en Cr (media, $n = 5$) y rendimiento (media \pm error estándar, $n = 5$) en plantas de trigo para los suelos SOR (A y B) y OTR (C y D), en función del tratamiento. Tratamientos: C: Control negativo sin aporte de P; DAP: fosfato diamónico; EST: estruvita; ALP: alperujo compostado; ALP+EST: alperujo compostado y EST; RSU: compost de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos; RSU+EST: compost de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos y EST; LOD: compost de lodo de depuradora; LOD+EST: compost de lodo de depuradora y EST. Dosis equivalente de P aportada con los distintos tratamientos excepto con el C (sin aporte de P), 50 mg P kg⁻¹ suelo. Letras diferentes indican diferencias significativas entre las medias para los distintos tratamientos conforme al análisis post hoc LSD ($p < 0,05$) realizado tras ANOVA de una vía.

Según lo establecido en el Real Decreto 999/2017, los elementos metálicos Cd, Zn, Cr, Ni, Pb y Cu tienen valores límite aplicables a las enmiendas orgánicas producidas mediante compostaje. En la Figura 2 se muestran resultados de contenido en Cr y rendimiento en la segunda rotación (trigo-cebada) al final del primer cultivo (trigo). Este elemento metálico se incrementó en todos los tratamientos respecto de los suelos originales, aunque las diferencias entre tratamientos no fueron significativas, incluso con respecto al C, sin aplicación de potenciales fertilizantes. Se destacan el DAP y la estruvita (EST) porque produjeron valores

elevados de Cr en ambos suelos, al igual que el alperujo compostado (ALP) en el suelo SOR (no calcáreo). Por otra parte, las plantas cultivadas en el suelo SOR produjeron mayor rendimiento que en OTR (calcáreo). En el primer caso, el DAP, la EST, el RSU+EST, LOD y LOD+EST produjeron mayores rendimientos que el C, destacando negativamente el ALP y el ALP+EST. Sin embargo, LOD fue el único tratamiento que produjo mayor rendimiento (significativamente) que C en OTR. De estos resultados se deduce que el contenido Cr no afectó directamente al rendimiento del cultivo. Las mermas en el rendimiento de ALP pueden estar relacionadas con la presencia de polifenoles en este tratamiento, que comprometen el desarrollo de la planta (Aranda et al. 2002).

CONCLUSIONES

Este estudio permite visualizar que el uso de los potenciales fertilizantes de base orgánica podría mejorar la funcionalidad del suelo (al aportar tanto materia orgánica como fósforo) y potenciar la producción. Aunque el contenido metálico no superó los límites máximos establecidos en el RD 506/2013 para la clasificación del compost, muchos de los productos utilizados en este ensayo se encuentran fuera de las enmiendas agronómicas permitidas actualmente. Permitir su uso en la agricultura sería una iniciativa para valorizar grandes volúmenes de residuos al mismo tiempo que se encontraría una solución (al menos parcial) en la búsqueda de alternativas a determinados fertilizantes de síntesis. Por ello, suponiendo eficientes los procesos de valorización de dichos residuos, es necesario, seguir avanzando en esta línea, analizando el comportamiento de diferentes bioestabilizados con dosis, cultivos y suelos diferentes.

Agradecimientos: Lucía Guerrero Gallardo (Ref. FPU22/01371) y José Javier Guerrero Criado (Ref. FPU21/03384) están financiados por el Ministerio de Ciencia, Innovación y Universidades (contratos FPU) y Sana Boubehziz (Ref. PRE2020-092577) por la Agencia Estatal de Investigación (AEI, contrato FPI). El estudio fue financiado por el Ministerio de Ciencia e Innovación (PID2020-118503RB-C22) y la Junta de Andalucía (GOPO-CO-23-0006). Además, el Dpto. de Agronomía UCO recibe fondos de la AEI mediante el Programa de Excelencia María de Maeztu (Ref. CEX2019-000968-M).

REFERENCIAS

- Aranda E, Sanpedro I, Ocampo JA, García-Romera I. 2002. Reducción de la fitotoxicidad del extracto acuoso de alperujo en plantas de tomate mediante el uso de *Fusarium lateritium*. Jornadas de investigación y transferencia tecnológica al sector oleícola. CSIC, Granada, Estación Experimental del Zaidín, p. 233–236.
- Cooper J, Lombardi R, Boardman DI, Carliell-Marquet C. 2011. The future distribution and production of global phosphate rock reserves. *Resources, Conservation and Recycling* 57: 78-86. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2011.09.009>
- Ryan J, Ibrikçi H, Delgado A, Torrent J, Sommer R, Rashid A. 2012. Significance of Phosphorus for Agriculture and the Environment in the West Asia and North Africa Region. *Advances in Agronomy* 114: 91-153. <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-394275-3.00004-3>
- Ryan J, Rashid A, Torrent J, Yau SK, Ibrikci H, Sommer R, Erenoğlu EB. 2013. Micronutrient Constraints to Crop Production in the Middle East–West Asia Region. *Advances in Agronomy*: 122: 1-84. <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-417187-9.00001-2>

EFFECTO DE LA APLICACIÓN DE UNA ENMIENDA ORGÁNICA, DOSIS DE HERBICIDA Y HUMEDAD EN LA DISIPACIÓN DE IODOSULFURON-METIL EN UN SUELO AGRÍCOLA

Jesús M. Marín-Benito¹, José M. Ordax¹, M. Jesús Sánchez-Martín¹, M. Sonia Rodríguez-Cruz^{1,*}

¹ Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Salamanca (IRNASA-CSIC), Cordel de Merinas 40-52, 37008 Salamanca (España).

*E-mail: msonia.rodriguez@irnasa.csic.es

RESUMEN

El iodosulfuron-metil-sodio es un herbicida que se aplica en post-emergencia en cultivos de cereal. Los residuos de este herbicida pueden resultar fitotóxicos para los cultivos de rotación, siendo necesario estudiar su mecanismo de disipación en el suelo bajo diferentes condiciones edafoclimáticas y agronómicas. El objetivo de este trabajo fue estudiar bajo condiciones controladas de laboratorio (20 °C, oscuridad) el efecto de: i) la aplicación de compost vegetal como enmienda (2,5% p/p) a un suelo agrícola, ii) la dosis de herbicida (dosis agronómica y el doble de ésta) y iii) la humedad del suelo (25% y 50% de la capacidad de campo) en la disipación del herbicida iodosulfuron-metil-sodio y la formación de su metabolito, metsulfuron-metil. Además, se estudió el mecanismo de disipación del herbicida (fracción extraíble, fracción mineralizada y fracción fuertemente enlazada al suelo), mediante un estudio paralelo con ¹⁴C-iodosulfuron-metil sodio. El herbicida presentó una menor velocidad de disipación y mayores valores de vida media (DT₅₀) en los tratamientos de suelo enmendado con compost vegetal, con mayor contenido en carbono orgánico. La velocidad de disipación del herbicida fue menor en los suelos tratados con la dosis alta de herbicida en comparación con los suelos tratados con la dosis baja. Los valores de DT₅₀ fueron ligeramente menores en los suelos con menor humedad, debido a la formación de residuos fuertemente enlazados que aumentaron la retención del herbicida en el suelo, dando lugar a una mayor disipación aparente. Se formaron mayores cantidades de metabolito en el suelo enmendado para todos los tratamientos.

Palabras clave: Degradación, herbicida, metabolito, suelo agrícola, compost vegetal

INTRODUCCIÓN

Los residuos de herbicidas aplicados en el cultivo primario de cereal pueden ser fitotóxicos para el posterior cultivo de rotación incluso a concentraciones muy bajas. Diferentes prácticas agronómicas como la aplicación de residuos orgánicos como enmienda del suelo y la aplicación de herbicidas en post-emergencia de cultivos de cereal (finales de invierno-comienzo de primavera), así como condiciones climáticas desfavorables (periodos de sequía) pueden modificar la disipación y persistencia de herbicidas en suelos agrícolas, existiendo el riesgo de que produzcan daños en los cultivos de rotación posteriores por presencia de residuos de estos compuestos.

El iodosulfuron-metil-sodio es un herbicida del grupo de las sulfonilureas, que se aplica en post-emergencia en cultivos de trigo y cebada (EFSA 2016). Distintos factores edafoclimáticos, prácticas agronómicas y las características del herbicida pueden condicionar su disipación en el suelo. El pH de la solución del suelo, la textura y el contenido en carbono orgánico (CO) pueden influir en la velocidad de disipación de las sulfonilureas (Grey y McCullough 2012).

Algunas prácticas agrícolas habituales como la aplicación de enmiendas orgánicas al suelo simultáneamente a la aplicación de herbicidas podrían modificar el comportamiento de los herbicidas en el suelo, incluyendo la velocidad de disipación. La dosis de herbicida, el régimen de riego o la precipitación que recibe el suelo puede afectar a la velocidad de disipación de estos compuestos (Carpio et al. 2021). Los residuos de sulfonilureas no degradados pueden migrar fácilmente con el agua, lo que aumenta su riesgo de lixiviación hacia los cuerpos de agua y hace más difícil su degradación (Grey y McCullough 2012).

El objetivo de este trabajo fue estudiar bajo condiciones controladas de laboratorio el efecto de: i) la aplicación de compost vegetal como enmienda a un suelo agrícola, ii) la dosis de herbicida, y iii) la humedad del suelo en la disipación del herbicida iodosulfuron-metil sodio y la formación de su principal metabolito, metsulfuron-metil. Además, se estudió el mecanismo de disipación del herbicida mediante un estudio paralelo con ^{14}C -iodosulfuron-metil sodio.

MATERIALES Y MÉTODOS

Herbicida y metabolito. Los estándares analíticos PESTANAL™ del herbicida iodosulfuron-metil-sodio y su metabolito metsulfuron-metil (pureza $\geq 98.5\%$) fueron suministrados por Sigma-Aldrich, Merck (Alemania). La formulación comercial del herbicida utilizada fue Hussar® Plus (Bayer AG, Lyon, Francia) que contiene un 5% p/v de iodosulfuron-metil-sodio (pureza 99%). El ^{14}C -iodosulfuron-metil-sodio (fenilo- $U\text{-}^{14}\text{C}$, actividad específica 2,87 MBq mg^{-1} , pureza 99,1%) fue suministrado por IZOTOP (Hungría). Los valores de la solubilidad en agua y el log Kow son 25 g L^{-1} (pH 7) y -0,7, respectivamente.

Residuo orgánico. El compost vegetal (GC) utilizado para enmendar el suelo fue suministrado por Viveros El Arca (Salamanca). Está compuesto por una mezcla de residuos vegetales procedentes de poda compostados con un 37,7% humedad, pH de 7,8, 19,1% CO y 2,1% nitrógeno orgánico.

Suelo. Un suelo agrícola (S) con textura franco-arenosa (11,1% arcilla, 28,1% limo, 60,8% arena) se muestreó (0-20 cm) en la finca experimental Muñovela (IRNASA-CSIC, Salamanca). El suelo fue enmendado con GC (S+GC) al 2,5% p/p. Algunas características de los suelos se incluyen en la Tabla 1.

Tabla 1. Características del suelo sin enmendar y enmendado con compost vegetal (GC).

Suelo	pH	CO (%)	N (%)	C/N
S	6,2	1,12	0,126	8,9
S+GC	6,3	1,37	0,162	8,5

Estudios de disipación. La formulación comercial de iodosulfuron-metil-sodio se aplicó a la dosis agronómica (D1) y al doble de ésta (D2) en el suelo sin enmendar y enmendado con GC. Se incubaron muestras de cada tratamiento sin esterilizar y esterilizadas (500 g) con el herbicida por duplicado en condiciones controladas de humedad (25% y 50% de la capacidad de campo) y temperatura (20 °C) en oscuridad, realizándose la extracción de los residuos de herbicida a diferentes intervalos de tiempo hasta 120 días. Se determinaron los parámetros cinéticos en el suelo sin enmendar y enmendado utilizando el modelo cinético que mejor se ajustó a los datos de disipación utilizando la herramienta Solver de Excel (FOCUS 2006). Además, se llevó a cabo un estudio paralelo con los mismos tratamientos del suelo en los que se aplicó el ^{14}C -iodosulfuron-metil-sodio para determinar el balance total del herbicida (fracción mineralizada, fracción extraída y fracción fuertemente enlazada).

Determinación analítica del herbicida. El herbicida se extrajo con metanol:agua (50:50, 10 mL) desde muestras de suelo por duplicado (5 g) sin enmendar o enmendado. Las concentraciones de herbicida y su metabolito se cuantificaron por cromatografía líquida

(HPLC/Q-TOF-MS) (Agilent, CA, USA), monitorizando la relación masa/carga (m/z) $[M+H]^+$ de 530 y 382, respectivamente. La concentración de ^{14}C -iodosulfuron-metil se determinó midiendo la actividad en un contador de centelleo líquido Beckman LS6500 (Beckman Instruments, Inc., CA, USA).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las curvas de disipación de iodosulfuron-metil-sodio aplicado a las dosis D1 y D2 en el suelo sin enmendar y enmendado con GC incubados a las humedades del 25% y 50% de la capacidad de campo se ajustaron al modelo cinético de primer orden (SFO) con parámetros de bondad de ajuste $\chi^2 \leq 7,1$ y $r^2 \geq 0,99$. Los valores de los parámetros cinéticos de disipación: velocidad (k , días^{-1}), vida media (DT_{50} , días) y vida 90% (DT_{90} , días) de disipación se incluyen en la Tabla 2. Según el último informe de EFSA (2016), para iodosulfuron-metil sodio, las curvas de disipación en suelos agrícolas bajo condiciones de laboratorio se ajustaron al modelo SFO y a modelos bifásicos.

Tabla 2. Parámetros cinéticos de disipación de iodosulfuron-metil-sodio aplicado en el suelo sin enmendar (S) y enmendado (S+GC) a la dosis agronómica (D1) y al doble de ésta (D2) bajo condiciones de humedad (H) del 25% y 50% de la capacidad de campo.

Suelo	$k(\text{d}^{-1})$	$DT_{50}(\text{d})$	$DT_{90}(\text{d})$	Suelo+Compost	$k(\text{d}^{-1})$	$DT_{50}(\text{d})$	$DT_{90}(\text{d})$
S-D1-H25%	0,050	14,0	46,5	S+GC-D1-H25%	0,036	19,2	63,8
S-D1-H50%	0,038	18,5	61,4	S+GC-D1-H50%	0,033	20,9	69,5
S-D2-H25%	0,026	26,2	87,0	S+GC-D2-H25%	0,021	33,2	110,4
S-D2-H50%	0,024	29,2	97,0	S+GC-D2-H50%	0,021	33,8	112,1

Los valores de DT_{50} en el suelo sin enmendar están en el rango de valores determinados (0,6-20,8 días, 15 suelos) en estudios anteriores (EFSA, 2016). El herbicida presentó una menor velocidad de disipación y valores de DT_{50} hasta 1,4 veces mayores en los tratamientos de S+GC que en los de S, ya que presentan una mayor adsorción de iodosulfuron-metil, debido a su mayor contenido en CO (García-Miro et al. 2022). En S+GC, el porcentaje máximo de metabolito (metsulfuron-metil) formado fue 1,3 veces mayor, aunque se alcanzó a un tiempo posterior, que en el suelo sin enmendar. Estos resultados podrían ser debidos a la mayor adsorción del metabolito por el suelo enmendado (García-Miro et al. 2022) y su menor disponibilidad para ser posteriormente degradado.

La velocidad de disipación del herbicida fue de 1,6 a 1,9 veces menor en los suelos tratados con la dosis D2 de herbicida en comparación con los suelos tratados con la dosis D1, debido a que los microorganismos podrían necesitar más tiempo para degradar una mayor cantidad de compuesto (Carpio et al. 2021).

Los valores de DT_{50} fueron hasta 1,3 veces menores en los suelos con menor humedad, debido a la formación de residuos enlazados y mayor retención del herbicida en el suelo, dando lugar a una mayor disipación aparente (Carpio et al. 2021). El efecto de la humedad del suelo sobre la velocidad de disipación del herbicida fue menos evidente en el S+GC.

La Tabla 3 incluye los porcentajes de las fracciones mineralizada, extraíble y enlazada a 120 días después de la aplicación de ^{14}C -iodosulfuron-metil-sodio en los suelos.

Tabla 3. Fracción mineralizada, extraíble y enlazada a 120 días después la aplicación de ¹⁴C-iodosulfuron-metil-sodio en el suelo sin enmendar (S) y enmendado (S+GC) a la dosis agronómica (D1) y al doble de ésta (D2) y humedad (H) del 25% y 50% la capacidad de campo.

Suelo	Mineral. (%)	Extraíble (%)	Enlazada (%)	Suelo+Compost	Mineral. (%)	Extraíble (%)	Enlazada (%)
S-D1-H25%	2,0	73,3	24,7	S+GC-D1-H25%	1,8	72,8	25,4
S-D1-H50%	2,3	59,8	37,9	S+GC-D1-H50%	1,8	65,8	32,4
S-D2-H25%	1,8	72,0	26,2	S+GC-D2-H25%	1,0	80,8	18,2
S-D2-H50%	3,6	63,4	33,1	S+GC-D2-H50%	1,7	69,8	28,4

En general, la fracción de ¹⁴C-[herbicida+metabolitos] extraíble fue menor en S que en S+GC. Las fracciones mineralizada y enlazada fueron mayores en los suelos incubados con una humedad del 50% que en los suelos con 25% de humedad para las dos dosis aplicadas.

CONCLUSIONES

Los diferentes tratamientos de un suelo agrícola (enmienda orgánica, dosis de herbicida y humedad del suelo), en condiciones de laboratorio, tienen efectos diferentes sobre la disipación y persistencia de iodosulfuron-metil-sodio y su principal metabolito. La mayor persistencia del herbicida en el suelo puede tener consecuencias negativas sobre el cultivo de rotación, aunque será necesario estudiar su disipación en condiciones reales de campo.

Agradecimientos: Este trabajo ha sido financiado por el Ministerio de Ciencia e Innovación, AEI (proyecto PID2020-113379RB-I00). Agradecemos al Proyecto CLU-2019-05 – Unidad de Excelencia IRNASA-CSIC, financiado por la Junta de Castilla y León y cofinanciado por la UE-FEDER.

REFERENCIAS

- Carpio MJ, Sánchez-Martín MJ, Rodríguez-Cruz MS, Marín-Benito JM. 2021. Effect of organic residues on pesticide behavior in soils: a review of laboratory research. *Environments* 8(4): 32.
- EFSA (European Food Safety Authority). 2016. Conclusion on the peer review of the pesticide risk assessment of the active substance iodosulfuron-methyl-sodium (approved as iodosulfuron). *EFSA Journal* 14(4): 4453.
- FOCUS (Forum for the Co-ordination of Pesticide Fate Models and their Use). 2006. Guidance document on estimating persistence and degradation kinetics from environmental fate studies on pesticides in EU Registration Report of the FOCUS Work Group on Degradation Kinetics. EC Document Reference SANCO/10058/2005-v. 2.0, 434 pp.
- García-Miro A, Ordax JM, Sánchez-Martín MJ, Marín-Benito JM, Rodríguez-Cruz MS. 2022. Adsorción de herbicidas ionizables por suelos agrícolas sin enmendar y enmendados con compost vegetal. *Revista de Ciências Agrárias* 45(4): 614–617.
- Grey TL, McCullough PE. 2012. Sulfonylurea herbicides' fate in soil: Dissipation, mobility, and other processes. *Weed Technology* 26(3): 579–581.

EVALUACIÓN DE LA CAPACIDAD DE *ARTEMISIA THUSCULA* CAV. PARA FORMAR SIMBIOSIS CON HONGOS BENÉFICOS DE LA RIZOSFERA

Marta Selma Garzón-Molina^{*}, Gladys Arteaga-Clemente, María Araceli García-González,
Mónica González-González

Instituto Canario de Investigaciones Agrarias. Carretera de El Boquerón, s/n, San Cristóbal de La Laguna 38270
Santa Cruz de Tenerife, España

^{*}Marta Selma Garzón-Molina mgarzon@icia.es, Unidad de Laboratorios, Instituto Canario de Investigaciones
Agrarias (ICIA)

RESUMEN

Artemisia es un género de plantas que se distribuye ampliamente a nivel mundial, principalmente en zonas áridas. Esta planta ha sido utilizada por el hombre desde sus primeros asentamientos poblacionales por, entre otras, sus propiedades terapéuticas, antimicrobianas, fúngicas, herbicidas y antioxidantes, propiedades que están relacionadas con su contenido en distintos metabolitos secundarios. A pesar de la intensa investigación desarrollada en los últimos años en diferentes especies de *Artemisia*, no existen estudios científicos sobre la potencialidad del cultivo de la especie endémica de las Islas Canarias *Artemisia thuscula* Cav. Esta especie se cultiva en suelos antropizados costeros y de medianías térmicas (600-900 m.s.n.m.) de las islas por su capacidad de crecer en suelos degradados. En este trabajo se evaluó su capacidad para formar simbiosis con microorganismos benéficos de la rizosfera como los hongos micorrícicos como estrategia agroecológica para la regeneración de suelos alterados y se comparó con la de *Artemisia annua* L., como especie de importancia a nivel mundial. La inoculación temprana del hongo *Glomus mosseae* en el suelo mejoró el desarrollo de las plantas de *A. thuscula*. Asimismo, el contenido en materia orgánica oxidable aumentó en el suelo inoculado con micorrizas, produciéndose en este caso un incremento de entre el 15% y el 30% en el contenido en nitrógeno, zinc y manganeso de las hojas.

PALABRAS CLAVE: Micorrizas, agroecología, endemismos, incienso canario, simbiosis.

INTRODUCCIÓN

El género *Artemisia* cuenta con alrededor de 350 especies que se encuentran ampliamente distribuidas por todo el mundo, principalmente en zonas áridas. Debido a que las especies del género *Artemisia* suelen ser plantas aromáticas o con compuestos amargos, muchas de ellas se utilizan localmente, como plantas medicinales, en la preparación de licores o en perfumería. Así, en distintas especies de *Artemisia* se ha descrito actividad antiviral, antioxidante, antifúngica, herbicida e insecticida, entre otras, debido a su contenido en metabolitos secundarios tales como terpenos, flavonoides, cumarinas y esteroides. Sus características hacen que contribuyan al equilibrio en la diversidad biológica en los ecosistemas en que se encuentran. *Artemisia thuscula* Cav., conocida en las Islas Canarias como el incienso canario, es un endemismo frecuentemente encontrado en zonas costeras y medias de todas las islas del Archipiélago Canario (Valera-Molina y Santos-Guerra 2002). De sus partes aéreas se han aislado varios eudesmanólidos y una lactona sesquiterpénica (González et al. 1983; Bretón et al. 1985; Mansilla y Palenzuela, 1999). Debido a estas importantes propiedades terapéuticas, se considera de interés evaluar el potencial a nivel agronómico de *Artemisia thuscula* Cav. como especie regeneradora de suelos degradados, así como su capacidad para formar simbiosis con microorganismos benéficos de la rizosfera como son los hongos micorrícicos.

MATERIALES Y MÉTODOS

El ensayo se realizó en condiciones controladas en las fincas experimentales del Instituto Canario de Investigaciones Agrarias (ICIA). Consistió en el cultivo de 120 plantas de cada una de las dos especies de *Artemisia* evaluadas: *Artemisia thuscula* Cav. endémica de las Islas Canarias y una forma híbrida de *Artemisia annua* L. de importancia a nivel mundial, en dos fases: enraizamiento en semillero (2 meses) y endurecimiento en maceta de 2,5 litros (1 mes). Se empleó un sustrato formado por una mezcla de suelo, dos de picón y dos de turba sin enriquecer (v:v:v) tamizado a 1 cm de tamaño de partícula y tinalizado en caldera de vapor. En el momento de la siembra, se incorporó al sustrato un inóculo (6 ml por planta) de hongos formadores de micorrizas arbusculares; el inóculo, registrado en el Banco Europeo de Glomales (BEG) con el código 234, está compuesto por una mezcla de suelo rizosférico y raíces de sorgo (*Sorghum bicolor* var. *Sudanense*) colonizadas en un 72% por el hongo formador de micorrizas arbusculares (MA) *Glomus mosseae* y una riqueza de 1 espora/g de suelo. Como control se utilizaron plantas cultivadas en los distintos sustratos sin micorrizas. Tras finalizar la fase de endurecimiento en maceta se evaluó el efecto de los dos tratamientos en 12 plantas de cada una de las dos especies en estudio midiendo distintos parámetros de desarrollo de las plantas (peso y longitud de la parte aérea y radical, diámetro del tallo y colonización micorrízica de las raíces) y el contenido en nitrógeno, fósforo y distintos macroelementos (sodio, potasio calcio y magnesio) y microelementos (hierro, manganeso, zinc y cobre) en las hojas. Asimismo, se midieron parámetros físico-químicos del suelo como: pH, conductividad eléctrica, nitrógeno, fósforo, materia orgánica oxidable y total y cationes intercambiables. Los resultados obtenidos fueron analizados estadísticamente mediante análisis de la varianza (ANOVA), usando el programa estadístico Statgraphics 18, y las medias se compararon mediante el test de rango múltiple de LSD (*Least significant difference*) de Fisher ($p \leq 0,050$).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las dos especies estudiadas (*A. thuscula* Cav. y *A. annua* L.) respondieron positivamente a la inoculación con hongos formadores de micorrizas en la fase de semillero, siendo sin embargo mucho más importante el efecto en *A. thuscula* Cav. Ambas mostraron dependencia micorrízica en esta fase, mejorando el desarrollo de las plantas respecto a los controles sin inocular (Tabla 1).; sin embargo, la colonización de la raíz fue baja en las dos especies: 3,3% en *A. thuscula* Cav. y 2,4% en *A. annua* L. Tanto el tamaño como el peso fue mayor en *A. annua* L. que en *A. thuscula* Cav. (Tabla 1). Así, la parte aérea de *A. annua* L. fue un 72% más larga y un 55% más pesada que las de *A. thuscula* Cav. En relación a la parte radical, la longitud y el peso de *A. annua* L. fueron un 69% mayores que los de *A. thuscula* Cav.

Tabla 1. Efecto de la inoculación con hongos formadores de micorrizas (MA) sobre el desarrollo de plantas de *Artemisia thuscula* Cav. y *Artemisia annua* L.

Parámetro	<i>A. thuscula</i> Cav.			<i>A. annua</i> L.		
	Control	MA	<i>p</i>	Control	MA	<i>p</i>
Peso fresco parte aérea (g)	4,5±0,7 ^b	8,4±1,5 ^a	0,000	10,1±2,4 ^b	12,7±3,2 ^a	0,036
Peso fresco parte radical (g)	3,9±0,9 ^b	6,9±1,5 ^a	0,000	12,3±4,1 ^a	10,3±2,5 ^a	0,178
Longitud aérea (cm)	13,7±1,9 ^b	20,0±1,7 ^a	0,000	49,8±2,8 ^b	63,8±2,8 ^a	0,000
Longitud radical (cm)	17,0±1,6 ^b	23,6±1,4 ^a	0,000	51,5±5,8 ^a	52,0±7,0 ^a	0,838
Diámetro tallo (mm)	3,4±0,3 ^b	4,5±0,4 ^a	0,000	4,2±0,6 ^b	4,6±0,4 ^a	0,045

Los valores son medias ± desviación estándar de 12 réplicas independientes. Letras diferentes denotan diferencias significativas ($p \leq 0,050$) entre plantas control y micorrizadas (MA).

Se estudió también el efecto de la micorrización de ambas especies sobre el desarrollo vegetativo y su composición química (Tabla 2). En *A. thuscula* Cav., el contenido en sodio,

zinc y nitrógeno fue alrededor de un 15% superior y en potasio y manganeso entre un 23 y un 29%, en las plantas micorrizadas respecto a los controles. Sin embargo, la micorrización de *A. annua* L. no mejoró el contenido en nutrientes en la planta (Tabla 2) produciendo una disminución de entre el 10 y el 25% del nitrógeno, fósforo, sodio, potasio, calcio, magnesio, manganeso y cobre; sólo el contenido en hierro aumentó en las plantas micorrizadas de esta especie respecto a los controles. Si se compara el contenido en nutrientes en las hojas de ambas especies, el contenido en sodio en *A. annua* L. fue menor al de *A. thuscula* Cav., mientras que el de hierro fue superior.

Tabla 2. Efecto de la inoculación con hongos formadores de micorrizas (MA) sobre las propiedades químicas en parte aérea de *Artemisia thuscula* Cav. y *Artemisia annua* L.

Parámetro	<i>A. thuscula</i> Cav.			<i>A. annua</i> L.		
	Control	MA	<i>p</i>	Control	MA	<i>p</i>
N (%)	9,15±0,63 ^b	10,8±0,8 ^a	0,000	10,8±1,6 ^a	9,58±0,96 ^b	0,016
P (mg/kg)	2,50±0,19 ^a	2,46±0,17 ^a	0,403	2,78±0,33 ^a	2,32±0,17 ^b	0,000
Na (g/kg)	5,02±0,38 ^b	5,80±0,18 ^a	0,000	0,81±0,12 ^a	0,66±0,03 ^b	0,000
K (g/kg)	17,8±1,3 ^b	22,1±1,8 ^a	0,000	22,5±2,1 ^a	17,9±1,8 ^b	0,000
Ca (g/kg)	7,80±0,26 ^a	8,30±0,95 ^a	0,052	9,37±1,15 ^a	7,63±0,67 ^b	0,000
Mg (g/kg)	2,37±0,77 ^a	1,98±0,23 ^a	0,065	3,43±0,15 ^a	2,55±0,45 ^b	0,000
Fe (mg/kg)	112±2 ^a	124±35 ^a	0,194	148±14 ^b	173±37 ^a	0,019
Mn (mg/kg)	158±21 ^b	222±34 ^a	0,000	159±19 ^a	137±35 ^b	0,033
Zn (mg/kg)	15,3±0,6 ^b	18,0±0,1 ^a	0,000	17,7±2,5 ^a	17,0±2,7 ^a	0,466
Cu (mg/kg)	13,0±1,0 ^a	12,3±0,6 ^a	0,254	15,0±2,7 ^a	13,7±0,6 ^a	0,058

Los valores son medias ± desviación estándar de 3 réplicas independientes (mezcla de 4 plantas) y al menos 2 réplicas de laboratorio. Letras diferentes denotan diferencias significativas ($p \leq 0,050$) entre plantas control y micorrizadas (MA). N, nitrógeno; P, fósforo; Na, sodio; K, potasio; Ca, calcio; Mg, magnesio; Fe, hierro; Mn, manganeso; Zn, zinc; Cu, cobre.

La inoculación de hongos micorrícicos no tuvo prácticamente efecto en las propiedades químicas del suelo en el que se cultivaron ambas especies. Además, este efecto fue mucho menor en el suelo de *A. thuscula* Cav. (Tabla 3) aumentando sólo de forma importante el contenido en fósforo (15%) y el de materia orgánica oxidable (11%). En el suelo de cultivo de *A. annua* L. se vio incrementado el contenido en materia orgánica total (21%), en calcio (10%) y en magnesio (18%).

Tabla 3. Efecto de la inoculación con hongos formadores de micorrizas (MA) sobre las propiedades químicas del suelo de cultivo de *Artemisia thuscula* Cav. y *Artemisia annua* L.

Parámetro	<i>A. thuscula</i> Cav.			<i>A. annua</i> L.		
	Control	MA	<i>p</i>	Control	MA	<i>p</i>
pH agua 1:5	6,45±0,05 ^a	6,40±0,05 ^b	0,022	6,49±0,11 ^a	6,33±0,04 ^b	0,000
pH KCl 1:5	5,25±0,01 ^a	5,25±0,03 ^a	0,838	5,27±0,05 ^a	5,20±0,04 ^b	0,000
CE (dS/m)	0,229±0,010 ^a	0,237±0,018 ^a	0,164	0,225±0,024 ^b	0,277±0,019 ^a	0,000
N (%)	0,157±0,023 ^a	0,163±0,006 ^a	0,268	0,153±0,021 ^a	0,147±0,055 ^a	0,650
P (mg/kg)	22,1±1,6 ^b	25,5±4,8 ^a	0,021	29,3±4,5 ^a	28,1±4,7 ^a	0,509
MO (%)	10,4±0,7 ^b	11,5±1,1 ^a	0,002	8,58±0,79 ^a	9,22±0,83 ^a	0,058
MOT (%)	20,7±2,0 ^a	19,0±0,4 ^b	0,007	17,9±0,4 ^a	21,7±0,6 ^a	0,006
Na (cmolc/kg)	23,4±1,2 ^b	24,5±0,1 ^a	0,002	22,7±1,6 ^a	21,7±0,6 ^b	0,034
K (cmolc/kg)	9,87±0,47 ^a	10,0±0,5 ^a	0,322	10,1±0,6 ^b	10,5±0,1 ^a	0,005
Ca (cmolc/kg)	156±6 ^a	154±4 ^a	0,237	134±5 ^b	148±6 ^a	0,000
Mg (cmolc/kg)	75±11 ^a	71±1 ^a	0,111	60±2 ^b	71±3 ^a	0,000

Los valores son medias ± desviación estándar de 3 réplicas independientes (mezcla de 4 plantas) y al menos 2 réplicas de laboratorio. Letras diferentes denotan diferencias significativas ($p \leq 0,050$) entre plantas control y micorrizadas (MA). CE, conductividad eléctrica; N, nitrógeno; P, fósforo; MO, materia orgánica oxidable; MOT, materia orgánica total; Na, sodio; K, potasio; Ca, calcio; Mg, magnesio.

CONCLUSIONES

La inoculación temprana del hongo formador de micorrizas *Glomus mosseae* en el suelo mejoró el desarrollo de las plantas de las dos especies de *Artemisia* inoculadas mostrando un ligero aumento significativo en su desarrollo con respecto a las plantas control. Este efecto fue más evidente en *A. thuscula* Cav. Sin embargo, el efecto de los hongos micorrícicos fue mucho más moderado sobre el contenido en nutrientes de la parte aérea y el suelo de cultivo de *A. thuscula* Cav.

REFERENCIAS

- Bretón JL, Camps F, Coll J, Eguren L, Gavín JA, González AG, Martorell X, Miratvilles C, Molins E, Torramilans J. 1985. Isolation and structural elucidation of heliangolidin, a new sesquiterpene lactone from *Artemisia canariensis*. *Tetrahedron* 41: 3141-3146.
- González AG, Bermejo J, Zaragoza T. 1983. Eudesmanolides from *Artemisia canariensis*. *Phytochemistry* 22(6): 1509-1510.
- Mansilla H, Palenzuela JA. 1999. Minor eudesmanolides from *Artemisia canariensis*. *Phytochemistry* 51: 995-997.
- Valera-Molina A, Santos-Guerra A. 2002. Investigaciones fitoquímicas en plantas canarias. Madrid: Centro de Estudios Ramón Areces S.A.

EFECTO DE LA APLICACIÓN DE NANOPARTÍCULAS DE COBRE EN LA GERMINACIÓN Y EN EL CRECIMIENTO TEMPRANO EN TRIGO Y QUINOA EN SUELOS AGRÍCOLAS

Cecilia Martínez-Castillo^{1,2,*}, Rocío González-Feijoo^{1,2}, Manuel Arias-Estévez^{1,2}, Daniel Arenas-Lago^{1,2}, Paula Pérez-Rodríguez^{1,2}

¹ Departamento de Biología Vegetal e Ciencias do Solo, Área de Edafología e Química Agrícola, Facultade de Ciencias, Universidade de Vigo, As Lagoas s/n, 32004 Ourense, España.

² Instituto de Agroecoloxía e Alimentación (IAA), Campus Auga, Universidade de Vigo, 32004 Ourense, España.

*cecilia.araceli.martinez.castillo@uvigo.es

RESUMEN

La aplicación de nanopartículas de cobre (Cu-NPs) como nanoagroquímico representa una alternativa eficaz y sostenible en comparación con los agroquímicos convencionales a base de Cu. Estas nanopartículas (NPs) pueden actuar como micronutriente y como nanoagroquímico para diferentes cultivos. El objetivo de este estudio es evaluar los efectos de Cu-NPs sobre la germinación y crecimiento temprano de trigo y quinoa. Se llevaron a cabo ensayos de fitotoxicidad aplicando distintas dosis de Cu-NPs (0, 5, 10, 50, 100 y 200 mg kg⁻¹) a dos suelos agrícolas con diferentes contenidos de materia orgánica (S1: 12,51% y S2: 2,90%). Se evaluaron el porcentaje de germinación G(%), la influencia sobre el crecimiento radicular (G_{ind}) y sobre la parte aérea (PA_{ind}) de ambas especies. Los resultados indican que la germinación (G) de trigo en el suelo sin Cu-NPs varió entre 46,7-56,7%. En S1, entre 46,7-73,3%, y en S2, entre 66,7-100%. En general, se observó una estimulación del G_{ind} y PA_{ind} del trigo en ambos suelos, independientemente de la dosis de Cu-NPs. La germinación de quinoa en el suelo control varió entre 86,7-96,7%. En S1, entre 83,3-93,3%, y en S2, entre 76,7-86,7%. En general, se observó una inhibición de G_{ind} y PA_{ind} en S2, mientras que en S1 el G_{ind} se vio estimulado, aunque no se registraron efectos fitotóxicos ni estimulantes en la parte aérea. Las Cu-NPs pueden tener un efecto positivo en la germinación y el crecimiento temprano del trigo y la quinoa en suelos con altos niveles de materia orgánica. En cambio, en suelos menos orgánicos existe una mayor incidencia de fitotoxicidad de las Cu-NPs, especialmente en la quinoa.

Palabras clave: Quinoa, trigo, cobre, nanoagroquímicos, germinación.

INTRODUCCIÓN

La población mundial crece exponencialmente y, con ello, la necesidad de obtener recursos y alimentos en el menor tiempo posible, con unos estándares de calidad elevados y viables medioambientalmente. La explotación excesiva de suelos agrícolas, prácticas de manejo insostenibles y el uso desmedido de fertilizantes y pesticidas han provocado graves problemas ambientales, como acidificación, salinización, compactación del suelo, pérdida de biodiversidad y desarrollo de resistencia a plagas y enfermedades, impactando negativamente en la calidad de los cultivos, la salud humana y la rentabilidad de la producción agrícola. Como alternativa, la nanotecnología avanza rápidamente, empleando nanopartículas (NPs) como nanofertilizantes, nanopesticidas y/o nanosensores (Khan et al. 2022). Sin embargo, el uso de NPs en la agricultura también puede acarrear consecuencias negativas para el medioambiente y la sostenibilidad de los sistemas agrícolas, por lo que es fundamental conocer y evaluar el tipo de NP aplicada, la dosis y método de aplicación, las características del suelo y las especies diana (Santás-Miguel et al. 2023).

El Cu se utiliza en la agricultura por su acción antifúngica y se añade a los suelos y ciertos cultivos para evitar deficiencias nutricionales y prevenir el desarrollo de enfermedades (Santás-Miguel et al. 2023). Sin embargo, la aplicación excesiva agroquímicos basados en Cu puede incrementar su concentración en el suelo por encima de los niveles considerados fitotóxicos (100 mg kg^{-1}) (Fernández Calviño et al. 2009; Kabata-Pendias 2010). Las Cu-NPs se pueden emplear como alternativa a los compuestos convencionales de Cu debido a su mayor eficacia, y por lo tanto, reducción de su acumulación en el suelo. Sin embargo, el uso de Cu-NPs en agricultura plantea la necesidad de evaluar los posibles efectos, positivos y negativos, sobre los cultivos. En este estudio, se utilizan nanopartículas de cobre en diferentes dosis para evaluar su influencia sobre la germinación y el crecimiento temprano en trigo y quinoa. El trigo es un cultivo tradicional utilizado globalmente para la alimentación animal y humana, mientras que la quinoa, con un alto contenido en proteínas, nutrientes y fibra, es una alternativa para mejorar la alimentación animal e humana a nivel global. La germinación y el crecimiento temprano son cruciales en el ciclo de vida de las plantas y, es por eso que de la eficiencia de estos procesos depende el crecimiento, el desarrollo de la planta y el rendimiento de los cultivos (Khan et al. 2022; Santás-Miguel et al. 2023).

MATERIALES Y MÉTODOS

Caracterización de suelos y síntesis de Cu-NPs

Se muestrearon dos suelos agrícolas (S1 y S2) (horizonte superficial 0-20 cm; 3 muestras por suelo con un muestreador Eijkelkamp) en la zona agrícola de A Lagoa de Antela (Xinzo de Limia, Ourense, España). Los suelos se secaron al aire, tamizaron ($< 2 \text{ mm}$) y homogeneizaron. Se caracterizaron determinando pH, contenido de materia orgánica, capacidad de intercambio catiónico efectiva (CICe) y textura (Soto et al., 2020).

La síntesis de las Cu-NPs se llevó a cabo mediante el procedimiento modificado descrito por Pariona et al. (2019). Se mezclaron disoluciones de citrato de sodio (0,01 M) y sulfato de cobre (II), ácido ascórbico (0,2 M) e hidróxido de sodio (1 M) (en agitación; T: $95 \text{ }^\circ\text{C}$) hasta la obtención de un precipitado rojo oscuro. La muestra se centrifuga, se lava con agua destilada, con etanol y se seca a T ambiente durante 48 h.

Ensayos de fitotoxicidad

Los ensayos se realizaron por triplicado utilizando semillas ecológicas de trigo y quinoa con el test de fitotoxicidad Phytotoxkit® (MicroBioTests Inc.) mediante el procedimiento indicado en Lago-Vila et al. (2019). Se determinó el efecto estimulante y/o tóxico de las Cu-NPs en la germinación y el crecimiento temprano de trigo y quinoa. Se utilizaron 5 dosis diferentes: 0 (control), 5, 10, 50, 100, 200 mg kg^{-1} . Los ensayos de fitotoxicidad se llevaron a cabo en placas transparentes. Por cada placa se colocaron, 5 semillas de trigo o 10 semillas de quinoa. Los suelos con semillas de trigo y de quinoa se regaron a 100 % y 50 % de su capacidad de campo, respectivamente. Las placas se incubaron en una cámara climática (T: $20 \text{ }^\circ\text{C}$, oscuridad) durante 3 días. Finalizado el ensayo, se registró el número de semillas germinadas (radículas $> 1 \text{ mm}$), el crecimiento radicular y de la parte aérea de ambas especies.

Tratamiento de datos

La determinación del crecimiento radicular y de la parte aérea se realizó con el software Image J (versión 1.52 - National Institutes of Health). Se calculó el porcentaje de germinación de las semillas ($G(\%)$), el índice de germinación (G_{ind}) y el Índice de parte aérea (PA_{ind}). El G_{ind} y PA_{ind} se utilizan para evaluar la estimulación o la inhibición de la germinación respecto al sistema radicular y a la parte aérea de las semillas germinadas con respecto al suelo control (sin NPs), respectivamente (Agnieszka et al. 2014):

$$G (\%) = \frac{G_n}{G_c} \cdot 100; \quad G_{ind} = \frac{G_n - R_n}{G_c - R_c} \cdot 100; \quad PA_{ind} = \frac{G_n - PA_n}{G_c - PA_c} \cdot 100$$

Donde G_n y G_c es la germinación media de las semillas de trigo o quinoa en cada suelo y dosis de Cu-NPs y en los suelos control, respectivamente; R_n y R_c es la longitud media de las raíces para en cada suelo y en los controles, respectivamente; PA_n y PA_c es la longitud media de la parte aérea en cada suelo y los controles, respectivamente. Para G_{ind} y PA_{ind} , si los valores están entre el 90 y 110% no existe fitotoxicidad en la raíz o parte aérea de la planta; < 90 %, existe inhibición y > 110 % existe efecto estimulante en el crecimiento de la planta.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Caraterización de los suelos

El S1 presenta una textura franca, pH ligeramente ácido (5,64), alto contenido de materia orgánica (12,51 %) y baja CICe (8,04 cmol₍₊₎kg⁻¹). El S2 tiene una textura arenosa franca, pH neutro (6,61), bajo contenido de materia orgánica (2,90 %) y baja CICe (4,40 cmol₍₊₎kg⁻¹).

Ensayos de fitotoxicidad/estimulación con Cu-NPs

Los valores de germinación y crecimiento temprano de trigo y quinoa para S1 y S2 se muestran en la Tabla 1. Los resultados indican un G(%) para el trigo que oscila entre el 46,7-73,3% para el suelo S1 (46,7% para el suelo control) y de 66,7-100,0% para el S2 (56,7% para el suelo control); siendo los ensayos sin Cu-NPs los que presentan menor G(%). Esto sugiere que la germinación de las semillas de trigo puede estimularse o no ser afectada por la adición de Cu-NPs. En esta línea, se observó que no existe fitotoxicidad o hay incluso una estimulación del crecimiento radicular (G_{ind}) y la parte aérea (PA_{ind}) en el trigo tratado con Cu-NPs, excepto con la concentración máxima añadida de 200 mg kg⁻¹ de Cu-NPs.

Tabla 1. Valores de porcentaje de germinación y estimulación/inhibición de raíz y parte aérea.

Dosis (ppm)	Trigo			Quinoa			
	G(%)	G_{ind}	AP_{ind}	G(%)	G_{ind}	AP_{ind}	
S1	0	46,7	100,0	100,0	86,7	100,0	100,0
	5	60,0	153,9	135,7	86,7	194,2	103,3
	10	53,3	101,9	130,0	83,3	195,7	117,2
	50	60,0	91,2	166,8	86,7	175,8	108,4
	100	73,3	168,6	169,6	93,3	210,3	131,2
	200	46,7	85,4	97,7	83,3	203,5	110,8
S2	0	56,7	100,0	100,0	96,7	100,0	100,0
	5	100,0	201,0	191,6	86,7	40,4	57,0
	10	80,0	193,1	205,2	83,3	39,5	66,5
	50	86,7	159,7	187,3	83,3	37,6	71,0
	100	80,0	140,8	123,7	76,7	54,2	59,4
	200	66,7	66,6	119,2	80,0	30,3	57,2

Los G(%) de la quinoa fueron mayores que los de trigo (S1: 83,3-93,3% y 86,7% para el suelo control; S2: 76,6-96,7% y 96,7% para el suelo control). En S1, con mayor contenido de materia orgánica, se observó estimulación del crecimiento radicular, y para las concentraciones de Cu-NPs de 10, 100 y 200 mg kg⁻¹ hay estimulación del crecimiento de la parte aérea (G_{ind} y PA_{ind} > 110%). En cambio, en S2, con menor contenido de materia orgánica, los valores de G_{ind} y PA_{ind} indican que las concentraciones de Cu-NPs añadidas provocaron una inhibición del crecimiento radicular y de la parte aérea de la quinoa. Estos resultados sugieren que las Cu-NPs en suelos con altos niveles de materia orgánica estimulan, o en su defecto no efectan, a la germinación de las semillas de trigo y quinoa. Sin embargo, en suelo pobres en materia orgánica, las Cu-NPs pueden afectar a la germinación y al crecimiento temprano de la quinoa.

Estos resultados son acordes con los de Kabata-Pendias (2010) y Santás-Miguel et al. (2023), quienes indicaron que las Cu-NPs pueden ser beneficiosas a bajas concentraciones, mientras que su exceso puede provocar toxicidad y afectar negativamente a la germinación.

CONCLUSIONES

Las Cu-NPs tienen un efecto positivo en la germinación y el crecimiento temprano del trigo y la quinoa en suelos con altos niveles de materia orgánica. En cambio, en suelos menos orgánicos existe una mayor incidencia de fitotoxicidad de las Cu-NPs, especialmente en la quinoa. Estos hallazgos subrayan la importancia de considerar las características del suelo al utilizar nanoagroquímicos y la necesidad de investigar más para comprender mejor los efectos de la aplicación de la nanotecnología en el sector agrícola.

Agradecimientos: Trabajo financiado por el proyecto EnviNagro (PID 2021-124497OA-I00), financiado por MCI, FEDER (MCIN/AEI/10.13039/501,100,011,033/FEDER, UE). PPR agradece su contrato postdoctoral JdC-I (IJC2020-044426-I/MCIN/AEI/10.13039/501100011033 financiado por MCI, EU/PRTR y UVigo. DAL agradece su contrato postdoctoral RyC (RYC2022-036752-I) financiado por MCIU, UE y UVigo. RGF agradece su contrato predoctoral a UVigo.

REFERENCIAS

Agnieszka B, Tomasz C, Jerzy W. 2014. Chemical properties and toxicity of soils contaminated by mining activity. *Ecotoxicology* 23: 1234–1244.

Fernández-Calviño D, Nóvoa-Muñoz JC, Díaz-Raviña M, Arias-Estévez M. 2009. Copper accumulation and fractionation in vineyard soils from temperate humid zone (NW Iberian Peninsula). *Geoderma* 153: 119–129.

Lago-Vila M, Rodríguez-Seijo A, Vega FA, Arenas-Lago, D. 2019. Phytotoxicity assays with hydroxyapatite nanoparticles lead the way to recover firing range soils. *Science of The Total Environment* 690: 1151-1161.

Kabata-Pendias A. 2010. *Trace Elements in Soils and Plants*, 4th Edition. CRC Press, Boca Raton, FL.

Khan I, Awan SA, Rizwan M, Hassan ZUI, Akram MA, Tariq R, Brestic M, Xie W. 2022. Nanoparticle's uptake and translocation mechanisms in plants via seed priming, foliar treatment, and root exposure: a review. *Environmental Science and Pollution Research* 29: 89823–89833.

Pariona N, Mtz-Enriquez AI, Sánchez-Rangel D, Carrión G, Paraguay-Delgado F, Rosas-Saito G. 2019. Green-synthesized copper nanoparticles as a potential antifungal against plant pathogens. *The Royal Society of Chemistry* 9(33): 18835-18843.

Phytotoxkit FTM. 2004. *Seed Germination and Early Growth Microbiotest with Higher Plants. Standard Operational Procedure*. MicroBioTest Inc, Nazareth, Belgium.

Santás-Miguel V, Arias-Estévez M; Rodríguez-Seijo A, Arenas-Lago D. 2023. Use of metal nanoparticles in agriculture. A review on the effects on plant germination. *Environmental Pollution* 334: 122222.

Soto Gómez D, Fernández Calviño D, Koefoed Brandt K, Waeyenberge L, Zornoza R, Martínez Martínez S. 2020. *Handbook on case studies set up, protocols for sampling, sample procedure and analysis*. November 2020. Universidade de Vigo (UVigo).

CAMBIOS EN EL CONTENIDO DE MATERIA ORGÁNICA, P OLSEN Y PH DEL SUELO TRAS 25 AÑOS DE LABOREO DE CONSERVACIÓN

Rodrigo Nogales¹, [Francisco Lafuente](mailto:francisco.lafuente@uva.es)^{1,2,*}, Celia Herrero^{1,2}

¹Área de Edafología y Química Agrícola, Universidad de Valladolid. ETSIIAA. 34004 Palencia.

²Instituto Universitario de Investigación en Gestión Forestal Sostenible (iuFOR). Universidad de Valladolid.

*francisco.lafuente@uva.es

RESUMEN

Se evaluó el efecto de aplicar durante 25 años técnicas de laboreo de conservación, sobre el contenido de materia orgánica, pH y P Olsen del suelo, en parcelas de secano de Cañizar de Amaya (Burgos). Se eligieron 10 parcelas, con diferentes textura y pH, manejadas con laboreo de conservación y sus respectivas colindantes con laboreo tradicional de vertedera, muestreándose 3 profundidades: 0-5, 5-20 y 20-35 cm. Se encontró una clara estratificación en las propiedades de los suelos con laboreo de conservación, con acumulación de materia y P Olsen en los horizontes superficiales, a la vez que un pH más bajo, mientras que en las parcelas de laboreo tradicional se encontró una gran uniformidad en el perfil del suelo. Esto provoca que se encuentren mayores concentraciones de materia orgánica y P asimilable en las parcelas de laboreo de conservación solo en superficie, sin apenas cambios o menores concentraciones a 20-35 cm. Las parcelas de textura fina acumularon mayores concentraciones de materia orgánica que las parcelas de textura arenosa. Así, los valores de materia orgánica en la profundidad de 0-5 cm tuvieron un valor absoluto de 1,28 % mayor (1,54 % en parcelas de textura fina y 0,66 % en las arenosas). Se encuentra la misma tendencia en la profundidad de 5-20 cm, pero solo con 0,37 % mayor de media: 0,39% en suelos de textura fina, frente a 0,20 % en los suelos arenosos. Se observó una ligera acidificación en las parcelas de agricultura de conservación.

PALABRAS CLAVE: Laboreo de conservación, materia orgánica, fósforo asimilable, pH.

INTRODUCCIÓN

El empleo de técnicas de laboreo, manejo de residuos de las cosechas y rotaciones de cultivos en agricultura de conservación permiten incrementar el contenido de materia orgánica en los suelos, con influencia del tipo y condiciones climáticas (Six et al. 2002), especialmente en los horizontes más superficiales, con mejora en retención de agua, disminución de la erosión dinámica de nutrientes y actividad bioquímica (Madejón et al. 2009). Estos efectos pueden depender de la textura del suelo (Swanepoel 2018) y varían con la localización (Madejón et al. 2009).

MATERIALES Y MÉTODOS

Se muestrearon 10 parcelas manejadas por el mismo agricultor con técnicas de laboreo de conservación (siembra directa o mínimo laboreo) durante 25 años y en otras tantas parcelas colindantes en las que se practica laboreo tradicional por otros agricultores, con similares rotaciones de cultivos de secano y fertilización. Las parcelas se encuentran en el municipio de Cañizar de Amaya, Burgos, España y se clasifican como Fluvisol Calcárico y Calcisol Cábico (FAO, 2014). Se encuentran bajo condiciones continentales templadas mediterráneas; la precipitación media anual en esta zona es de 575 mm, la altitud ronda los 900 m y la temperatura media anual es de 11,4 °C.

En las parcelas con agricultura de conservación se realizó tanto siembra directa como mínimo laboreo (con pase de cultivador de púas vibratorias entre 7 y 15 cm de profundidad). El laboreo tradicional se realizó con arado de vertedera a una profundidad de 25-30 cm.

Se emplearon rotaciones de cultivos en suelos arcillosos [Cereal-Cereal-Girasol] con trigo de invierno o cebada y en suelos arenosos [Cereal-barbecho blanco] con trigo de invierno, centeno o avena. La paja de los cereales y los residuos de girasol fueron picados y extendidos sobre la superficie por la cosechadora. El control de malas hierbas en agricultura de conservación se realizó con una aplicación de glifosato previo a la siembra.

Se tomaron muestras de suelo tras la recolección del girasol, antes de la fertilización de fondo, a 3 profundidades: 0-5 cm, 5-20 cm y 20-35 cm. Se seleccionaron 10 zonas en las que se pudieron tomar muestras en parcelas colindantes con los dos tipos de laboreo. La textura de estos suelos, similar en cada zona para las dos técnicas de laboreo, se muestra en Tabla 1, en la que se han diferenciado dos grupos de suelo: arcillosos y arenosos.

Tabla 1. Textura (ISSS) de las parcelas.

Tipo de suelo	Zona	Arcilla (%)	Limo (%)	Arena (%)
Arcillosos	1	25,5	20,0	54,5
	2	26,5	40,0	33,5
	3	24,5	14,0	61,5
	4	26,0	14,0	60,0
	5	17,0	12,5	70,5
	6	24,5	11,0	64,5
	7	27,5	21,0	51,5
Arenosos	8	8,5	3,0	88,5
	9	11,0	6,0	83,0
	10	10,0	9,5	80,5

Se determinó la textura por el método de Bouyoucos, el pH siguiendo la norma UNE-ISO 10390, P asimilable por el método Olsen y la materia orgánica oxidable por el método de Walkley y Black, obtenida al multiplicar el C fácilmente oxidable por 1,724. Se utilizó Statgraphics Centurion 2019 para realizar el análisis estadístico de los resultados mediante análisis de varianza con los factores tipo de laboreo, profundidad y tipo de textura, así como tipo de laboreo*profundidad.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la Tabla 2 se recogen los resultados del contenido en materia orgánica oxidable, pH y P Olsen por profundidades para cada parcela y tipo de laboreo. Según se puede observar en la Figura 1, el contenido de materia orgánica oxidable resultó significativamente mayor ($p < 0,01$) en las parcelas manejadas mediante agricultura de conservación (AC), tanto en la profundidad 0-5 cm como en la de 5-20 cm. El efecto se dio tanto en las zonas de suelos arcillosos como en las de suelos arenosos, pero de forma más marcada en los arcillosos. Esto puede ser debido tanto a la mayor capacidad de estabilización de materia orgánica por los suelos arcillosos como por el menor aporte de residuos de los cultivos en los suelos arenosos dada la rotación seguida en estos por la presencia de barbecho.

El contenido de P Olsen siguió una tendencia muy similar en cuanto a efecto del laboreo y la profundidad (Figura 2), aunque a 5-20 cm la diferencia no fue estadísticamente significativa. Otra diferencia marcada con la variable anterior es que fue en los suelos arenosos donde se encontraron mayores concentraciones de P Olsen que en los arcillosos. Es de destacar la baja concentración de P Olsen en la profundidad de más de 20 cm en los suelos arcillosos de agricultura de conservación (Tabla 2).

El efecto del tipo de laboreo se observó en el caso del pH (Figura 3) en una acidificación en las parcelas manejadas con agricultura de conservación. El efecto fue estadísticamente significativo en las dos primeras profundidades. Esto puede deberse al mayor contenido de materia orgánica presente en este manejo a dichas profundidades, como sugieren Martínez et al. (2016).

Tabla 2. Materia orgánica oxidable, pH y P Olsen en cada zona según laboreo y profundidad.

Tipo de suelo	Zona	Laboreo	0-5 cm			5-20 cm			20-35 cm		
			MO _{ox} (%)	pH	P _{Olsen} (ppm)	MO _{ox} (%)	pH	P _{Olsen} (ppm)	MO _{ox} (%)	pH	P _{Olsen} (ppm)
Arcillosos	1	AC	2,60	7,7	31	1,37	8,0	6	0,73	8,3	2
		LT	0,90	8,2	10	0,89	8,2	12	0,78	8,1	9
	2	AC	2,79	8,0	32	1,56	8,2	7	0,81	8,3	1
		LT	1,13	8,2	9	1,10	8,3	9	1,09	8,3	6
	3	AC	1,85	7,8	33	0,96	8,0	4	0,65	8,4	2
		LT	0,85	8,4	3	0,66	8,3	2	0,74	8,5	2
	4	AC	1,94	7,4	120	0,93	7,9	11	0,48	8,1	3
		LT	0,81	8,0	11	0,69	8,2	6	0,56	8,3	5
	5	AC	2,41	7,6	49	1,16	7,9	11	0,54	8,3	3
		LT	0,77	7,9	14	0,66	8,2	9	0,65	8,1	8
	6	AC	2,70	8,0	38	1,27	8,2	6	0,87	8,3	3
		LT	1,32	8,1	24	1,30	8,3	10	1,09	8,2	11
	7	AC	3,49	7,6	61	1,80	7,9	9	0,92	8,3	1
		LT	1,20	8,2	7	0,99	8,3	5	0,79	8,4	3
Arenosos	8	AC	0,99	5,7	64	0,42	5,4	34	0,26	5,3	26
		LT	0,35	6,0	27	0,40	5,7	27	0,39	6,2	18
	9	AC	1,58	4,6	73	0,85	4,7	57	0,38	4,4	13
		LT	0,93	6,4	13	0,57	6,4	5	0,43	5,8	5
	10	AC	1,35	5,6	43	0,85	5,4	38	0,35	5,9	20
		LT	0,65	6,2	18	0,54	5,8	16	0,35	6,1	11

Nota: AC: Agricultura de conservación; LT: Laboreo tradicional; MO_{ox}: Materia orgánica oxidable.

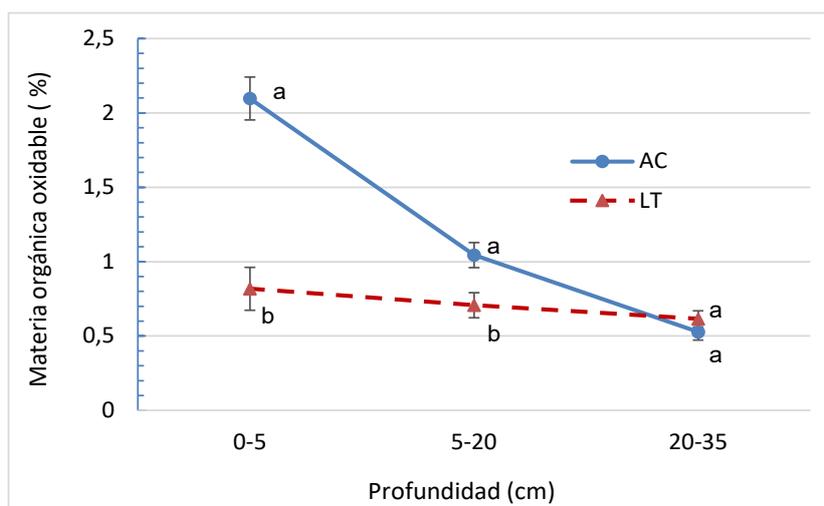


Figura1. Materia orgánica oxidable según laboreo y profundidad. Barras de error indican errores estándar. Letras distintas indican diferencias significativas ($p < 0,05$) entre tipos de laboreo a cada profundidad.

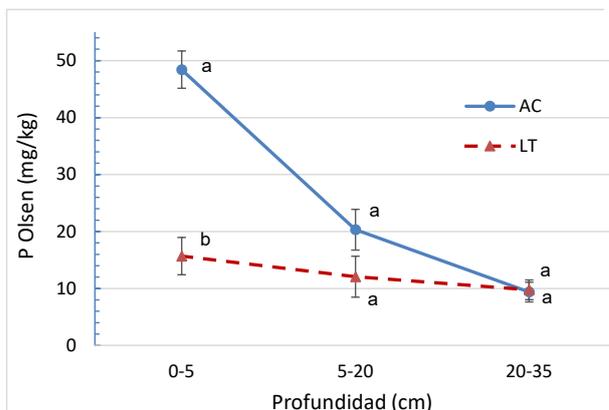


Figura 2. P Olsen según laboreo y profundidad. Barras de error indican errores estándar. Letras distintas indican diferencias significativas ($p < 0,05$) entre tipos de laboreo a cada profundidad.

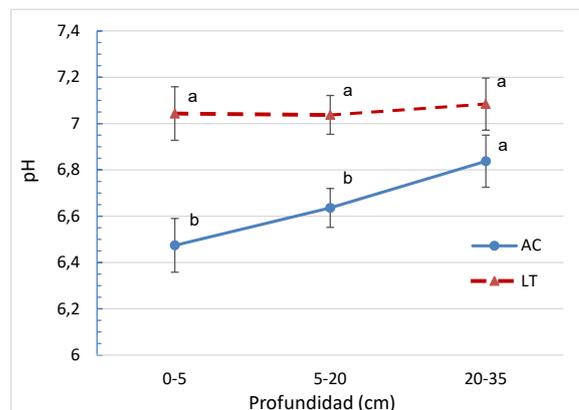


Figura 3. pH según laboreo y profundidad. Barras de error indican errores estándar. Letras distintas indican diferencias significativas ($p < 0,05$) entre tipos de laboreo a cada profundidad.

CONCLUSIONES

El empleo de técnicas de agricultura de conservación con siembra directa y mínimo laboreo con la incorporación de los residuos al suelo durante 25 años ha provocado un aumento importante de la concentración de materia orgánica, más acusada en parcelas de textura arcillosa que en las arenosas, debido en parte a las rotaciones utilizadas en cada tipo de suelo. Se observa una clara estratificación del contenido en P Olsen, con valores altos en la profundidad 0-5 cm, claramente mayores que en laboreo tradicional, y bajos contenidos a profundidad mayor de 20 cm. Se encontraron también valores de pH más ácidos por el empleo de técnicas de agricultura de conservación, que pueden estar influenciados por el mayor contenido de materia orgánica.

REFERENCIAS

- Madejón E, Murillo JM, Moreno F, López MV, Arrue JL, Alvaro-Fuentes J, Cantero C. 2009. Effect of long-term conservation tillage on soil biochemical properties in Mediterranean Spanish areas. *Soil Tillage Research* 105: 55-62.
- Martínez I, Chervet A, Weisskopf P, Sturny WG, Etana A, Stettler M, Forkman J, Keller T. 2016. Two decades of no-till in the Oberacker long-term field experiment: Part I. Crop yield, soil organic carbon and nutrient distribution in the soil profile. *Soil Tillage Research* 163: 141-151.
- Six J, Feller C, Denef K, Ogle S, de Moraes Sa JC, Albrecht A. 2002. Soil organic matter, biota and aggregation in temperate and tropical soils- Effects of no-tillage. *Agronomie* 22 (7-8): 755-775.
- Swanepoel CM, Rötter R.P, van der Laan M, Annandal JG, Beukes DJ, du Preez CC, Swanepoel LH, van der Merwe A, M.P. Hoffmann MP. 2018. The benefits of conservation agriculture on soil organic carbon and yield in southern Africa are site-specific. *Soil Tillage Research* 183: 78-82.

EVALUACIÓN DEL USO DE ENMIENDAS ORGÁNICAS PROCEDENTES DE RESIDUOS AGROGANADEROS EN SUELOS EN RIESGO DE LA PENÍNSULA IBÉRICA

Sara Domínguez^{1,2}, Gael Bárcenas-Moreno^{2,*}, Jorge Márquez-Moreno¹, Sara M. Pérez-Dalí¹,
Águeda M. Sánchez-Martín¹, Claudia Rodríguez-López², Antonio Moreno³, José A.
González-Pérez¹, Agustín Merino³, José M. de la Rosa¹.

¹ Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Sevilla, IRNAS-CSIC. Av. Reina Mercedes, 10, 41012, Sevilla, España

² Departamento de Cristalografía Mineralogía y Química Agrícola, Universidad de Sevilla, c/ Profesor García González, 1, 41012, Sevilla, España.

³ Escuela Politécnica Superior, Universidad de Santiago de Compostela, 27002, Lugo, España.

*gbarcenas@us.es

RESUMEN

La agricultura se enfrenta al desafío de asegurar el abastecimiento alimentario para una población en constante aumento, en un contexto donde la actividad humana ha comprometido ya más del 40 % de los suelos cultivables del mundo, intensificando la dependencia de los fertilizantes químicos. Ante esta situación, se plantea la revalorización de residuos agrícolas y ganaderos para su uso como enmiendas del suelo o biofertilizantes, ofreciendo así una solución sostenible al problema de la generación de residuos orgánicos provenientes de la agricultura y la ganadería. El objetivo principal de los proyectos RES2SOIL y AGRORES es restaurar la calidad de los suelos agrícolas en riesgo de degradación, fomentando la captura de Carbono y otorgando, a su vez, un valor añadido y un uso práctico a estos residuos. Sin embargo, es crucial reconocer que no existe una solución única debido a la diversidad en las condiciones y necesidades de los diferentes suelos. En la Península Ibérica, por ejemplo, los suelos de los pastizales del norte tienden a ser ácidos y con deficiencias de fósforo, mientras que en el sur y suroeste de la Península Ibérica predominan suelos alcalinos, pobres en materia orgánica y con limitada capacidad de retención de agua. En este contexto, los proyectos RES2SOIL y AGRORES buscan desarrollar biofertilizantes y enmiendas orgánicas derivadas de residuos agropecuarios que permitan recuperar de manera sostenible la productividad y salud de esos suelos. Este estudio presenta los resultados de un experimento en invernadero de tres meses de duración, donde se evaluaron los efectos de aplicar diferentes fórmulas resultantes de la mezcla de composts vegetales, digestatos, y biochars, con o sin la adición de enmiendas líquidas como té de compost y purines de vaca. El ensayo se llevó a cabo en un suelo ácido de pastizal y un suelo alcalino típico de cultivos de cereales de secano, en el que se monitorizó la germinación, crecimiento y productividad de plantas de cebada forrajera (*Hordeum vulgare*), además se determinó el efecto de las enmiendas en las propiedades físicas y la composición del suelo. Los resultados preliminares indican que la aplicación de té de compost en una dosis del 10 % tuvo un efecto adverso en la germinación y el crecimiento vegetal, mientras que el uso de compost vegetal y biochar mejoró la retención de agua y la productividad en ambos tipos de suelo.

Actualmente, los proyectos RES2SOIL y AGRORES investigan el impacto en la disponibilidad de nutrientes, la dinámica del Carbono y la biomasa microbiana en ambos suelos, con el fin de ofrecer estrategias más efectivas para la regeneración de suelos degradados y la promoción de una agricultura más resiliente y sostenible.

PALABRAS CLAVE: enmiendas orgánicas; economía circular; valorización; sostenibilidad; materia orgánica.

INTRODUCCIÓN

La agricultura y la ganadería son sectores clave de la actividad económica en España, representando más del 80% de la superficie del territorio y más del 2,5% del Producto Interno Bruto (PIB), alcanzando el 8,4% si se considera toda la cadena de producción agroalimentaria (Gobierno de España 2018). A nivel global, la agricultura y la ganadería se enfrentan al desafío de alimentar a una población en crecimiento, estimada en 9 mil millones para 2050, en un contexto de cambio climático (FAO 2013). La dependencia de fertilizantes minerales importados y el aumento de precios del gas y transporte están afectando la competitividad del sector agrícola en toda Europa. Además, la degradación y la contaminación ambiental representan riesgos significativos para el sector (Gugino et al. 2009). A nivel mundial, alrededor de 2 mil millones de hectáreas de suelo, equivalentes al 22% de la superficie terrestre, se han degradado desde mediados del siglo XX (Gibbs y Salmon 2015). En España, la degradación del suelo se agrava por factores climáticos adversos y prácticas agrícolas deficientes que contribuyen a la pérdida de los horizontes de suelo más fértiles, lo que requiere aportes adicionales de fertilizantes. Además, en el sur de Europa, la mayoría de los suelos agrícolas (>75 %) muestran contenidos de carbono orgánico inferiores al 2% (López-Arias y Grau-Corbí 2005), aumentando el riesgo de desertificación. Un suelo saludable es productivo, sostenible y rentable. En general, un suelo saludable debe tener equilibrio en la Materia Orgánica del Suelo (MOS), lo que garantizará su correcto funcionamiento ambiental. La MOS contribuye a proporcionar servicios ecosistémicos básicos, como la retención de agua y el suministro a las plantas, el almacenamiento de nutrientes para las plantas y la provisión de energía para la fauna del suelo. Además, ayuda a moderar las emisiones netas de gases de efecto invernadero. La descomposición de la MOS regula el flujo de energía y nutrientes en el suelo, desempeñando un papel clave en el ciclo de C, N, S y P, y contribuye a la estructura del suelo. Las prácticas agrícolas y los insumos vegetales influyen tanto en la cantidad como en la calidad de la MOS, que es esencial para la productividad y la resiliencia del suelo.

La gestión de residuos orgánicos y la economía circular son prioridades en la UE para reducir el uso de combustibles fósiles y su impacto ambiental (Directiva 2009/28/CE), se trata de un tema crucial para abordar los desafíos ambientales y económicos del sector agrícola en España (Gobierno de España 2018, Eurostat, 2012). La implementación de estrategias de economía circular y la producción de fertilizantes orgánicos de alta calidad a partir de residuos agroalimentarios son pasos fundamentales hacia la sostenibilidad y la resiliencia del sistema agroalimentario español. Por ello, la aplicación de enmiendas orgánicas mejoradas, producidas a partir de digestatos, purines transformados y biochar del suelo, junto con tecnologías de tratamiento de residuos coste-eficientes y autosuficientes energéticamente, se están estudiando para responder a la necesidad de mejorar la calidad del suelo y reducir las emisiones de gases de efecto invernadero, mientras ofrecen oportunidades para valorizar los residuos (Annabi et al. 2011, Chaparro et al. 2012, Xie et al. 2014, De la Rosa et al. 2018).

MATERIALES Y MÉTODOS

El experimento de invernadero ha consistido en un ensayo con macetas de 1 L de volumen en condiciones controladas en invernadero (12 h luz/día; 24 °C), durante 3 meses (ver Fig.1). Se ha testado el efecto de la aplicación de un 10% p/p de distintas enmiendas orgánicas producidas a partir de residuos agrícolas y ganaderos en dos suelos representativos de dos zonas climáticas diferentes de la Península Ibérica: Un suelo procedente de una finca de secano de Dos Hermanas, Sevilla (37°19'52,6"N; 5°54'32,5"W). Se trata de un *Calcaric Cambisol* de textura franco-arcillosa, con un pH alcalino (pH= 8,5) y un bajo porcentaje en carbono orgánico. El otro suelo usado es un *Dystric Cambisol* (WRB, 2015), tiene una textura franco-limosa, presenta mayor acidez (pH 5,5), elevado contenido en carbono orgánico y bajo contenido en fósforo y proviene de una finca dedicada a la producción extensiva de pasto

situada en Meira, Lugo (43°14'14,3"N; 7°18'16,0"W). Ambos suelos se secaron durante 72 h y fueron tamizados (< 2 mm). Para el ensayo se añadió un 10% p/p de las siguientes enmiendas (Fig. 1):

- Biochar: Biochar de alperujo lavado mezclado con biochar de virutas de pino, ambos producidos en un reactor de pirolisis rotatorio a 500 °C.
- Compost vegetal comercial: Producido a partir de restos de poda de jardines (Carrefour).
- Purín de vaca: Residuo formado por excrementos líquidos y sólidos de ganado vacuno y restos de paja del encamado.
- Té de compost: Agua de lixiviación de la producción de compost orgánica a partir de residuos sólidos orgánicos urbanos con recogida selectiva. (Mancomunidad de municipios Sierra de Cádiz, Olvera).
- Digestato de vaca: Residuo final de la digestión anaerobia mesófila de purín de vaca estabilizada con restos de poda proporcionado por la empresa Sologas (A Coruña, España).

Además, se testaron las mezclas de cada una de las enmiendas sólidas con líquidas y biochar+compost; biochar+compost+té de compost, manteniendo el 10% de aplicación. En cada maceta se plantaron 9 semillas de cebada forrajera (*Hordeum vulgare*), y se añadió la misma cantidad de agua para cada tipo de suelo, calculada para alcanzar al comienzo el 60% de la capacidad de retención hídrica del suelo. Posteriormente se monitorizó cada 2 días la humedad del suelo por gravimetría y mediante un sensor de capacitancia para calcular la cantidad de agua necesaria, y esta se aplicaba por igual para el mismo tipo de suelo.

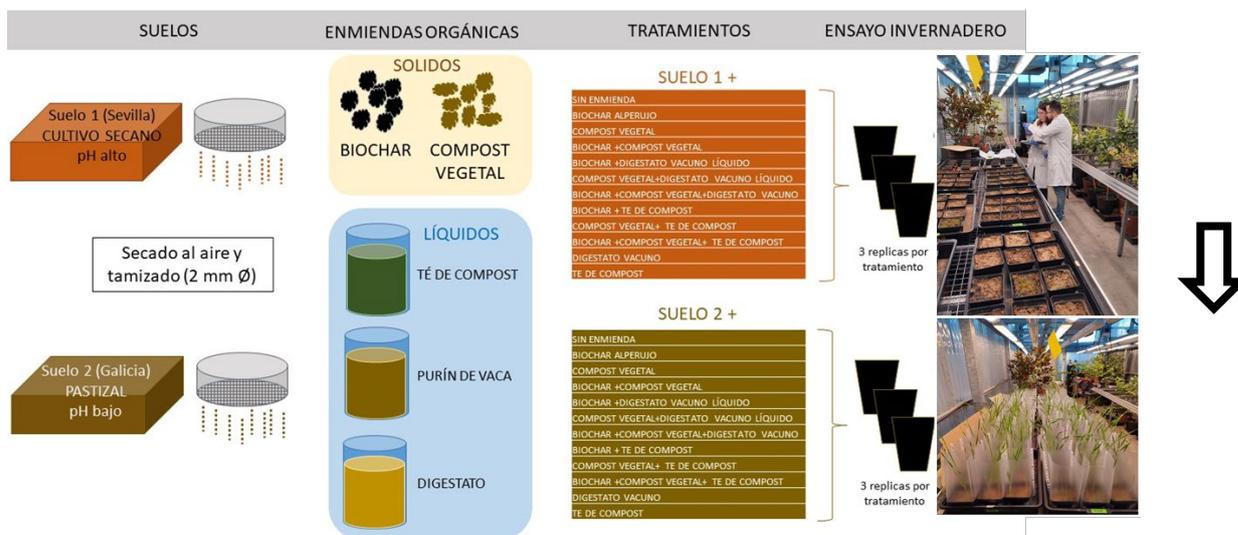


Figura 1. Diagrama representativo del diseño experimental con indicación de los suelos y enmiendas testadas.

Al comienzo del ensayo se llevó a cabo una caracterización completa de las propiedades físicas y composición elemental tanto de las enmiendas como de los suelos. Durante el desarrollo del experimento de invernadero se monitorizaron periódicamente indicadores del desarrollo de la cebada (germinación, altura, peso fresco y seco, contenido en nutrientes, SPAD), parámetros de interés agronómico e indicadores de sus propiedades físicas y composición del suelo (pH, conductividad eléctrica, capacidad de retención hídrica, humedad, hidrofobicidad, resistencia a la penetrabilidad, contenido en nutrientes, y actividades enzimáticas).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados mostraron notables diferencias entre los tratamientos. La aplicación del té de compost inhibió la germinación casi por completo en ambos suelos, mientras que mezclada con las enmiendas sólidas mejoró sensiblemente la tasa de germinación, pero sin alcanzar el valor promedio de los suelos control (no enmendados). La caracterización indicó una muy elevada conductividad eléctrica y presencia de restos lipídicos en el té de compost, lo que probablemente afectó negativamente a la germinación de la cebada. La aplicación de enmiendas de alta porosidad como el biochar y el compost mantuvo los niveles de humedad del suelo por encima de la media, además los valores de resistencia a la penetrabilidad e hidrofobicidad de esos ensayos también resultaron sensiblemente menores a los controles. Como resultado de estas mejores propiedades físicas de los suelos enmendados con biochar y compost se produjo un desarrollo más rápido de las plantas germinadas en esas macetas (mayor altura).

CONCLUSIONES

Los hallazgos preliminares señalan que la aplicación de té de compost al 10% mostró efectos adversos en la germinación y el crecimiento vegetal, mientras que el uso de compost vegetal y biochar resultó en mejoras significativas en la productividad y la retención de humedad en ambos tipos de suelos. La combinación de enmiendas orgánicas sólidas y líquidas derivadas de desechos ganaderos no tuvo un impacto notable en la productividad de la cebada, pero sí mejoró la composición nutricional de los suelos. Se requiere un estudio a más largo plazo para llegar a conclusiones más sólidas. La adopción de estrategias de economía circular y la producción de fertilizantes orgánicos de alta calidad a partir de residuos agroalimentarios son pasos esenciales hacia la sostenibilidad y la resiliencia del sistema agroalimentario español.

Agradecimientos: Se agradece la financiación de los proyectos RES2SOIL (ref. PID2021-126349OB-C22) y AGRORES (ref. PID2021-126349OB-C21) por MCIN/AEI/10.13039/501100011033, y al “*European Joint Programme*” EJP SOIL del programa de I+D de la UE Horizonte 2020 por financiar el subproyecto EOM4SOIL (“*Grant agreement*” N° 862695).

REFERENCIAS

Annabi M et al. 2011. Improvement of soil aggregate stability by repeated applications of organic amendments to a cultivated silty loam soil. *Agric. Ecosyst. Environ.* 144: 382-389.

Chaparro JM et al. 2012. Manipulating the soil microbiome to increase soil health and plant fertility. *Biol. Fert. Soil* 48: 489-499.

De la Rosa JM et al. 2018. Effects of aging under field conditions on biochar structure and composition: Implications for biochar stability in soils. *Sci. Tot. Environ.*, 613-614: 969-976.

Directive 2009/28/EC. [Internet]. Available from: <http://data.europa.eu/eli/dir/2009/28/oj>

EUROSTAT, 2012. [Internet]. Available from: <https://ec.europa.eu/eurostat>

FAO 2013. Food Wastage Footprint Impacts on Natural Resources Summary Report. [Internet]. Available from: <https://www.fao.org/4/i3347e/i3347e.pdf>

Gibbs HK, Salmon JM. 2015. Mapping the world's degraded lands. *Appl. Geogr.* 57: 12-21.

Gobierno de España, 2018. “España Circular 2030. Estrategia Española de Economía Circular”. [Internet]. Available from: <https://www.miteco.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/economia-circular/estrategia.html>

Gugino BK, et al. 2009. Cornell Soil Health Assessment Training Manual, 2nd Ed. Geneva: Cornell University.

López Arias M, Grau Corbí JM. 2005. Metales pesados, materia orgánica y otros parámetros de la capa superficial de los suelos agrícolas y de pastos de la España peninsular. Ed. INIA-Ministerio de Educación y Ciencia, Spain. p. 249.

World Reference Base for Soil Resources. 2015. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. World Soil Resources Reports No. 106. FAO, Rome.

Xie H et al. 2014. Long-term manure amendments enhance neutral sugar accumulation in bulk soil and particulate organic matter in a Mollisol. *Soil Biol. Biochem.* 78: 45-53.

AGUA Y SUELO: CLAVES DEL MELÓN DE TORRES EN TORRES DE BERRELLÉN

Causapé J.^{1,4,*}, Clariana P.¹, Betrán J.², Llamazares A.³, Andrés C.⁵, Sahún C.⁴, Orellana J.M.^a¹, Ocaña P.C.⁶, Badía E.⁶, Mallor C.⁷

¹ Instituto Geológico y Minero de España (IGME-CSIC). Campus Aula Dei. (Zaragoza)

² Laboratorio Agroambiental. Campus Aula Dei. (Zaragoza)

³ Slow Food Zaragoza. (Zaragoza)

⁴ Asociación Amigos del Melón de Torres de Berrellén. Torres de Berrellén (Zaragoza)

⁵ Centro de Sanidad y Certificación Vegetal. (Zaragoza)

⁶ Universidad de Zaragoza (Zaragoza)

⁷ Centro de Investigación y Tecnología Agroalimentaria (CITA-Aragón). Campus Aula Dei. (Zaragoza)

*j.causape@igme.es; www.jcausape.es

RESUMEN

A mitad del siglo XX el cultivo del melón dominaba la huerta de Torres de Berrellén (Zaragoza), que abastecía al mercado nacional con una variedad tipo tendral autóctona, de color verde oscuro, excelente calidad sensorial y un tamaño que podía alcanzar más de 10 kg. El objetivo de este trabajo es averiguar cuáles fueron las mejores condiciones para el óptimo desarrollo del melón de Torres.

Se analizaron parámetros físico-químicos de aguas de riego y suelos tanto en Torres como en otras 10 localidades del nordeste peninsular, comparando el contenido de sólidos solubles y el resultado de una cata de melones de Torres cultivados en 5 de estas otras poblaciones. Adicionalmente se realizó un ensayo en macetones con 2 suelos-tipo de Torres y se cartografió su huerta en base al contenido en arcillas de los suelos.

Los resultados muestran que cierto contenido en cloruro sódico del agua de riego puede ser clave en la calidad sensorial mientras que el alto contenido en arcillas es clave en su gran tamaño. La cartografía del contenido en arcilla identifica claramente la zona señalada por los más ancianos del pueblo como la mejor para el óptimo cultivo del melón de Torres de Berrellén.

En conclusión, la particular combinación fisicoquímica de aguas de riego y suelos jugó un factor determinante para el desarrollo del melón de Torres de Berrellén en la localidad, lo que no limita que con las posibilidades técnicas que existen hoy en día pueda cultivarse con éxito en otras poblaciones.

Palabras clave: Físico-química, cloruro sódico, sabrosidad, arcilla, cartografía edáfica.

INTRODUCCIÓN

A mitad del siglo XX el cultivo del melón dominaba la huerta de Torres de Berrellén (Zaragoza). Sus calles se llenaban de carros aguardando el viaje para su venta a escala nacional. Fue la época dorada de un cultivo que sostuvo económicamente a todo un pueblo, conocido desde entonces como el pueblo de los melones gracias a su variedad autóctona de tipo tendral, de color verde oscuro, excelente calidad organoléptica o sensorial y un gran tamaño, llegando a pesar más de 10 kg.

Pero poco a poco el cultivo fue decayendo hasta ser testimonial en huertos de autoconsumo y prácticamente desaparecer. En 2015 surge el proyecto de recuperación del melón de Torres de Berrellén con el objetivo de recuperar la semilla original.

Según las prácticas tradicionales, en Torres de Berrellén se sembraba a tempero la semilla previamente grillada en un paño húmedo caliente. Se distanciaban unos 50 cm y cubrían con una pequeña capa de paja o estiércol que evitase el encostramiento del suelo en caso de que lloviese antes de nacer, algo muy común en suelos arcillosos. Se regaba en surcos por inundación a turnos aproximados de 14 días.

El interés de este trabajo radica en determinar las causas por las cuales este melón tipo tendral se cultivó ampliamente en Torres de Berrellén, donde desemboca el río Jalón en el Ebro, y no en otras poblaciones con similares condiciones climáticas. Para ello, se lleva a cabo este estudio con el objetivo de averiguar cuáles fueron las condiciones fisicoquímicas de aguas de riego y suelos para el óptimo desarrollo del Melón de Torres en Torres de Berrellén.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se cultivó melón de Torres de Berrellén tanto en su localidad de origen (2 ubicaciones) como en otros 10 huertos de distintas poblaciones abarcando una amplia variabilidad geográfica (Fig. 1). Las dos ubicaciones de Torres de Berrellén se seleccionaron en base a la sabiduría de los más ancianos respecto donde se criaban mejor los melones (huerta alta del Jalón) y donde se obtenían frutos de menor calidad (huerta baja de la ribera del Ebro). En estos 12 huertos se analizaron parámetros físico-químicos tanto de las aguas de riego (pH, conductividad eléctrica e iones mayoritarios) como de los suelos (textura, pH 1:2,5, CE 1:5, materia orgánica y nutrientes).

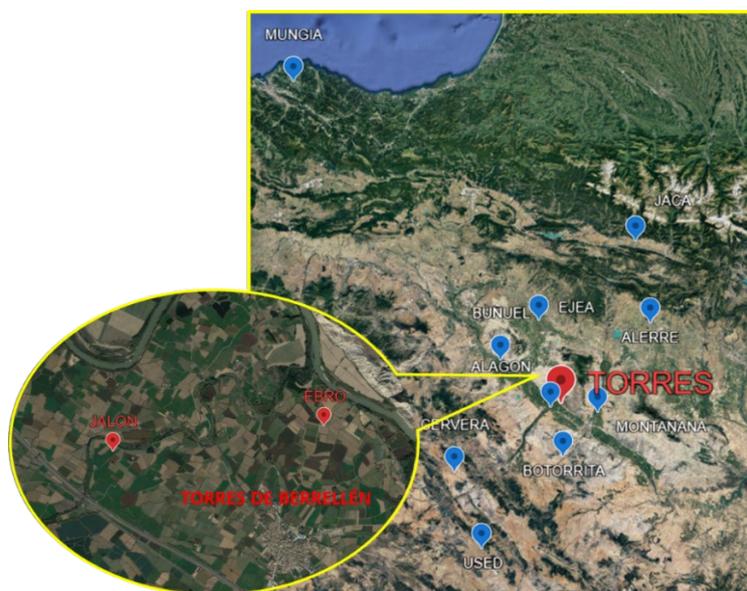


Figura 1. Localización de los huertos colaboradores.

Frutos de cinco huertos fuera de Torres (Alagón, Montañana, Cervera de la Cañada, Jaca y Used) fueron comparados con el melón cultivado en Torres mediante el análisis de su contenido en sólidos solubles (°Brix) y sometiéndolos a un panel de 8 catadores entrenados que evaluaron subjetivamente cada melón en función de propiedades como el olor, textura (jugosidad, consistencia y fibrosidad), dulzor y sabrosidad.

Para analizar la variabilidad en la propia huerta de Torres, se efectuó un ensayo en macetones (3 repeticiones) con suelos de dos ubicaciones (Jalón y Ebro, Fig. 1). En cada macetón se plantaron dos matas de melón que fueron regadas hasta provocar drenaje, simulando el tradicional riego por inundación a turnos e induciendo cierto estrés hídrico para que las propiedades de los suelos quedasen reflejadas tanto en las plantas como en sus frutos.

Al final del ensayo se recopilaban los datos de peso tanto de las plantas una vez secas como de los frutos. Estos datos junto con el porcentaje de arcilla que contienen ambos suelos fueron utilizados para clasificar los 6 macetones (2 suelos con 3 repeticiones) mediante el desarrollo de un análisis Cluster (Statgraphics Centurión; Pérez, 1995).

Finalmente, para analizar la variabilidad textural de los suelos de Torres de Berrellén se realizó un muestreo bajo una retícula de 500 x 500 metros. En las 44 muestras colectadas se determinó su contenido en arcilla. Los datos fueron incorporados en un sistema de información geográfica interpolándolos cada 10 metros por el método Kriging (ArcMap 10.8; Oliver 1990).

Excluyendo tres muestras (18, 27, 29) afectadas por la ganadería cercana al pueblo y la muestra 35 perteneciente a un huerto abonado con estiércol, se realizó bajo la misma metodología un nuevo análisis multivariante clúster que agrupó las muestras según su contenido en arcilla, materia orgánica y nutrientes (fósforo, potasio y magnesio).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los suelos de Torres analizados según clasificación la USDA (Soil Survey Staff. 1999) son *Typic xerofluvent* con texturas arcillo-limosas (Jalón) o franco arcillo-limosas (Ebro), diferentes al resto de los suelos analizados francos o franco arcillosos, a excepción del de Botorrita (río Huerva) que es franco arcillo limoso. Localmente también se detectó cierta variabilidad, corroborando las apreciaciones de los más ancianos del pueblo. Los dos tipos de suelos de Torres (Jalón y Ebro) muestran diferencias texturales. Así pues, la muestra de la huerta alta del Jalón presentó un porcentaje de arcilla superior (45 vs 35) y un menor porcentaje de arena (8 vs 10) que la muestra de la huerta baja, más cercana a la ribera del Ebro.

Alagón y Torres presentaron con diferencia las aguas de mayor mineralización (1.186 y 828 mg/l respectivamente) con una misma composición química. Ambas contienen abundante cloruro sódico que multiplica en torno a 5 veces el contenido al del resto de muestras, incluso a la de Botorrita cuyos suelos son los que más se asemejan a los de Torres de Berrellén.

Los resultados de la cata de melones arrojaron la mayor puntuación subjetiva (de 0 a 10) al melón cultivado en Torres de Berrellén seguido del de Alagón (8 y 7 puntos respectivamente) lo que sugiere que la composición química clorurado-sódica del agua de riego pudo jugar un papel esencial en el sabor del melón.

Respecto al ensayo en los macetones, el análisis multivalente clúster los clasificó en dos grupos. Por un lado, se agruparon los macetones rellenos con suelo de la huerta alta del Jalón y por otro los rellenos con suelo de la huerta baja cercana a la ribera del Ebro.

A pesar del limitado desarrollo de las plantas y frutos cultivados en macetones, el centroide del grupo de la huerta alta del Jalón (45% de arcilla en sus suelos) presentó un peso mayor al del grupo de la ribera del Ebro (35% de arcilla en sus suelos), tanto de las plantas como de los frutos.

Aun siendo todos suelos de Torres *Typic xerofluvent* de la llanura de inundación (Esnaola y Gil 1991), la cartografía de contenido en arcilla de los suelos de la huerta permitió distinguir tres zonas claramente diferenciadas (Fig. 2) y que presentan cierto paralelismo con la topografía y el cauce del río Ebro y sus terrazas dejando patente el control geomorfológico. Así pues, la

zona de la huerta alta junto al Jalón presentó los mayores contenidos en arcilla (entre 42 y 47%) mientras que la zona junto a la ribera del Ebro presentó los menores (entre 30 y 37%).

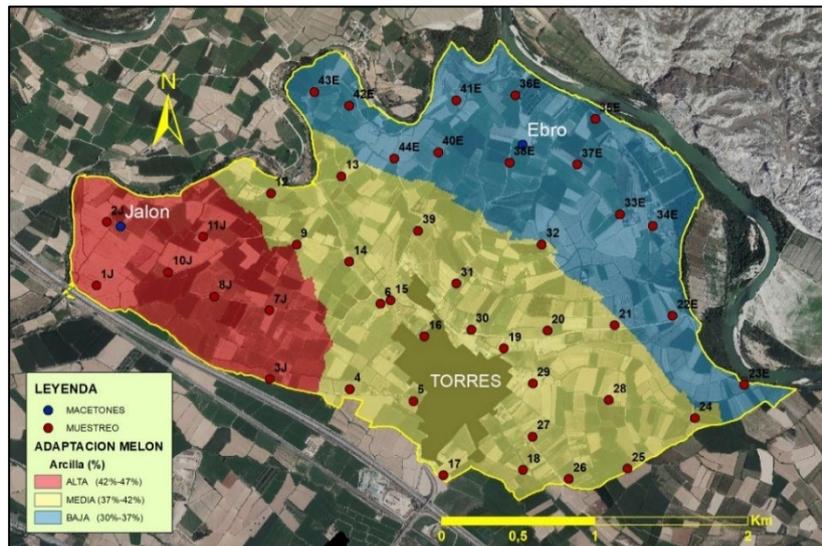


Figura 2. Diferenciación de los suelos de la huerta de Torres en base a su contenido en arcilla.

Además, el análisis clúster clasificó al 90% de las muestras de la huerta alta e intermedia en un grupo con el mayor contenido de arcilla, materia orgánica y nutrientes (P, K y Mg). Mientras que las 12 muestras de la huerta baja de la ribera del Ebro y tres del resto de la huerta se agrupan con menores contenidos de las variables analizadas.

CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos sugieren que la combinación de las propiedades físico-químicas del agua de riego y de los suelos pudieron ser factores claves que permitieron el óptimo desarrollo del melón de Torres de Berrellén en su localidad de origen. Cierta salinidad del agua de riego y en concreto de contenido en cloruro sódico, sin que llegue a comprometer el desarrollo del cultivo, ha sido señalada como causa de mayor sabrosidad. En el caso del melón regado con las prácticas tradicionales por inundación, la mayor capacidad de retener agua en el suelo provoca que el cultivo soporte mejor la duración de los turnos de riego sufriendo un menor estrés hídrico y por tanto un mayor desarrollo de las plantas y sobre todo de los frutos, que en el caso del melón de Torres es una de sus principales características con tamaños que pueden superar los 10 kg. Así pues, el contenido en arcillas podría estar directamente relacionado con el tamaño de los melones, tal y como se ha demostrado en el ensayo en macetones y en la cartografía edáfica de la huerta de Torres que identifica perfectamente las zonas de mayor contenido en arcilla con las señaladas como las mejores para el cultivo del melón.

REFERENCIAS

- Esnaola Gómez JM, Gil Marín C. 1991. Mapa Geomorfológico de España E. 1:50.000, Hoja nº 354 (Alagón). Instituto Geológico y Minero de España, Madrid
- Oliver MA. 1990. Kriging: A Method of Interpolation for Geographical Information Systems. *International Journal of Geographic Information Systems* 4: 313–332.
- Perez C. 1995. Análisis estadístico con Statgraphics. Técnicas básicas. RA-MA. 708 pp. Madrid
- Soil Survey Staff 1999. *Soil Taxonomy: A Basic System of Soil Classification for Making and Interpreting Soil Surveys*. 2nd edition. U.S. Department of Agriculture Handbook 436.

PRIMEROS DATOS SOBRE LAS MEJORAS QUE INDUCEN LOS SETOS DE VEGETACIÓN SOBRE LOS SUELOS EN ZONAS DE AGRICULTURA INTENSIVA

José Álvarez-Rogel*; Juan José Martínez-Sánchez, Héctor Miguel Conesa Alcaraz, Matías Ceacero-Moreno, María Nazaret González-Alcaraz

Departamento de Ingeniería Agronómica, Escuela Técnica Superior de Ingeniería Agronómica, Universidad Politécnica de Cartagena. Paseo Alfonso XIII, 48. 30203 Cartagena, España.

*jose.alvarez@upct.es

RESUMEN

En este trabajo se presentan los primeros resultados sobre un estudio en el que se está evaluando el papel de los setos de vegetación implantados en el Campo de Cartagena, una zona con agricultura intensiva, en la mejora de los suelos. Para esto se han seleccionado diez localidades en las que se evalúa estacionalmente, tanto en el suelo bajo los setos como en las parcelas agrícolas adyacentes a ellos, un conjunto de parámetros físicos, químicos y microbiológicos. Los datos obtenidos hasta la fecha apuntan a mejoras del suelo bajo los setos, pero debido a la elevada variabilidad es necesario un seguimiento más prolongado a fin de identificar qué indicadores edáficos son los más sensibles a dichas mejoras.

Palabras clave: medidas agroambientales, restauración del suelo, indicadores edáficos, funcionalidad del suelo

INTRODUCCIÓN

La agricultura intensiva provoca el deterioro del suelo. El Campo de Cartagena (Murcia, Sureste de España), una de las zonas con agricultura intensiva de regadío por fertirrigación más importantes de Europa (unas 45.000 ha), es un ejemplo de esta situación. Esta es una de las causas principales que contribuye al arrastre de agroquímicos y sedimentos hacia el Mar Menor, la mayor albufera salada del Mediterráneo con 135 km². Como consecuencia, el Mar Menor sufre un importante proceso de degradación que se ha manifestado en una grave eutrofización con episodios de anoxia y la muerte masiva de peces (Álvarez-Rogel et al. 2020). Para tratar de paliar los impactos de la agricultura en la zona se han implantado varias normativas que regulan la fertilización y el regadío (BOE núm. 221, Ley 3/2020, de 27 de julio, de recuperación y protección del Mar Menor). Además, se obliga a los agricultores a la plantación de setos de protección en los márgenes de los cultivos. Dichos setos deberían mejorar el suelo debajo de ellos, reduciendo su erosionabilidad y mejorando su funcionalidad.

En este trabajo se presentan los primeros resultados sobre un estudio en el que se está evaluando el papel de los setos de vegetación implantados en el Campo de Cartagena en la mejora de los suelos. El objetivo principal es evaluar en qué medida los setos contribuyen a mejorar la calidad y funcionalidad de los suelos del Campo de Cartagena y elaborar propuestas para incrementar la sostenibilidad y resiliencia de la agricultura y disminuir sus impactos ambientales.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se han seleccionado 10 fincas con agricultura intensiva para monitorizar los suelos bajo los setos y en las parcelas agrícolas adyacentes a ellos. La edad de los setos es de unos 2,5 a 3 años en todos los casos y las parcelas agrícolas están siempre sometidas a laboreo. La Figura 1 muestra la ubicación de los puntos de muestreo y la Tabla 1 una síntesis de las características de los setos y los cultivos en cada localidad.

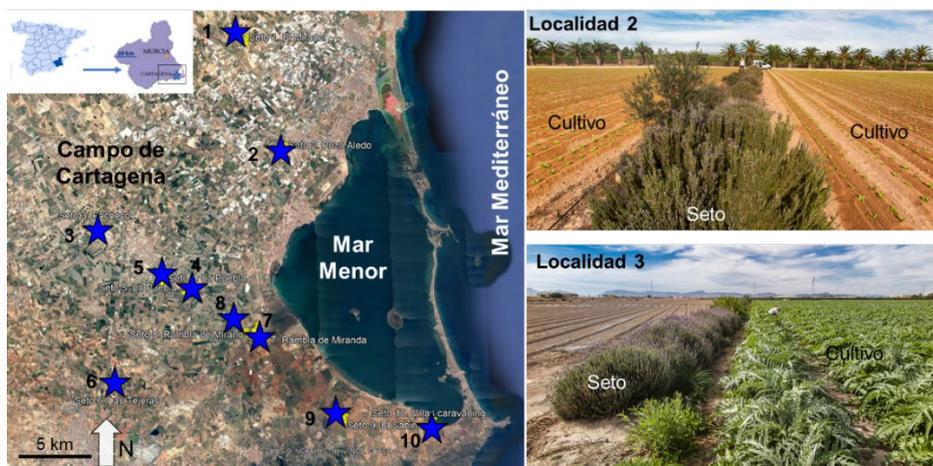


Figura 1. Ubicación de las localidades de muestreo e imágenes de los setos y los cultivos anexos en dos de ellas.

Tabla 1. Características de los setos y los cultivos en las localidades muestreadas.

Localidad	Cultivo	Seto
1	Limoneros	1 línea plantación. <i>Tetraclinis articulata</i> , <i>Lavandula angustifolia</i> , <i>Arbutus unedo</i> , <i>Pistacea lentiscus</i> , <i>Pistaceae vera</i> . Anchura ≈ 2-3 m.
2	Lechuga	2 líneas plantación. <i>Rosmarinus officinalis</i> , <i>Lavandula dentata</i> , <i>Olea europaea</i> , <i>Santolina chamaecyparissus</i> . Anchura ≈ 2 m.
3	Alcachofa	2 líneas de plantación. <i>L. dentata</i> , <i>Salvia officinalis</i> , <i>Stipa tenacissima</i> , <i>Limonium insigne</i> , <i>R. officinalis</i> , <i>P. lentiscus</i> , <i>Lygeum spartum</i> , <i>Lonicera implexa</i> , <i>O. europaea</i> , <i>Phillyrea angustifolia</i> . Anchura ≈ 2,5 m.
4	Lechuga	2 líneas de plantación. <i>R. officinalis</i> , <i>L. dentata</i> , <i>S. tenacissima</i> , <i>O. europaea</i> , <i>Thymus hyemalis</i> . Anchura ≈ 1,5-2 m.
5	Labrado, dos años sin cultivar	1 línea plantación. <i>R. officinalis</i> , <i>S. tenacissima</i> , <i>O. europaea</i> , <i>P. lentiscus</i> , <i>L. spartum</i> , <i>Cupressus sempervirens</i> , <i>Teucrium fruticans</i> , <i>L. dentata</i> . Anchura ≈ 1,5-2 m
6	Labrado, preparado para plantar	2 líneas plantación. <i>L. dentata</i> , <i>Rhamnus lycioides</i> , <i>Rhamnus alaternus</i> , <i>Dorycnium pentaphyllum</i> , <i>Coronilla juncea</i> , <i>Genista umbellata</i> , <i>O. europaea</i> , <i>Lycium intricatum</i> , <i>L. spartum</i> , <i>Ephedra fragilis</i> , <i>R. officinalis</i> . Anchura ≈ 1,5 m.
7	Labrado, preparado para plantar	2 líneas plantación. <i>R. officinalis</i> , <i>L. spartum</i> , <i>P. lentiscus</i> , <i>L. dentata</i> . Abundancia de insectos. Anchura ≈ 2,2 m.
8	Labrado, preparado para plantar	2 líneas plantación. <i>Nerium oleander</i> , <i>Ceratonia siliqua</i> , <i>P. lentiscus</i> . Se ven eflorescencias salinas en el suelo bajo el seto. Muchas malas hierbas (<i>Amaranthus reflexus</i> , <i>Solanum nigrum</i> , <i>Conyza camandulensis</i> , <i>Setaria verticilata</i>). Anchura ≈ 2,5 m.
9	Labrado, preparado para plantar	1 línea plantación. <i>O. europaea</i> , <i>N. oleander</i> , <i>S. tenacissima</i> , <i>P. lentiscus</i> , <i>Mirtus communis</i> , <i>E. fragilis</i> . Anchura 2-2,5 m.
10	Rastrojo arado	2 líneas plantación. <i>P. angustifolia</i> , <i>E. fragilis</i> , <i>R. lycioides</i> , <i>P. lentiscus</i> . Anchura ≈ 1,8-2 m.

El plan de monitorización consiste en medir estacionalmente “*in situ*” las emisiones de CO₂ del suelo (analizador EGM-5) y la temperatura (insertando termómetros), así como recoger muestras para el evaluar la humedad (secado a 105 °C 48 h) y un conjunto de indicadores químicos, fisico-químicos y microbiológicos.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Hasta la fecha se han tomado los datos de campo y las muestras de suelo de otoño de 2023 e invierno de 2024. En las Figuras 2 a 5 se presentan los resultados para varios parámetros del muestreo realizado en otoño de 2023.

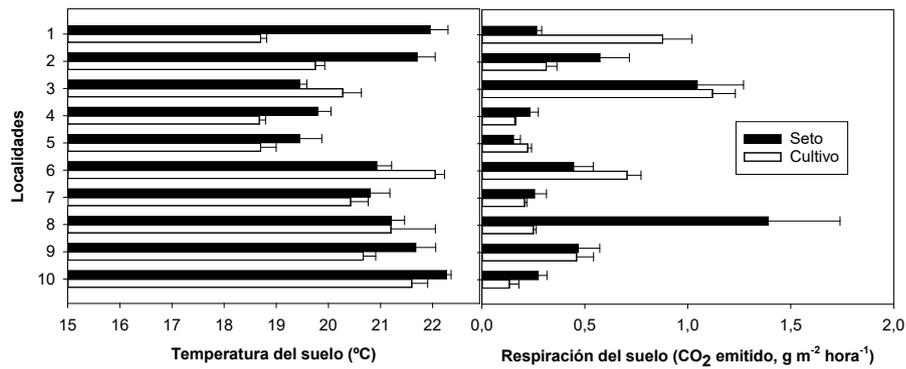


Figura 2. Temperatura y respiración del suelo medidas *in situ*. N= 4. Media ± error estándar.

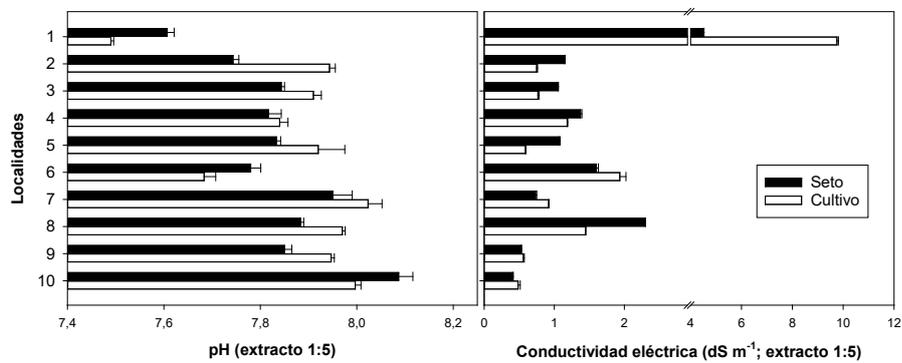


Figura 3. pH y conductividad eléctrica del suelo. N= 3. Media ± error estándar.

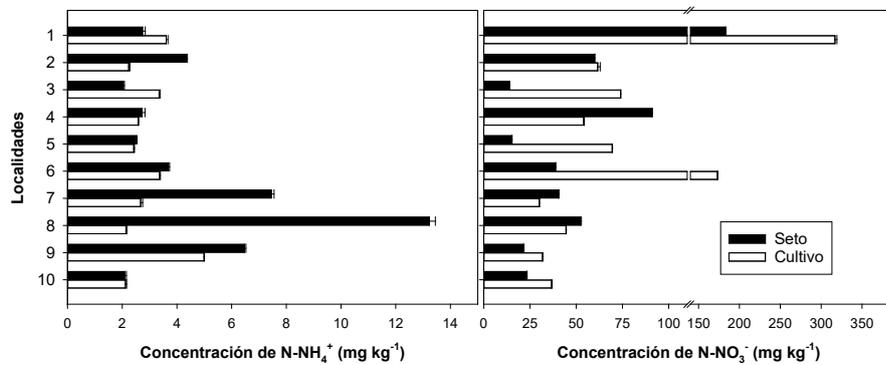


Figura 4. Nitrógeno (N) de amonio y de nitrato del suelo extraídos con KCl 1M. N=3. Media ± error estándar.

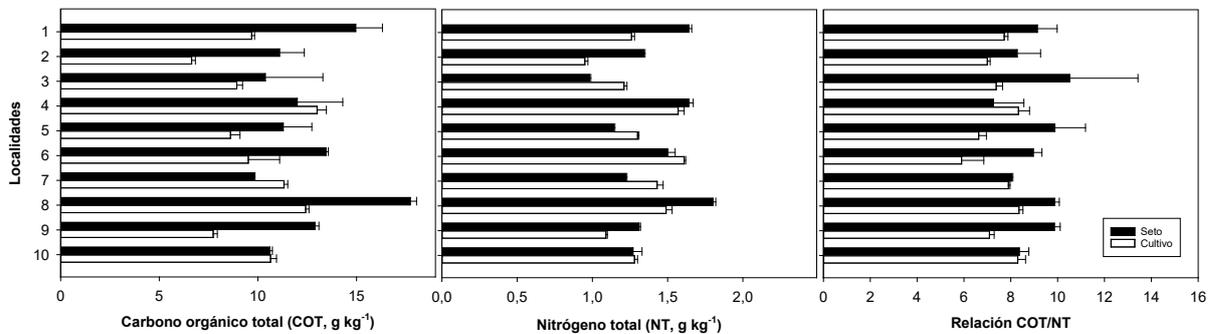


Figura 5. Carbono orgánico total (COT), nitrógeno total (NT) y relación COT/NT del suelo (anizador Multi N/C 3100 Analytik Jena). N=3. Media ± error estándar.

Los resultados obtenidos no muestran, para la mayoría de los casos, diferencias claras entre los suelos bajo los setos y en los cultivos adyacentes. Por ejemplo, un parámetro como la respiración del suelo (emisiones de CO₂), que podría esperarse superior bajo los setos, no mostró un patrón claro. Tampoco se observaron tendencias claras en parámetros químicos como pH, conductividad eléctrica, los contenidos en N mineral y en N total (NT). Esto puede atribuirse a que los setos suelen regarse y fertilizarse del mismo modo que los cultivos y esto hace que sea difícil detectar diferencias entre ambas situaciones. Las diferencias más claras se observaron en cuanto a los contenidos en carbono orgánico total (COT) y la razón COT/NT, cuyos valores tendieron a ser siempre más bajos en los cultivos, lo que apunta a una mayor acumulación de materia orgánica con tendencia a estabilizarse bajo los setos.

CONCLUSIONES

De entre los parámetros evaluados hasta la fecha, sólo el COT y la razón COT/NT parecen indicar que los setos están induciendo mejoras en los suelos. La variabilidad obtenida en las propiedades químicas evaluadas hace necesario una monitorización más prolongada. Además, se considera imprescindible evaluar propiedades físicas como la estabilidad de agregados y la densidad aparente para valorar con más criterio si los setos están induciendo mejoras en los suelos.

Agradecimientos: Este estudio forma parte del Programa AGROALNEXT que ha sido financiado por MICIU con fondos NextGenerationEU (PRTR-C17.11) y por la Fundación Séneca con fondos de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia (CARM).

REFERENCIAS

Álvarez-Rogel J, Barberá GG, Maxwell B, Guerrero-Brotons M, Díaz-García C, Martínez-Sánchez JJ, Sallent A, Martínez-Ródenas J, González-Alcaraz MN, Jiménez-Cárceles FJ, Tercero MC, Gómez R. 2020. The case of Mar Menor eutrophication: state of the art and description of tested Nature Based Solutions. *Ecological Engineering* 158: 106086.

DISTINTOS TRATAMIENTOS PARA COMBATIR LA VEGETACIÓN ADVENTICIA NO CAUSARON DIFERENCIAS A CORTO PLAZO SOBRE LAS CARACTERÍSTICAS FISICOQUÍMICAS DE UN SUELO DE VIÑEDO

Lucía Carrera*, Paula Pérez Rodríguez, David Fernández Calviño

Dep. Biología Vegetal e Ciencia do Solo, Facultade de Ciencias, Universidade de Vigo, As Lagoas s/n, 32004 Ourense, Spain

Instituto de Agroecoloxía e Alimentación (IAA), Universidade de Vigo—Campus Auga, 32004 Ourense, Spain

[*lcarrera@uvigo.gal](mailto:lcarrera@uvigo.gal)

RESUMEN

Actualmente se utilizan gran cantidad de medios y técnicas para el control de malas hierbas en viñedos, pudiendo causar, algunas de ellas, importantes impactos sobre el suelo. Las cubiertas vegetales han surgido como una solución al uso de herbicidas, labranza o a la siega por las mejoras que pueden causar en el suelo. En el presente estudio, se evaluaron los efectos a corto plazo (un año) de cuatro tratamientos para el control de malas hierbas (cubiertas vegetales, siega, herbicidas sintéticos y fresado) sobre diferentes propiedades fisicoquímicas de un suelo de viñedo situado la D. O. Ribeiro. Se realizaron cuatro muestreos entre noviembre de 2021 y noviembre de 2022, uno antes de la aplicación de los tratamientos, dos durante el desarrollo del cultivo y otro tras la vendimia. En las muestras de suelo se analizaron diferentes parámetros relacionados con la fertilidad y con el secuestro de carbono: densidad aparente, pH en agua, pH en CaCl₂, pH en KCl, conductividad eléctrica, capacidad de intercambio catiónico efectiva (CICe), contenido en Mo, Zn, Fe, Cu y Mn asimilables, N total, C total, C orgánico y materia orgánica. Tras el primer muestreo no se encontraron diferencias significativas en los valores de los parámetros estudiados (antes de la aplicación de los tratamientos). Después de su aplicación, tampoco se observaron diferencias significativas en ninguno de los parámetros analizados. Por tanto, no existen efectos a corto plazo de las distintas estrategias de gestión de la vegetación adventicia sobre las propiedades fisicoquímicas del suelo más comúnmente estudiadas.

PALABRAS CLAVE: Cubiertas vegetales, Herbicida, Labranza, Malas hierbas, Siega.

INTRODUCCIÓN

El viñedo es uno de los cultivos de mayor extensión en España y la vegetación adventicia ocasiona pérdidas en las cosechas de uva (Delpuech and Metay 2018), ya que éstas pueden competir con los cultivos por el agua y los nutrientes. Tradicionalmente se han usado técnicas para el control de las malas hierbas, como los herbicidas o el arado, que son laboriosas y que provocan impactos ambientales, tales como la degradación y contaminación de los suelos. En los viñedos, se han utilizado técnicas de control mecánico convencionales, tales como el fresado o arado, que fomentan la compactación y erosión del suelo. Esto puede provocar pérdidas de nutrientes en el suelo, con su consecuente reducción en la producción de uvas.

Estas técnicas se han intentado sustituir por la siega o incluso por el arranque manual de malas hierbas, para intentar proteger el suelo de la erosión. Por otro lado, el desarrollo de los productos fitosanitarios ha dado lugar a un uso masivo de herbicidas para combatir las plantas adventicias, derivado de su alta eficacia. El uso de herbicidas produce también efectos negativos en el suelo y en los ecosistemas, y además, un uso abusivo de los mismos puede provocar resistencias en las malas hierbas (Egan et al. 2011), disminuyendo así su efectividad.

Actualmente existe una demanda para el desarrollo de nuevas técnicas alternativas para el control de plantas adventicias, que sean menos dañinas para el medio ambiente. La implementación de prácticas de manejo para las adventicias, tales como el uso de cubiertas vegetales, está cobrando importancia actualmente, ya que permite el control de las mismas sin liberar herbicidas químicos al medio ambiente y sin alterar la estructura del suelo. Las cubiertas vegetales suponen un competidor para las adventicias, y en algunos casos, pueden exudar sustancias con efectos aleopáticos frente a las malas hierbas. El objetivo de este estudio consistió en determinar los efectos de los distintos tratamientos para combatir la vegetación adventicia en la fertilidad del suelo en viñedos.

MATERIALES Y MÉTODOS

La parcela de estudio se encuentra situada en la D. O. Ribeiro, en Cenlle (provincia de Ourense) y tiene $\approx 3450 \text{ m}^2$. Se dividió en 12 subparcelas, en las que se aplicaron por triplicado los siguientes tratamientos para combatir las malas hierbas: cubierta vegetal (compuesta por veza, avena y cebada), segado, herbicidas sintéticos y fresado.

Para el estudio de las propiedades del suelo se realizaron cuatro muestreos a lo largo de un año: uno antes de la aplicación de los tratamientos (noviembre de 2021), dos durante el desarrollo del cultivo (abril y mayo de 2022) y otro tras la vendimia (noviembre de 2022). Se recogieron 12 muestras (3 réplicas para cada uno de los 4 tratamientos) en cada uno de los 4 muestreos a una profundidad de 0-20 cm, resultando un total de 48 muestras. Las muestras se homogeneizaron, secaron al aire y se tamizaron por 2 mm. La densidad aparente se calculó utilizando el método del cilindro metálico. El pH del suelo se midió en agua destilada, en KCl 0,1 M y en CaCl_2 0,01 M, 1:5 (m/v). La conductividad eléctrica (C.E.) se midió en una suspensión de suelo: agua destilada, 1:5 (m/v). La materia orgánica (M.O.) fue medida por diferencia de pesada mediante calcinación a $450 \text{ }^\circ\text{C}$ durante 4 h. El contenido en micronutrientes biodisponibles (Mo, Zn, Fe, Cu y Mn) se midió en una extracción con DTPA 1:2 (m/v). El carbono (C_T) y nitrógeno totales (N_T) se determinaron en la muestra molida mediante un analizador elemental. El carbono inorgánico (C_i) se midió sobre las muestras calcinadas mediante un analizador elemental. El carbono orgánico (C_{Org}) se calculó como diferencia entre el C_T y C_i . La capacidad de intercambio catiónica efectiva (CICE) se determinó como suma de los cationes Ca^{+2} , Mg^{+2} , Na^+ y K^+ extraídos en NH_4Cl 0,2 M.

El tratamiento estadístico fue llevado a cabo utilizando el programa IBM SPSS Statistics. La evaluación de la normalidad de los datos se realizó utilizando el test Shapiro-Wilk para cada una de las características estudiadas. Para comprobar si había diferencias significativas en las propiedades del suelo antes de implantar las diferentes técnicas, se realizó un ANOVA de un factor con los datos obtenidos de las muestras del primer muestreo. Para identificar si existían diferencias significativas después de la aplicación de los diferentes tratamientos en contra de las adventicias, se llevó a cabo un ANOVA de dos factores, utilizando como factores fijos el tratamiento y el tiempo de muestreo. Todas las pruebas estadísticas fueron realizadas utilizando un nivel de significancia de 0,05.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados de los análisis realizados para cada uno de los parámetros estudiados se encuentran recogidos en la Tabla 1. Se trata de un suelo cuyo pH tiende a la neutralidad, con un contenido en materia orgánica alto (oscilando los valores entre 8,4% y 10,9%) y una CICE baja (con valores que no superan en ningún caso los 13 cmol_c/kg suelo). Exceptuando el pH en agua, no se encontraron diferencias significativas en los parámetros analizados del muestreo inicial y los distintos tratamientos aplicados, asumiendo entonces la homogeneidad de las propiedades del suelo antes de la introducción de los distintos tratamientos. Después de la aplicación de los tratamientos durante un ciclo vegetativo de la vid, los parámetros

analizados tampoco mostraron diferencias significativas entre tratamientos. Esto es indicativo de que, a corto plazo, el uso de cubiertas vegetales proporciona el mismo resultado que los tratamientos convencionales y, por lo tanto, mantiene el nivel de fertilidad del suelo, lo que resulta positivo para el medio ambiente. Sin embargo, sí se han encontrado diferencias significativas debidas a la época en la que se ha realizado el muestreo.

Tabla 1. Resultados de los parámetros analizados en los diferentes muestreos realizados a lo largo de un ciclo de cultivo de la vid.

M	Trat	pH (agua)	pH (KCl)	pH (CaCl ₂)	C.E. (dS/m)	Da (g/cm ²)	C _T (%)	C _{Org} (%)	M.O. (%)	N _T (%)	CI _{Ce} (cmol _e /kg)	Mo (μg/kg)	Zn (mg/kg)	Fe (mg/kg)	Cu (mg/kg)	Mn (mg/kg)
0	F	6,5	5,3	5,7	0,06	0,9	4,2	4,0	9,1	0,2	7,0	14,7	3,6	34,7	2,7	5,9
0	H	6,4	5,6	5,9	0,06	0,9	4,7	4,6	10,9	0,3	10,7	15,0	5,2	32,3	3,9	6,2
0	CV	6,5	5,3	5,6	0,05	0,9	5,1	5,0	10,5	0,3	7,4	13,3	4,0	33,0	3,3	5,1
0	S	6,2	5,3	5,7	0,05	0,9	4,7	4,5	10,2	0,3	7,3	12,3	4,6	25,3	2,9	3,4
1	F	6,1	5,4	5,8	0,08	-	4,3	4,1	9,6	0,2	6,4	18,3	5,0	35,0	3,3	5,9
1	H	6,2	5,5	5,9	0,05	-	4,1	4,0	8,4	0,2	6,3	15,0	1,5	31,3	3,3	4,4
1	CV	6,2	5,5	5,8	0,05	-	4,2	3,9	8,9	0,2	6,8	13,3	2,1	29,3	3,6	3,8
1	S	6,6	5,5	6,1	0,06	-	4,2	4,0	9,3	0,3	8,3	13,7	4,9	27,3	3,1	4,1
2	F	6,5	5,6	6,2	0,06	-	4,6	4,4	9,6	0,3	8,1	16,7	3,8	37,0	3,6	5,7
2	H	6,5	5,8	6,2	0,07	-	4,5	4,4	9,6	0,3	8,7	16,7	8,0	37,0	4,7	6,5
2	CV	6,5	5,7	6,2	0,07	-	4,7	4,4	9,5	0,3	8,3	15,3	4,3	32,7	4,4	4,7
2	S	6,5	6,0	6,3	0,06	-	4,3	4,1	9,9	0,2	9,0	11,3	2,4	23,7	4,3	1,9
3	F	6,5	5,5	6,0	0,05	0,9	4,4	4,1	9,4	0,2	7,5	7,0	0,9	16,6	1,8	0,7
3	H	6,7	5,6	6,0	0,04	1,1	4,6	4,4	9,5	0,2	8,2	7,0	1,6	15,3	1,7	0,9
3	CV	6,6	5,7	6,1	0,06	1,0	5,4	5,2	10,8	0,3	12,9	6,8	1,3	22,0	2,9	0,9
3	S	6,5	5,6	6,0	0,06	1,0	5,0	4,8	10,1	0,3	9,2	9,6	3,5	18,2	1,4	1,1

M (número de muestreo): 0 (muestreo inicial, noviembre de 2021), 1 (abril de 2022), 2 (mayo de 2022) y 3 (noviembre de 2022). Trat (tratamientos aplicados): F (fresado), H (herbicida), CV (cubierta vegetal) y S (segado).

En un estudio similar llevado a cabo en un suelo de pH 8,5 y un contenido en materia orgánica bajo, Linares et al. (2014) evaluaron las diferencias en varias propiedades del suelo al aplicar diferentes tratamientos para luchar contra las adventicias durante 8 años. En algunos de los parámetros analizados (N, P, K, Mg, Ca y Na) no encontraron diferencias significativas entre los tratamientos, coincidiendo con los resultados de este estudio. Sin embargo, sí encontraron diferencias significativas en el contenido en materia orgánica y CI_{Ce} entre los diferentes tratamientos en 0-10 cm de profundidad. En otros estudios realizados en viñedos españoles en los que se han comparado métodos tradicionales de control de malas hierbas (fresado) con el uso de cubiertas vegetales sí han encontrado diferencias significativas en parámetros como pH (en agua), carbono orgánico y densidad aparente (Guzmán et al. 2019). Sin embargo, en este estudio las cubiertas vegetales llevaban implantadas 3 años. Las discrepancias encontradas entre estos dos estudios y los obtenidos en esta investigación, ponen de manifiesto que el efecto del uso de cubiertas vegetales para combatir las malas hierbas se observa a medio/largo plazo desde la implementación de las cubiertas.

Otro estudio realizado en un suelo de pH 8,4 y bajo contenido en materia orgánica, afirma que los cambios en las propiedades físicas del suelo después de la aplicación de una cubierta vegetal aparecen después de 5 años de implantación (comparando con un control en el que se aplican herbicidas y arado). No obstante, cambios en parámetros relacionados con el carbono (como el contenido en materia orgánica) son visibles tras tan solo un año de aplicación de cubiertas vegetales (Virto et al. 2012). Estos resultados no coinciden con los obtenidos en este estudio, ya que no se encontraron diferencias significativas en la cantidad de materia orgánica después de la aplicación de los diferentes tratamientos.

Las diferencias significativas debidas a la época en la que se ha realizado el muestreo no se encontraron en todos los parámetros estudiados, sino que tan solo en los pHs, en el contenido

en metales (Mo, Zn, Fe, Cu y Mn) y en la capacidad de intercambio catiónico. Esto sugiere que los cambios encontrados en las propiedades del suelo en este estudio de un año tienen una variación estacional.

CONCLUSIONES

El control de malas hierbas es importante para mejorar los rendimientos en los viñedos, pero debe realizarse de una manera sostenible. En este estudio se han probado los efectos a corto plazo que tiene el uso de cuatro tratamientos diferentes comúnmente utilizados en los viñedos de España en contra de la vegetación adventicia sobre características básicas y la fertilidad del suelo. Los resultados muestran que no hubo diferencias significativas en ninguno de los parámetros analizados en función del tratamiento aplicado, pero sí ocurrieron en función del tiempo. Se puede concluir que las cubiertas vegetales mantienen la fertilidad del suelo a corto plazo frente a los tratamientos convencionales y que se observaron diferencias estacionales. Por tanto, se necesitan más años de estudio para evaluar los efectos a largo plazo del uso de los diferentes tratamientos.

Agradecimientos: Este estudio se ha llevado a cabo gracias al proyecto “Sostenibilidad de la producción de viñedo: reducción de insumos externos, incremento de la biodiversidad del suelo y mejora del desarrollo del cultivo” (referencia: PID2020-116764RB-I00) financiado por el Ministerio de Ciencia e Innovación de España.

REFERENCIAS

- Delpuech X, Metay A. 2018. Adapting cover crop soil coverage to soil depth to limit competition for water in a Mediterranean vineyard. *European Journal of Agronomy* 97: 60–69. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2018.04.013>
- Egan JF, Maxwell BD, Mortensen DA, Ryan MR, Smith RG. 2011. 2,4-dichlorophenoxyacetic acid (2,4-D)-resistant crops and the potential for evolution of 2,4-D-resistant weeds. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 108(11): E37. <https://doi.org/10.1073/pnas.1017414108>
- Guzmán G, Cabezas JM, Sánchez-Cuesta R, Lora A, Bauer T, Strauss P, Winter S, Zaller J G, Gómez JA. 2019. A field evaluation of the impact of temporary cover crops on soil properties and vegetation communities in southern Spain vineyards. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 272: 135–145. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.11.010>
- Linares R, de la Fuente M, Junquera P, Lissarrague JR, Baeza P. 2014. Effects of soil management in vineyard on soil physical and chemical characteristics. *BIO Web of Conferences* 3: 01008. <https://doi.org/10.1051/bioconf/20140301008>
- Virto I, Imaz MJ, Fernández-Ugalde O, Urrutia I, Enrique A, Bescansa P. 2012. Soil quality evaluation following the implementation of permanent cover crops in semi-arid vineyards. Organic matter, physical and biological soil properties. *Spanish Journal of Agricultural Research* 10(4): 1121. <https://doi.org/10.5424/sjar/2012104-613-11>

IMPACTO DE LA APLICACIÓN DE NANOPARTÍCULAS DE HIERRO EN EL DESARROLLO DE CEREALES EN UN ENSAYO DE INVERNADERO

M. Gil-Díaz*, C. Mancho, J. Alonso, S. Diez-Pascual, J. González, M.C. Lobo

Instituto Madrileño de Investigación y Desarrollo Rural Agrario y Alimentario, IMIDRA, Finca El Encín, Autovía A-2, km 38.200 Alcalá de Henares 28805 (Madrid)

*mar.gil.diaz@madrid.org

RESUMEN

La utilización de nanopartículas de hierro cero-valente (nZVI) para el tratamiento de suelos contaminados se ha mostrado como una estrategia prometedora al reducir la disponibilidad de los contaminantes mejorando el desarrollo de las plantas, existiendo poca información sobre la utilización de estos nanomateriales como fuente de Fe para los cultivos. El objetivo del presente estudio fue evaluar el impacto del tratamiento con nZVI en el desarrollo de plantas de trigo y cebada a lo largo de su ciclo vegetativo. Se utilizó un suelo agrícola de pH alcalino tratado con una suspensión de nZVI (0 y 5%) en macetas de 4 L en condiciones de invernadero. Tras 72 horas, se trasplantaron dos plantas de trigo (*Triticum aestivum*, variedad Albares) o cebada (*Hordeum vulgare*, variedad Pedrezuela) por maceta y se mantuvieron en invernadero durante 5 meses. En las plantas se analizaron parámetros fisiológicos, químicos y el efecto en la ultraestructura de las células mediante TEM. En los suelos, se determinaron propiedades físico-químicas, así como la disponibilidad de Fe (DTPA). Todas las plantas de trigo y cebada completaron su ciclo vegetativo sin mostrar síntomas visuales de toxicidad, si bien las procedentes de los suelos tratados presentaron menor biomasa y actividad fotosintética y mayor estrés oxidativo. En las condiciones del ensayo, no se observó un incremento de la concentración de Fe en las plantas. Se necesitarían estudios con diferentes suelos, cultivos y dosis de nZVI para confirmar estos resultados.

Palabras clave: trigo, cebada, nZVI, suelo, TEM.

INTRODUCCIÓN

En los últimos años se han incrementado considerablemente los estudios basados en el empleo de nanopartículas de hierro cero-valente, conocidas como nZVI (nanoscale zero-valent iron), para la remediación de suelos contaminados, ya que reducen la disponibilidad de los contaminantes mejorando el desarrollo de las plantas (Gil-Díaz et al. 2016; Stefaniuk et al. 2016). Por otra parte, las nanopartículas nZVI pueden aportar hierro, nutriente que suele estar poco disponible para las plantas, especialmente en los suelos de pH alcalino, típicos de los países mediterráneos. En este sentido, ensayos previos que monitorizaron el desarrollo de plantas de lechuga durante un mes en dos tipos de suelo (ácido y alcalino) tratados con nZVI, Gil-Díaz et al. (2024) concluyeron que el impacto del tratamiento estaba condicionado por las características del suelo, observando un incremento de la disponibilidad y acumulación de Fe especialmente en el suelo ácido, así como un mejor desarrollo de las plantas. Sin embargo, el efecto en otros cultivos y a más largo plazo se desconoce. El objetivo del presente estudio fue evaluar el impacto del tratamiento con nZVI en el desarrollo de plantas de trigo y cebada a lo largo de su ciclo vegetativo completo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se llevó a cabo un ensayo en condiciones de invernadero utilizando un suelo agrícola (Alcalá de Henares, Madrid), de textura franca, pH alcalino (8,24), conductividad eléctrica de 0,27 dS/m, 0,11% de N, 1,1% de contenido en materia orgánica y 25 mg/kg de P (Olsen). El suelo

se trató con una suspensión de nZVI (Nanofer 25S, Nanolron) a dosis 0 y 5% (p/p), y se dispuso en macetas de 4 L. Tras 72 horas, se trasplantaron dos plantas de trigo (*Triticum aestivum*, variedad Albares) o cebada (*Hordeum vulgare*, variedad Pedrezuela) por maceta, previamente crecidas en un semillero, en el estado 14 de la escala de Zadoks. Se incluyeron cuatro réplicas por tratamiento. Las plantas se mantuvieron en invernadero durante cinco meses hasta el final de su ciclo vegetativo. En las plantas se analizó MDA como indicador de estrés oxidativo, contenido en clorofila con el medidor portátil SPAD502, biomasa, efecto en la ultraestructura de las células de la raíz mediante TEM y contenido en nutrientes (González et al. 2017). En suelo, se determinaron propiedades físico-químicas y disponibilidad de Fe según el método de DTPA (Gil-Díaz et al. 2021).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Tanto las plantas de cebada como de trigo procedentes del tratamiento de nZVI completaron su ciclo vegetativo sin mostrar síntomas visuales de toxicidad, si bien, comparando con las plantas control, se detectó cierto retraso en su desarrollo, dando lugar a menor biomasa y contenido en clorofila. A su vez, las plantas del tratamiento nZVI presentaron mayor estrés oxidativo (Figura 1).

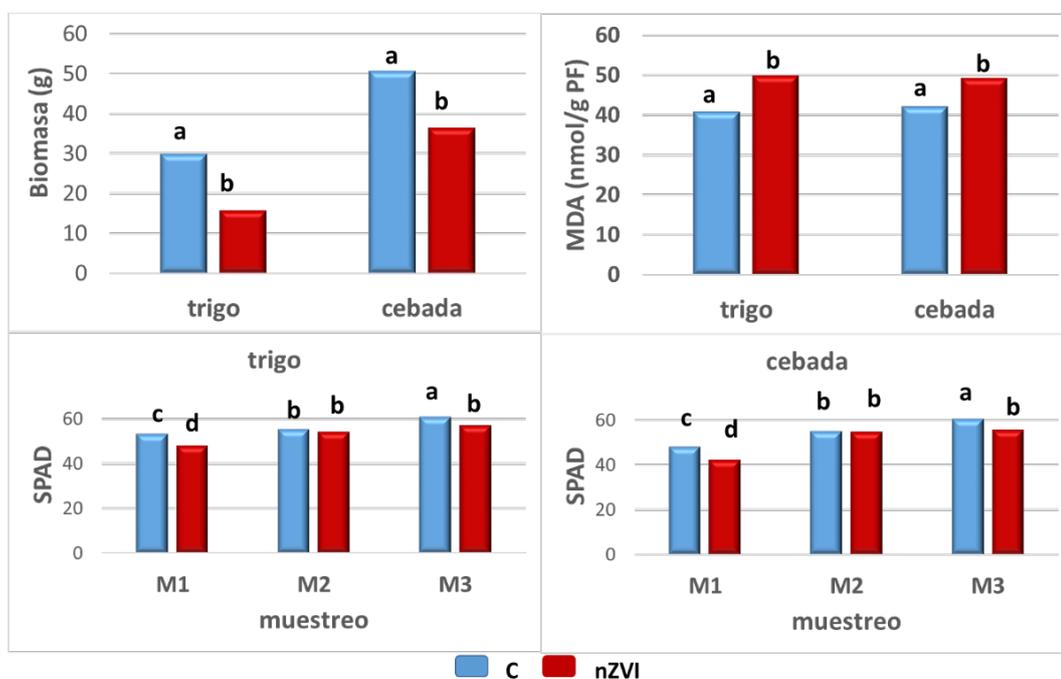


Figura 1. Contenido medio de biomasa, malondialdehído (MDA) y SPAD en las plantas de trigo y cebada. Para cada especie/tiempo de muestreo, barras con distinta letra indican diferencias significativas ($p < 0,05$).

El análisis de la ultraestructura de las células radiculares mediante TEM no reveló grandes diferencias entre tratamientos, si bien la presencia de nZVI dio lugar, en algunas zonas, a un elevado número de puntos electrodensos entre pared celular y membrana (Figura 2). En relación al contenido de hierro, cabe destacar que, en las condiciones del ensayo, el tratamiento nZVI no indujo mayor acumulación de este elemento en ninguna de las partes de la planta (raíz, hoja, tallo y grano) (Figura 3). Esto puede ser debido al pH alcalino del suelo, que favorece la precipitación de Fe. La medida de la disponibilidad de Fe detectó un aumento de Fe en los suelos tratados con nZVI si bien los valores fueron moderados (< 8 mg/kg). Trabajos previos realizados a más corto plazo con dos tipos de suelo (ácido y alcalino), y plantas de lechuga, detectaron mayor disponibilidad de Fe y un incremento del contenido de Fe en la planta, especialmente en el suelo ácido (Gil-Díaz et al. 2024).

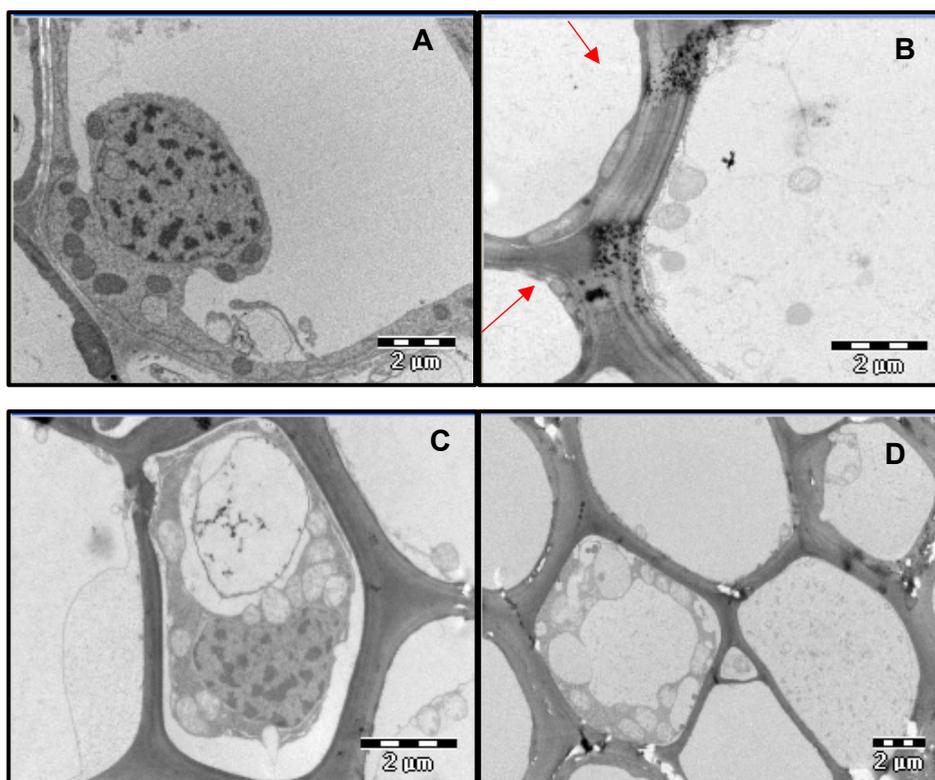


Figura 2. Imágenes de TEM de la raíz de las pantas de trigo y cebada. A, B: trigo control y tratado con nZVI, respectivamente; C, D: cebada control y tratada con nZVI, respectivamente.

Estos resultados ponen de manifiesto la importancia del tipo de suelo, especie vegetal y duración del cultivo en la influencia del tratamiento con nZVI. Respecto a la acumulación de nutrientes, las principales diferencias se observaron en relación al Na, que presentó mayor contenido en las plantas procedentes del tratamiento nZVI. Esto puede explicarse por el aumento de Na asimilable en los suelos tratados con nZVI debido a la composición de dichas nanopartículas, si bien los valores alcanzados estaban dentro de rangos normales para suelos agrícolas (Tabla 1). Además, la aplicación de nZVI favoreció el aumento de Ca asimilable, dentro de valores normales para suelos. Para el resto de propiedades del suelo, el tratamiento con nZVI no indujo efecto significativo.

Tabla 1. Propiedades físico-químicas de los suelos muestreados al del ciclo vegetativo de las plantas de trigo y cebada.

Parámetro	trigo		cebada	
	C	NP	C	NP
pH	8,00	8,10	8,18	8,06
CE	dS/m	0,36	0,32	0,41
MO	%	1,20	1,15	1,21
P	mg/kg	80	62	64
Ca		2904	3341*	2335
Mg		348	361	390
Na		64	96*	65
K		508	441	346
				382

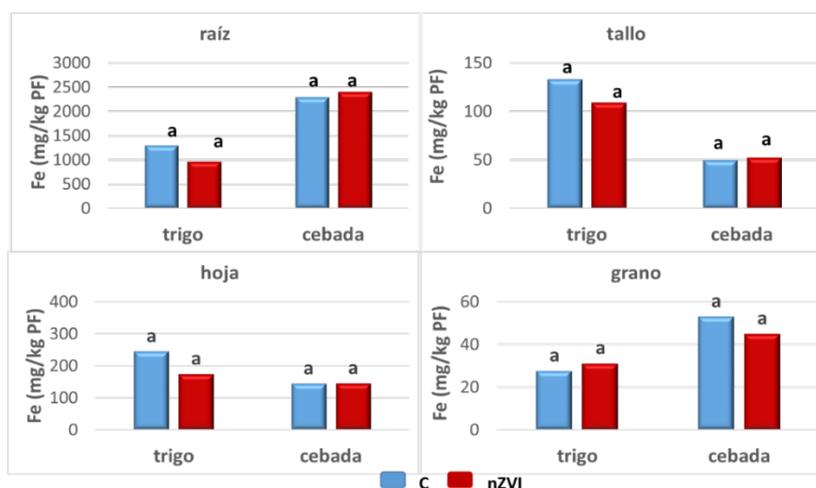


Figura 3. Contenido medio de Fe en las plantas de trigo y cebada. Para cada especie, barras con distinta letra indican diferencias significativas ($p < 0,05$).

CONCLUSIONES

El tratamiento de un suelo alcalino con nZVI y posterior cultivo de cebada y trigo no indujo una fuerte toxicidad en las plantas permitiendo completar su ciclo vegetativo, si bien se detectó un retraso en su desarrollo, dando lugar a menor actividad fotosintética y biomasa. Además, la aplicación de nZVI al suelo no favoreció la acumulación de Fe en las plantas en las condiciones del ensayo. Las propiedades físico-químicas del suelo no se vieron afectadas negativamente por el tratamiento. Dada la importancia de las características del suelo y de la especie, se necesitan estudios con otros tipos de suelo y cultivo que evalúen también su viabilidad económica, antes de recomendar el uso de nZVI para mejorar la asimilación de Fe en las plantas.

Agradecimientos: Proyectos: REHABILITA CTM2016-78222-C2-1 (MCIN/AEI/10.13039/501100011033 FEDER, UE); FP24-RECUPERA (financiado por IMIDRA).

REFERENCIAS

Gil-Díaz M, Álvarez-Aparicio J, Alonso J, Mancho C, Lobo MC, González J, García-Gonzalo P. 2024. Soil properties determine the impact of nZVI on *Lactuca sativa* L and its rhizosphere. *Environmental Pollution* 341: 1226833.

Gil-Díaz M, Díez-Pascual S, González A, Alonso J, Rodríguez-Valdés E, Gallego JR, Lobo MC. 2016. A nanoremediation strategy for the recovery of an As-polluted soil. *Chemosphere* 149: 137-145.

Gil-Díaz M, Luchsinger-Heitmann A, García-Gonzalo P, Alonso J, Lobo MC. 2021. Selecting efficient methodologies for estimation of As and Hg availability in a brownfield. *Environmental Pollution* 270: 116290.

González A, Gil-Díaz MM, Pinilla P, Lobo MC. 2017. Impact of Cr and Zn on Growth, Biochemical and Physiological Parameters, and Metal Accumulation by Wheat and Barley Plants. *Water Air Soil & Pollution* 228: 419.

MAPA (1994). *Métodos Oficiales de Análisis*. Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación, vol III, p. 205-324.

Stefaniuk M, Oleszczuk P, Ok YS. 2016. Review on nano zerovalent iron (nZVI): From synthesis to environmental applications. *Chemical Engineering Journal* 287: 618–632.

ADSORCIÓN, PERSISTENCIA Y BIOACTIVIDAD DE LOS ENANTIÓMEROS DEL ÁCIDO ABCSÍCO EN SUELOS

María del Valle Muñoz-Muñoz*, Rocío López-Cabeza, Rafael Celis

Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Sevilla (IRNAS), CSIC, Avenida Reina Mercedes 10, 41012 Sevilla, España

*maria-valle.m@csic.es

RESUMEN

Los fitorreguladores naturales están recibiendo una gran atención para ayudar a los cultivos a adaptarse mejor a los estreses bióticos y abióticos y reducir la necesidad de agroquímicos sintéticos. En la actualidad, se están desarrollando diferentes enfoques innovadores que implican la actividad de fitohormonas y compuestos relacionados en el suelo, lo que hace necesaria una comprensión profunda de los procesos que determinan el comportamiento de estos compuestos una vez que alcanzan la matriz del suelo. El ácido abscísico (ABA) es una fitohormona que participa en numerosos aspectos del desarrollo de las plantas y en su respuesta a condiciones adversas. La molécula posee dos enantiómeros, (+)-ABA (natural) y (-)-ABA (no natural), que exhiben diferencias en su actividad biológica y pueden tener impactos distintos en las respuestas fisiológicas de las plantas. Comprender el comportamiento y actividad de estos enantiómeros puede ser importante a la hora de mejorar la eficacia de los agroquímicos basados en ABA y optimizar su aplicación en prácticas agrícolas. En este trabajo, se presenta un estudio comparativo de la adsorción, disipación y actividad biológica de las formas racémica y natural del ácido abscísico en un suelo agrícola mediterráneo. Se resalta cómo la presencia del suelo reduce la expresión de la actividad inhibitoria de la germinación de los enantiómeros del ácido abscísico, siendo este efecto más pronunciado para el enantiómero natural, (+)-ABA, debido a su rápida biodegradación por los microorganismos del suelo en comparación al enantiómero (-)-ABA.

Palabras clave: adsorción, biodegradación, biodisponibilidad, fitorreguladores, suelo

INTRODUCCIÓN

En la actualidad, la agricultura se enfrenta a importantes retos para abastecer de alimentos a una población mundial en constante crecimiento utilizando los recursos naturales de manera eficiente. Aunque los agroquímicos sintéticos son fundamentales en el sector alimentario para asegurar la producción de alimentos, muchos los perciben como obstáculos para la sostenibilidad, debido a sus potenciales efectos adversos sobre la salud humana y el medio ambiente (Lykogianni et al. 2021). Por ello, cada vez se presta una mayor atención a buscar estrategias alternativas de protección de los cultivos, seguras y respetuosas con el medio ambiente, que permitan reducir la dependencia de compuestos químicos sintéticos. En este contexto, el empleo de fitohormonas emerge como una opción prometedora. Se trata de moléculas pequeñas que desempeñan diversas funciones en la regulación del crecimiento, desarrollo y respuestas de las plantas al entorno (Zahid et al. 2023).

El ácido abscísico (ABA) es una fitohormona clave en diversos aspectos del desarrollo de las plantas y en su respuesta a condiciones adversas. Posee dos enantiómeros, (+)-ABA (natural) y (-)-ABA (no natural) (Figura 1). Las formulaciones registradas basadas en ABA contienen solo el enantiómero S-(+), que ayuda al crecimiento de las plantas, reforzando su resistencia al estrés y mejorando la maduración de los frutos. Sin embargo, se ha observado que el enantiómero R-(-) también puede tener efectos fisiológicos, sorprendiendo por su potencia en muchas pruebas de actividad biológica (Gámiz et al. 2016). El objetivo de este estudio ha sido comparar el comportamiento de la forma racémica de ABA con el de su enantiómero natural

mediante estudios de adsorción, disipación y actividad biológica de ambas formas de aplicación del compuesto a un suelo agrícola mediterráneo.

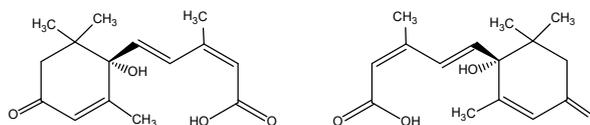


Figura 1: Estructura química de los dos enantiómeros del ácido abscísico.

MATERIALES Y MÉTODOS

Ácido abscísico. La forma natural (+) de ABA utilizada en este trabajo fue proporcionada por Sigma-Aldrich con una pureza > 99%, mientras que la forma racémica (±) fue suministrada por Chromadex, también con una pureza > 99%.

Suelo. El suelo agrícola se recogió de una finca experimental ubicada en Coria del Río (Sevilla, España), presentando una textura franco-arcillo-arenosa, un contenido de arena del 74%, de limo del 5% y de arcilla del 21%, contenido de C orgánico del 0,40% y pH de 8,2.

Estudio de adsorción. En tubos de vidrio de 15 ml, se pesaron 4 g de suelo que, tras ser esterilizados en autoclave, se trataron con 4 ml de una disolución acuosa de la forma racémica (±) o enantiopura (+) de ABA. Las medidas se realizaron por triplicado a una concentración inicial de ABA de 5 mg/l. Tras agitar las suspensiones durante 24 h, se centrifugaron y se determinó la concentración de ABA en el sobrenadante por HPLC en su modalidad enantioselectiva. La concentración adsorbida (C_s , mg/kg) se determinó a partir de la diferencia entre la concentración inicial (C_{ini} , mg/l) y la concentración en disolución (C_e , mg/l), y se determinó el coeficiente de distribución (K_d , l/kg), como C_s/C_e .

Estudio de disipación. En tubos de vidrio de 15 ml, se pesaron muestras de 3 g de suelo a las que se aplicaron por triplicado 0,9 ml de disoluciones acuosas de la forma racémica (±) o enantiopura (+) de ABA a una concentración de 5 mg/l (1,5 mg/kg suelo). Los tubos se mantuvieron cerrados herméticamente en oscuridad a 25 ± 1 °C. A tiempos seleccionados, se retiraron los tubos correspondientes del incubador y se congelaron inmediatamente para su posterior extracción y análisis de la concentración de ABA en los extractos por HPLC.

Estudio de actividad biológica. La bioactividad del ácido abscísico, en su forma racémica y como enantiómero natural, se evaluó sobre la planta *Eruca sativa* en presencia y ausencia de suelo. Para los experimentos sin suelo, se emplearon placas de Petri de 9 cm de diámetro, en las que se colocó una lámina de papel de filtro, 6 ml de disolución de concentraciones crecientes (0; 0,2; 0,4; 1; 2 y 5 mg/l) de las dos formas de ABA y 12 semillas de *Eruca sativa*. Las placas de Petri se sellaron con parafina y se incubaron en una cámara de germinación. Para los experimentos con suelo, se utilizaron macetas de 20 cm² de superficie y 4.5 cm de altura, con 20 g de suelo. Cada maceta se trató con 6 ml de disolución acuosa de concentraciones crecientes (0, 1, 5, 10, 20, 30, 60 mg/l) de cada compuesto. Posteriormente, se sembraron 12 semillas de *Eruca sativa* y se incubaron. La humedad del suelo se repuso diariamente durante el periodo experimental. Después de 6 días, se midió el número de semillas germinadas y se expresó como porcentaje respecto al control para ambos experimentos. La concentración inhibitoria media (IC₅₀) de la forma racémica y el enantiómero natural de ABA se obtuvo a partir de los datos de dosis-respuesta, ajustados a una ecuación log-logística.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La adsorción de ABA al suelo fue negativa para ambos enantiómeros, tanto en su aplicación racémica como en forma de enantiómero natural puro, con valores de K_d en torno a $-0,06$ l/kg. Este resultado reflejó que los enantiómeros fueron repelidos por los componentes del suelo predominando como especies no adsorbidas (Figura 2).

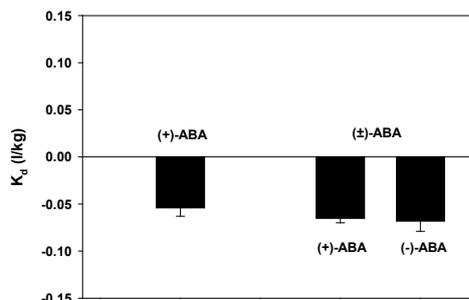


Figura 2: Valores de K_d de los enantiómeros de ABA en el suelo.

En cuanto a la persistencia de los compuestos en el suelo, el comportamiento de los enantiómeros fue diferente. El enantiómero (+)-ABA, independientemente de aplicarse aislado o en forma racémica, se degradó rápidamente en el suelo, no persistiendo por un tiempo superior a los 2 días (Figura 3). En la aplicación de ABA en su forma racémica, se observó cómo el enantiómero (-)-ABA presentó una mayor persistencia en el suelo, con concentraciones residuales superiores a las de (+)-ABA durante todo el periodo experimental (Figura 3).

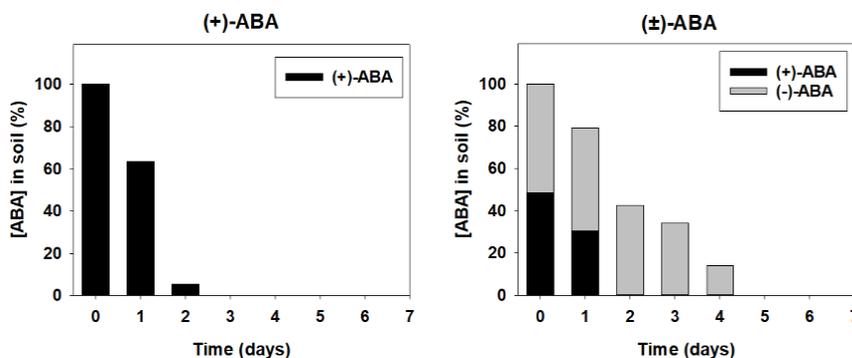


Figura 3: Disipación de la forma enantiopura y racémica de ABA en el suelo.

La actividad biológica del ácido abscísico se reflejó en la inhibición de la germinación de las semillas de *Eruca sativa*. En ausencia de suelo, la actividad del enantiómero natural ($IC_{50} = 1,1$ mg/l) fue ligeramente superior a la de la forma racémica ($IC_{50} = 1,9$ mg/l) (Figura 4). Sin embargo, en presencia de suelo, la actividad de la mezcla racémica ($IC_{50} = 12$ mg/l) superó a la del enantiómero natural ($IC_{50} = 30$ mg/l) (Figura 4). En ambos casos, la presencia de suelo redujo la actividad del compuesto respecto a la observada en placas de Petri.

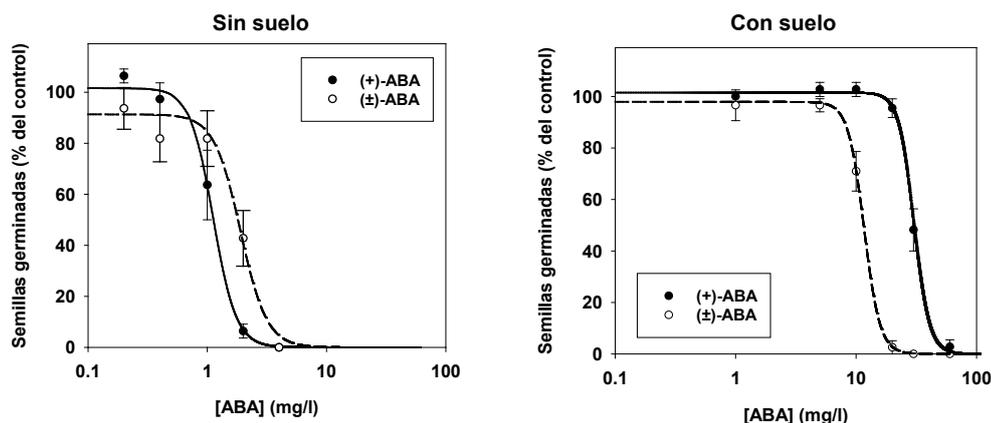


Figura 4: Curvas dosis-respuesta para el efecto inhibitorio de las formas natural y racémica de ABA en la germinación de *Eruca sativa*.

CONCLUSIONES

Nuestros resultados indican que, en el suelo estudiado, la adsorción de los enantiómeros del ácido abscísico es insignificante y que la degradación del enantiómero natural, (+)-ABA, es más rápida que la del enantiómero no natural, (-)-ABA. La presencia del suelo reduce la expresión de la actividad inhibitoria de la germinación del ácido abscísico, siendo este efecto menos pronunciado para la aplicación de la forma racémica, presumiblemente debido a una mayor actividad asociada a la mayor persistencia del enantiómero no natural.

Agradecimientos: Este trabajo ha sido financiado por el Ministerio de Ciencia e Innovación (MCIN/AEI/10.13039/501100011033) a través del proyecto PID2020-112563RB-I00 y del contrato predoctoral PRE2021-100664.

REFERENCIAS

Gámiz B, Herosín MC, Celis R. 2016. Sorption, persistence and leaching of abscisic acid in agricultural soils: An enantiomer-selective study. *Geoderma* 269: 112–118.

Lykogianni M, Bempelou E, Karamaouna F, Aliferis KA. 2021. Do pesticides promote or hinder sustainability in agriculture? The challenge of sustainable use of pesticides in modern agriculture. *Science of the Total Environment* 795: 148625.

Zahid G, Iftikhar S, Shimira F, Ahmad HM, Aka Kaçar Y. 2023. An overview and recent progress of plant growth regulators (PGRs) in the mitigation of abiotic stresses in fruits: A review. *Scientia Horticulturae* 309: 111621.

CUBIERTAS VEGETALES EN VIÑEDOS DE SECANO EN TERRITORIO SEMIÁRIDO

J. E. Herranz-Luque^{1,*}, J.P. Martín-Sanz², F. Ontiveros¹, R. Ramos-Nieto², J. González- Canales^{2,3}, M.A. Jiménez-González¹, P. Carral¹, B. Sastre², M.J. Marqués¹

¹Departamento de Geología y Geoquímica. Universidad Autónoma de Madrid. Calle Francisco Tomás y Valiente 7. 28049. Madrid.

²Área Investigación aplicada y Extensión Agraria. Instituto Madrileño de Investigación y Desarrollo Rural, Agrario y Alimentario. Finca El Encín. Carretera A-2 Km 38.8. 28800 Alcalá de Henares, Madrid.

³Universidad de Alcalá (UAH) Escuela de Doctorado, 28801 Alcalá de Henares, Madrid

*juan.herranz@uam.es

RESUMEN

Los beneficios de las cubiertas vegetales en cultivos leñosos sobre el suelo son indudables, no obstante, los efectos en el cultivo no se conocen bien y dependen fundamentalmente de la disponibilidad de agua, ya sea de riego o de lluvia. La mayoría de los estudios cubren unos pocos años, frecuentemente 3 o 4, mientras que los cultivos leñosos abarcan varias décadas y se postula que puedan adaptarse a convivir con la cubierta vegetal. Los cortos plazos no permiten establecer de forma clara el efecto de las cubiertas vegetales. En este estudio se van a comparar dos viñedos colindantes, sobre Calcisoles, situados en Castilla La Mancha, donde la temperatura media anual es 14 °C y la precipitación acumulada 400 mm, por tanto, con problemas de estrés hídrico en fases críticas del cultivo. Las cepas de la variedad Airén, cultivadas en secano, tienen en torno a 80 años, plantadas en vaso. Uno de los viñedos tiene una cubierta vegetal espontánea desde hace más de 20 años y el viñedo colindante está manejado mediante laboreo. Se compara en ambos viñedos manejados de forma diferente, el contenido de materia orgánica y humedad, actividades enzimáticas relacionadas con la actividad biológica del suelo. Tras más de 20 años de cubiertas, no existen diferencias significativas en la porosidad de los suelos labrados o con cubiertas en la capa superficial (0-10 cm) y se ha observado un aumento en la porosidad a 30 cm de profundidad, así como un aumento de agua útil en esta capa, que es del 30% en viñedos con cubiertas, mientras que en viñedos labrados es del 25%. Destaca la mayor actividad enzimática de β -glucosidasa y Ureasa tanto en superficie como en profundidad en suelos con cubiertas.

PALABRAS CLAVE: Cubiertas, manejo, viñedos, biodiversidad, vigor

INTRODUCCIÓN

Los viñedos de clima semiárido frecuentemente tienen suelos labrados degradados, con escasa materia orgánica y estructuras compactas y alteradas que afectan a su capacidad de retención de agua, comprometiendo su productividad. Manejos del suelo más adecuados como las cubiertas vegetales pueden mitigar estos efectos (Abad et al. 2021). Sin embargo, en secano prácticamente no se utilizan; los agricultores desconocen su manejo y temen la competencia por el agua especialmente en viñedos jóvenes (Marques et al. 2015). El objetivo de este trabajo es comparar el manejo de laboreo tradicional con el manejo de cubierta vegetal espontánea en un periodo de tiempo lo suficientemente amplio como para observar las mejoras en características físicas, químicas y biológicas en el suelo que pueden aportar las cubiertas vegetales en el medio plazo. Durante más de 20 años un viñedo en secano en territorio semiárido de Castilla La Mancha ha sido manejado con cubierta espontánea, en este trabajo se muestran los efectos en el suelo.

MATERIALES Y MÉTODOS

El viñedo de estudio se encuentra en Mota del Cuervo, Cuenca (Lat 39,5029556; Long – 2,9003175; 730 msnm); con cepas de unos 80 años de edad de la variedad Airén, plantadas en vaso, en régimen de cultivo ecológico en secano, manejado con cubierta vegetal espontánea desde hace más de 20 años. Esta localidad tiene un clima mediterráneo semiárido, clasificado por Köppen y Geiger como *BSk*. La temperatura media anual es de 14 °C y la precipitación acumulada anual es de 380 mm. Los suelos se desarrollan sobre rocas calizas, en un relieve casi plano que da lugar a los Calcisoles estudiados.

Un conjunto de variables del suelo de este viñedo se comparan con las de otro contiguo, con las mismas características, pero manejado mediante laboreos anuales, entre 2 y 4 (Figura 1). Se tomaron tres muestras de suelo aleatoriamente en cada viñedo, separando la capa superficial de 0 a 10 cm y una capa subsuperficial de 10 a 30 cm, profundidad ésta que se considera afectada por el laboreo. Cada muestra está a su vez integrada por otras 6 sub- muestras, tres tomadas en las calles del viñedo, y las otras tres bajo las cepas.



Figura 1. A la izquierda foto aérea de los dos viñedos estudiados, abajo el manejado con cubierta espontánea, arriba, manejado mediante laboreos. A la derecha, detalle de la vegetación presente en otoño en el viñedo con cubiertas y en el viñedo labrado.

Las variables estudiadas fueron: textura (Boyucos 1962), contenido de materia orgánica (Walkley & Black 1934), porosidad (FAO 2023), capacidad de retención de agua (Richards 1941), actividades enzimáticas (ISO 20130, Shaefer 1963). Las posibles diferencias fueron analizadas mediante test no paramétricos como Kruskal-Wallis (Kruskal & Wallis 1952).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Ambos viñedos tienen una textura similar, de tipo franco arenoso, por lo que el tamaño de partícula no influirá en la capacidad de retención de agua, aspecto más importante en viñedos de secano. En la Tabla 1 se observa que se ha producido un cambio significativo en el contenido de materia orgánica, que se ha duplicado en el manejo con cubierta vegetal, y es notable que también se duplica en la capa de 10 a 30 cm, cuando en general, probablemente por la duración menor en los proyectos de investigación, sólo se observan diferencias significativas en los primeros 5 o 10 cm de profundidad (Wooliver & Jagadamma 2023).

La compactación que habitualmente se observa en los primeros años de uso de cubiertas desaparece en este viñedo de prolongado manejo con cubiertas, la porosidad total es similar a la del viñedo labrado en la capa superficial (46%) y aumenta en la zona del desarrollo radicular de las plantas, pues en la capa de 10 a 30 cm la porosidad total es de más del 50%, mientras que en el viñedo labrado es del 45%. Este hecho, unido al aumento de materia orgánica en esta capa subsuperficial hace que el agua útil sea mayor, 30% en

volumen, frente al 25% en los suelos labrados ($p= 0,08$).

Tabla 1. Textura, Contenido de materia orgánica (%), Porosidad Total (%) y Agua total disponible (%) en los dos manejos, considerando las capas separadamente (0 a 10 y 10 a 30 cm de profundidad). DT: desviación típica. $n=3$.

Textura						
CC 0-10 cm	Arcilla 15; Limo 15,0; Arena 70,0%			CC 10-30 cm	Arcilla 13,0; Limo 18,3; Arena 68,7%	
LAB 0-10 cm	Arcilla 16; Limo 14,3; Arena 69,7%			LAB 10-30 cm	Arcilla 12,3; Limo 17,6; Arena 70,0%	
Materia orgánica (%)						Kruskal-Wallis
Manejo	Profundidad	Media	DT	Mediana	Cuartiles 25-75 %	
CC	0-10 cm	1,74	0,37	1,65	1,42 - 2,14	H (1, N= 6) =3,85 p =0,05
LAB		0,83	0,05	0,81	0,79 - 0,88	
CC	10-30 cm	1,35	0,06	1,36	1,29 - 1,40	H (1, N= 6) =3,857 p =0,05
LAB		0,69	0,09	0,70	0,59 - 0,77	
Porosidad Total (% vol)						
		Media	DT	Mediana	Cuartiles 25-75 %	
CC	0-10 cm	46,21	0,19	46,29	45,9 - 46,3	H (1, N= 6) =,0476190 p =0,8273
LAB		46,60	1,62	46,15	45,2 - 48,4	
CC	10-30 cm	51,22	2,52	52,66	48,3 - 52,7	H (1, N= 5) =3,00 p =0,0833
LAB		44,05	0,04	44,05	44,0 - 44,1	
Agua útil (Cap, Campo -Pto, marchitez) % vol						
		Media	DT	Mediana	Cuartiles 25-75 %	
CC	0-10 cm	30,1	2,42	31,0	27,4- 32,0	H (1, N= 6) =,428 p =0,5127
LAB	0-10 cm	31,1	1,54	31,3	29,4- 32,5	
CC	10-30 cm	29,6	0,97	30,2	28,5- 30,2	H (1, N= 5) =3,00 p =0,0833
LAB	10-30 cm	25,1	0,32	25,1	24,8- 25,3	

El manejo parece afectar más al volumen de agua retenida a capacidad de campo que en el punto de marchitez permanente. En superficie (0-10 cm) la capacidad de campo es similar: 36-37%, pero en profundidad el suelo con cubiertas tiene mayor capacidad de campo: 37,1% frente a 33,7% el suelo labrado ($p=0,10$). El volumen de agua retenido en el punto de marchitez es similar en ambos manejos: 6% y 8% a 10 y 30 cm de profundidad respectivamente.

No hay diferencias significativas en la actividad enzimática Fosfatasa o Arilsulfatasa (Tabla 2). Sin embargo, las actividades enzimáticas β -glucosidasa, Deshidrogenasa y Ureasa son significativamente mayores en la capa superficial del viñedo con cubiertas. Sólo las actividades β -glucosidasa y Ureasa también presentan diferencias significativas en las capas subsuperficiales.

Tabla 2. Actividad enzimática en las diferentes capas de suelo obtenidas en diferentes manejos; n=3.

β glucosidasa mU/g						Kruskal-Wallis
Manejo	Profundidad	Media	DT	Mediana	Cuartiles 25-75 %	
CC	0-10 cm	0,080	0,034	0,067	0,054 - 0,119	H (1, N= 6) =3,857
LAB		0,038	0,004	0,036	0,035 - 0,042	p =0,05
CC	10-30 cm	0,026	0,004	0,028	0,021 - 0,028	H (1, N= 6) =3,8571
LAB		0,021	0,001	0,021	0,020 - 0,022	p =0,05
Fosfatasa mU/g						
		Media	DT	Mediana	Cuartiles 25-75 %	
CC	0-10 cm	0,054	0,010	0,058	0,043 - 0,061	H (1, N= 6) =2,333
LAB		0,033	0,007	0,032	0,026 - 0,041	p =0,1266
CC	10-30 cm	0,034	0,021	0,028	0,016 - 0,057	H (1, N= 6) =0,4285
LAB		0,022	0,026	0,011	0,003 - 0,052	p =0,5127
Ariulfatasa mU/g						
		Media	DT	Mediana	Cuartiles 25-75 %	
CC	0-10 cm	0,005	0,002	0,005	0,003 - 0,008	H (1, N= 6) =1,1904
LAB		0,003	0,001	0,003	0,002 - 0,003	p =0,2752
CC	10-30 cm	0,003	0,001	0,004	0,002 - 0,004	H (1, N= 4) =1,800
LAB		0,005	0,000	0,005	0,005 - 0,005	p =0,1797
Deshidrogenasa mU/g						
		Media	DT	Mediana	Cuartiles 25-75 %	
CC	0-10 cm	0,029	0,012	0,032	0,015 - 0,039	H (1, N= 6) =3,970
LAB		0,005	0,002	0,004	0,003 - 0,007	p =0,0463
CC	10-30 cm	0,003	0,000	0,003	0,003 - 0,004	H (1, N= 6) =0,0490
LAB		0,004	0,001	0,004	0,003 - 0,004	p =0,8248
Ureasa mU/g						
		Media	DT	Mediana	Cuartiles 25-75 %	
CC	0-10 cm	0,021	0,002	0,022	0,020 - 0,023	H (1, N= 6) =3,857
LAB		0,012	0,001	0,012	0,011 - 0,013	p =0,05
CC	10-30 cm	0,017	0,001	0,016	0,016 - 0,018	H (1, N= 6) =3,85
LAB		0,019	0,002	0,018	0,017 - 0,021	p =0,05

CONCLUSIONES

El uso prolongado de cubiertas, más de 20 años, mejora la estructura del suelo, su contenido de materia orgánica y la actividad enzimática, por tanto, la salud de los suelos.

Agradecimientos: : A César A. Laguía, de Lagar Quixote por su colaboración desinteresada en este trabajo. Al proyecto SANCHOSTHIRST de la convocatoria EJP-Soil.

REFERENCIAS

- Abad J, Hermoso de Mendoza I, Marín D, Orcaray L, Santesteban LG. 2021. Cover crops in viticulture. A systematic review; Implications on vineyard agronomic performance. *OENO One* 55: 1–27.
- Boyucos GJ. 1962. Hydrometer method improved for making particle size analyses of soils. *Agronomy Journal* 54: 464–465.
- FAO 2023. Standard operating procedure for soil bulk density, cylinder method. Rome. <https://doi.org/10.4060/cc7568en>
- Kruskal WH, Wallis WA. 1952. Use of ranks in one-criterion variance analysis. *Journal of the American Statistical Association* 47: 583–621.

ISO 20130. 2018. Soil quality-measurement of enzyme activity patterns in soil samples using colorimetric substrates in micro-wells plates. <https://www.une.org/encuentra-tu-norma/busca-tu-norma/norma?c=N0063843>

Marques MJ, Bienes R, Cuadrado J, Ruiz-Colmenero M, Barbero-Sierra C, Velasco A. 2015. Analysing Perceptions Attitudes and Responses of Winegrowers about Sustainable Land Management in Central Spain. *Land Degradation and Development* 26(5), 458-467.

Richards LA. 1941. A pressure-membrane extraction apparatus for soil solution. *Soil Science* 51(1): 377–386.

Schaefer R. 1963. Dehydrogenase activity as a measurement of the global biological activity of soil. *Ann. Inst. Pasteur. Actualit.* 105: 326-331.

Walkley A, Black IA. 1934. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Science* 37(1): 29–38.

Wooliver R, Jagadamma S. 2023. Response of soil organic carbon fractions to cover cropping: A meta-analysis of agroecosystems. *Agriculture Ecosystems and Environment* 351: 108497.

EFFECTO EN LA COSECHA DE CEBADA DE DISTINTAS ROTACIONES DE MANEJO DE SUELOS CALCÁREOS DEGRADADOS

Sierra-Herráiz, M.J.*, Saldaña, R., Díaz-Reyes, J., Menárguez, C., Rodríguez-Rastrero, M., Arévalo, N., Schmid, T., Millán, R.

Departamento de Medio Ambiente, CIEMAT, Avenida Complutense 40, Madrid 28040, España.

[*Mj.sierra@ciemat.es](mailto:Mj.sierra@ciemat.es)

RESUMEN

La degradación de los suelos es un grave problema a nivel mundial, ya que cada vez hay mayor escasez de suelos agrícolas que se necesitan para satisfacer la creciente demanda mundial. Lo que nos lleva a buscar soluciones. Los suelos calcáreos bajo uso agrícola son suelos vulnerables, pobres en materia orgánica y en nutrientes biodisponibles. Una gestión sostenible de los mismos podría ayudar a frenar su degradación. En España están muy extendidos y los cereales suelen ser uno de los cultivos básicos de estas zonas. El objetivo de este trabajo es evaluar la producción de cebada obtenida durante dos años, alternando diferentes prácticas de manejo en un suelo calcáreo degradado, en régimen de secano y clima Mediterráneo.

El 1^{er} año, se aplicaron los siguientes tratamientos: fertilización mineral, cubierta vegetal, finalmente utilizada como abono verde, biofertilizante comercial, y sin cultivo ni manejo. El 2^o año: fertilización mineral, tres tipos de pellets, un tipo de biochar elaborado con residuos orgánicos locales, dicho biochar mezclado con estiércol de oveja bioestabilizado, biofertilizante comercial; y sin manejo. Para evaluar la eficacia de cada tratamiento en la cosecha de la cebada, se midió el rendimiento y el peso de mil granos.

Repetir fertilización mineral o biofertilizante durante los dos años no mejoraba el rendimiento, mientras que añadir biochar después de haber utilizado fertilizante mineral el año anterior, lo mejoraba significativamente. En los casos en los que el 1^{er} año se tuvo cubierta vegetal, los mejores rendimientos se obtuvieron también en las parcelas donde se añadió biochar.

Palabras clave: Suelo agrícola degradado, alternancia de manejos de suelo, biochar, rendimiento de cebada, abonado verde.

INTRODUCCIÓN

La recuperación de los suelos marginales se plantea como una posible solución a la escasez de suelos agrícolas para satisfacer la creciente demanda mundial (FAO 2021). Estos suelos frecuentemente se abandonan por su escaso valor productivo debido al tipo de suelo, acompañado de su sobreexplotación durante años. Los suelos calcáreos son un claro ejemplo, pues, bajo uso agrícola, son generalmente pobres en materia orgánica y sufren de una menor disponibilidad de nutrientes. En España están muy extendidos y los cereales suelen ser uno de los cultivos básicos de estas zonas. El objetivo de este trabajo es evaluar, en condiciones de campo, la producción de cebada asociada a diferentes prácticas de manejo en un suelo calcáreo bajo clima Mediterráneo. Dicha evaluación se llevó a cabo a lo largo de dos años de ensayo y en régimen de secano.

MATERIALES Y MÉTODOS

El trabajo experimental se llevó a cabo en una parcela de secano situada en Buendía (Cuenca, España) a unos 80 km al Este de Madrid (UTM ETRS89 30 X: 519365; Y: 4468801). La

temperatura media anual y las precipitaciones están en torno a 14 °C y 460 mm, respectivamente. Los suelos son fuertemente calcáreos; pobres en materia orgánica, de pedregosidad abundante, con textura franco-arcillosa; de reacción básica y pobres en nutrientes disponibles. Sus características básicas se reflejan en la Tabla 1.

Tabla 1. Parámetros analizados en los suelos de la parcela experimental (N=36; $\bar{x} \pm SD$)

pH	C.E. ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)	CaCO ₃ (%)	M.O. oxidable (%)	CIC ($\text{cmol}^+\cdot\text{kg}^{-1}$)	N Kjeldahl (%)	P Olsen ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	K asimilable ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)
8,2 - 8,5	127 \pm 21	30,0	0,87 \pm 0,12	13,3 \pm 0,6	0,11 \pm 0,02	8,7 \pm 1,1	28,2 \pm 8,6

C.E.: Conductividad eléctrica; M.O. Materia orgánica; CIC: Capacidad de intercambio electrónico

El diseño experimental, totalmente aleatorizado, consta de 36 sub-parcelas de dimensión 2x2 m cada una, dispuestas en 3 filas y 12 columnas; y de diferentes tratamientos por triplicado. Los tratamientos (Tabla 2) constan de un 1^{er} manejo (campaña 2021-2022) y un 2^o manejo (campaña 2022-2023). Para evaluar la eficacia de cada tratamiento en las dos cosechas de cebada obtenidas, se analizó la biomasa en grano, y el peso de mil granos (uno de los índices utilizados para evaluar la calidad de la cebada cervecera).

Tabla 2. Descripción de los tratamientos por cada año de cultivo

Código tratamiento	Primer año (2021-22)	Segundo año (2022-23)
TF-TF	cebada y fertilizante mineral	cebada y fertilizante mineral
TF-Pellet	cebada y fertilizante mineral	cebada y pellet
Bact-Bact	cebada y biofertilizante comercial	cebada y biofertilizante comercial
TF-BS+1/3TF	cebada y fertilizante mineral	cebada y biochar de estiércol oveja + 1/3 fertilizante mineral
TF-BS+SM+1/3 TF	cebada y fertilizante mineral	cebada y biochar de estiércol oveja con estiércol oveja bioestabilizado + 1/3 de fertilizante mineral
GM-Nada	pasto y abonado verde	sin planta
GM-BS+1/3TF	pasto y abonado verde	cebada y biochar de estiércol oveja + 1/3 fertilizante mineral
GM- BS+SM+1/3 TF	pasto y abonado verde	cebada y biochar de estiércol oveja con estiércol oveja bioestabilizado + 1/3 de fertilizante mineral
GM-Bact	pasto y abonado verde	cebada y biofertilizante comercial
GM-Pellet(Si)	pasto y abonado verde	cebada y pellet (Si)
Sin planta-pellet(Bch)	sin planta	cebada y pellet (Bch)

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La Figura 1 muestra que en las subparcelas donde se llevó a cabo monocultivo de cebada, el rendimiento en la campaña 2022-2023 fue significativamente más alto que en la campaña 2021-2022 excepto en el caso de TF-TF, donde bajó. Los que más subieron fueron los correspondientes a los tratamientos TF-BS+1/3TF y TF-BS+SM+1/3TF. Por otro lado, no hubo diferencias significativas en los rendimientos obtenidos en la segunda campaña cuando en la primera se empleó cebada, o bien se usó pasto-abonado verde. En las subparcelas con monocultivo, allí donde en la 2^a campaña se aplicaron tratamientos con biochar, el rendimiento subió significativamente. En cuanto al peso de mil granos, éste fue similar en ambas campañas y también es similar en los casos en los que hubo cebada con respecto a los suelos donde el 1^{er} año hubo pasto-abonado verde.

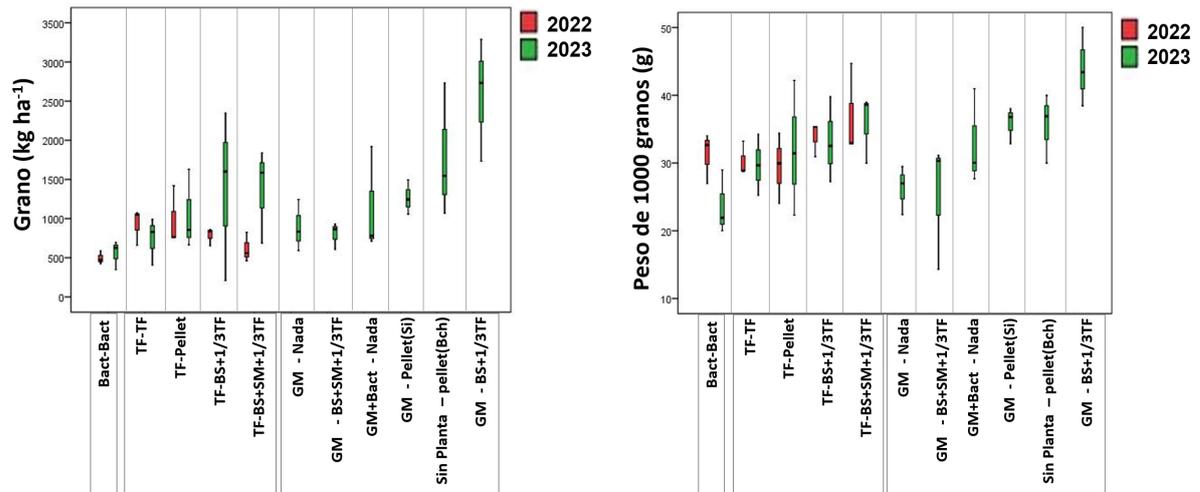


Figura 1. Rendimiento de grano por ha y peso de mil granos del cultivo de cebada, en las campañas 2021-2022 y 2022-2023, con los diferentes tratamientos

En la última campaña 2022-2023, los mejores rendimientos fueron los obtenidos por el cultivo de cebada tratado con GM-BS+1/3TF y los peores fueron los obtenidos por la cebada tratada con Bact-Bact, TF-TF, GM-BS+SM+1/3TF y GM-Nada (Figura 1). En cuanto al peso de mil granos, los valores más altos nuevamente son los obtenidos con el tratamiento GM-BS+1/3TF y los más bajos con los tratamientos Bact-Bact y GM-BS+SM+1/3TF (Figura 1), si bien en todos los casos, excepto el correspondiente a GM-BS+SM+1/3TF (14,3 g), el índice está dentro del rango de 20 a 50 g (Tscheuschner 2001). El alto valor en los granos obtenidos del tratamiento GM-BS+1/3TF, indica buena granazón y buena acumulación de nutrientes. De acuerdo a López et al. (2005) se podría sugerir que los granos de cebada obtenidos de este tratamiento serán los que tengan menor probabilidad de ser atacados por insectos, mejores posibilidades de soportar el almacenamiento y los que mejores rendimientos proporcionarían.

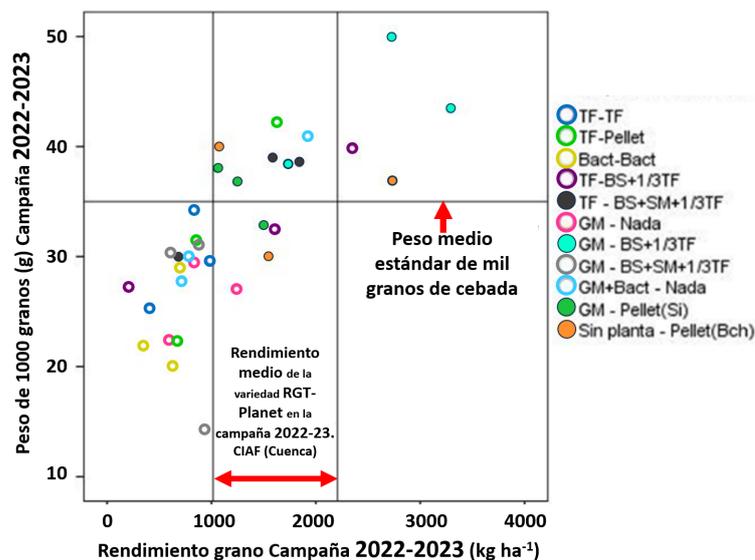


Figura 2. Rendimiento de grano versus peso de mil granos del cultivo de cebada llevado a cabo en la campaña 2022-2023 con los distintos tratamientos

En la Figura 2 se ha marcado la variación de rendimiento medio de la cebada obtenido en el Centro de Investigación Agroforestal de Albaladejito (CIAF) en sus fincas experimentales de

Cuenca, en la campaña 2022-2023, con el fin de comparar nuestros valores. Además, también se ha marcado el valor promedio de peso de mil granos según el rango en el que suele variar este índice. Si nos fijamos en esos límites, los mejores valores que combinan buenos resultados de rendimiento y peso de mil granos, se obtuvieron de las cebadas cultivadas con los tratamientos GM-BS+1/3TF, Sin planta-Pellet(Bch), GM-Pellet y TF-BS+SM+1/3TF.

Autores como Clough et al. (2013) o Li et al. (2022), han documentado la habilidad del biochar para retener N, lo que contribuye por ejemplo a reducir la lixiviación o las emisiones de N₂O. El N añadido al suelo que no se use por el cultivo quedaría retenido en el biochar.

CONCLUSIONES

En monocultivo de cebada sobre suelo calcáreo, la aplicación tanto de fertilizante mineral como de biofertilizante comercial, durante dos años seguidos, no mejoró el rendimiento ni la calidad del grano. La adición de biochar, después de aplicar fertilizante mineral el año anterior, mejoraba el rendimiento significativamente, manteniendo la calidad del grano. En los casos en los que en el primer año se aplicó cubierta vegetal como abono en verde (GM), los mejores rendimientos se obtuvieron en las parcelas donde se añadió biochar de estiércol de oveja (BS+1/3TF). El uso de biochar combinado con 1/3 del fertilizante mineral que se usaría de forma tradicional, mejoró los rendimientos de la cebada. En concreto, el biochar de estiércol de oveja (BS) resultó la mejor alternativa para incrementar la eficiencia en el uso del N en los suelos. Esta opción supondría un ahorro para el agricultor, ya que el biochar es aplicable al menos cada 5 años (proyectos INTENSE y ConnectFarms), con una considerable reducción del uso de TF, lo que además conllevaría menor impacto medioambiental. Actualmente, se están llevando a cabo análisis de distintos parámetros físicos, químicos y biológicos del suelo para poder evaluar de forma completa la situación.

Agradecimientos: Proyecto de Colaboración Internacional: ConnectFarms (SusCrop-ERANET, PCI2021-122085-2A), Plan Estatal de Investigación Científica, Técnica y de Innovación 2021-2023. European ERANet FACCE Surplus Programme (“INTENSE” ID: 169).

REFERENCIAS

Clough T, Condon L, Kammann C, Muller C. 2013. A review of biochar and soil nitrogen dynamics. *Agronomy* 3: 275–293.

FAO. 2021. El estado de los recursos de tierras y aguas del mundo para la alimentación y la agricultura – Sistemas al límite. Informe de síntesis 2021 [Internet]. Roma, Italia: FAO. Available from: <https://openknowledge.fao.org/handle/20.500.14283/cb7654es>

Li W, Yao L, Long M, Zhang H, Zhang Y, Wen X, Mo F, Han J, Liao Y. 2022. Biochar reduced soil N losses and improved N balance in a rainfed winter-wheat cropping agroecosystem. *Applied Soil Ecology* 179: 104591.

López P, Guzmán FA, Santos EM, Prieto F, Román AD. 2005. Evaluación de la calidad física de diferentes variedades de cebada (*Hordeum sativum* jess) cultivadas en los estados de Hidalgo y Tlaxcala, México. *Revista Chilena de Nutrición* 32(3)

Tscheuschner HD. 2001. Fundamentos de tecnología de los alimentos. España: Acribia.

INCORPORACIÓN DE CENIZA VOLCÁNICA AL SUELO EN EL CULTIVO DE CALABAZA: EFECTO EN LAS PRIMERAS FASES DE DESARROLLO

Marta Selma Garzón-Molina*, Cosimo Dondini, Ángel Borrero-Sosa, María Araceli García-González, Gladys Arteaga-Clemente, Mónica González-González

Instituto Canario de Investigaciones Agrarias. Carretera de El Boquerón, s/n, San Cristóbal de La Laguna 38270 Santa Cruz de Tenerife, España

*Marta Selma Garzón-Molina mgarzon@icia.es, Unidad de Laboratorios, Instituto Canario de Investigaciones Agrarias (ICIA)

RESUMEN

La erupción del volcán Tajogaite en la isla de La Palma, en 2021, tuvo un efecto muy importante sobre los suelos agrícolas afectando a los cultivos y a sus sistemas de protección, a las infraestructuras de riego y a las vías de comunicación de las explotaciones agrícolas. La ceniza emitida por el volcán se depositó sobre el suelo en cantidades muy importantes, siendo necesario el estudio de su efecto sobre la salud del mismo, así como sus usos alternativos. En este trabajo se estudió cómo afectó la incorporación de cenizas volcánicas en distintos porcentajes en el suelo en el que se cultivó calabaza, inoculado o no con hongos formadores de micorrizas arbusculares. Los indicadores globales biológicos de respiración microbiana, basal e inducida, reflejaron mejor los cambios producidos en el suelo por la mezcla de cenizas que los indicadores químicos. Así, la incorporación de 5% o 10% de cenizas tuvo inicialmente un efecto beneficioso aumentando la respiración del suelo cuando en este no se cultivó calabaza, perdiéndose sin embargo este efecto cuando se cultivó. La mezcla de un alto porcentaje (30%) de cenizas con el suelo disminuyó de forma importante la respiración microbiana. La materia orgánica, el nitrógeno y los cationes intercambiables disminuyeron a medida que aumentó el porcentaje de cenizas incorporadas al suelo. Las partes aérea y radical de la planta no se vieron afectadas por la incorporación de un 5% o 10% de cenizas en las primeras fases de desarrollo de la calabaza.

PALABRAS CLAVE: Agroecología, salud del suelo, micorrizas, actividad microbiana, *Cucurbita máxima* Duchesne ex Lam.

INTRODUCCIÓN

Como consecuencia de la erupción del volcán Tajogaite, en la isla de La Palma, en septiembre de 2021 se emitieron a la atmósfera $45 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ de material piroclástico, consistente principalmente en lapilli fino (4-32 mm) y cenizas (< 2 mm) (Carracedo et al. 2022). Estas emisiones volcánicas se transportaron en la atmósfera a grandes distancias del foco emisor y se depositaron en los suelos agrícolas y sobre los propios cultivos e infraestructuras, especialmente en la ladera sur del volcán debido a la dirección predominante del viento.

Los materiales piroclásticos, por sus características texturales, porosidad y densidad, entre otras, tienen multitud de aplicaciones. Entre ellas destacan la utilización de lapilli y pumitas denominadas en Canarias picón y jable, respectivamente, como arenados para reducir la evaporación y erosión en los suelos agrícolas. Por otra parte, los mismos piroclastos, depositados durante la erupción sobre los suelos agrícolas, pueden dar lugar a la formación relativamente rápida de suelos en condiciones de regadío (Hernández-Moreno 2021). Es necesario estudiar los efectos de estas cenizas sobre la salud del suelo agrícola, al tender la mayor parte de los nutrientes y de los contaminantes a acumularse en el suelo. Los componentes inorgánicos de las cenizas, nutrientes y/o potenciales contaminantes, una vez que se incorporan al suelo pueden quedar retenidos en la solución de suelo o fijados por

adsorción, complejación y/o precipitación; ser absorbidos por las plantas e incorporarse a las cadenas tróficas; pasar a la atmósfera por volatilización; o moverse a las aguas subterráneas. En este trabajo se estudió cómo afectó la incorporación de cenizas volcánicas en distintos porcentajes en el suelo en el que se cultivó calabaza, inoculado o no con hongos formadores de micorrizas arbusculares.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se realizó un ensayo en condiciones controladas en el que se cultivó calabaza (*Cucurbita máxima* Duchesne ex Lam., variedad cacahuete) en sustratos a los que se ha incorporado ceniza volcánica en diferentes porcentajes (0% (control sin cenizas), 5%, 10% y 30% cenizas volcánicas, porcentajes en volumen) a una mezcla de suelo agrícola y turba rubia comercial sin enriquecer (1:1, v:v). El contenido en materia orgánica oxidable y nitrógeno y el pH de este suelo base, mezcla de la turba con el suelo, fue de 6,01%, 0,15% y 6,34, respectivamente. La ceniza utilizada fue muestreada en julio de 2022, por investigadores del Instituto Canario de Investigaciones Agrarias (ICIA), en una finca de platanera de la isla de La Palma, en Puerto Naos (28° 35'23,31"N, 17°54'37,80"O; 61 msnm; a 5 km de distancia del volcán Tajogaite). El ensayo consistió en 8 tratamientos: 4 en los que, en el momento de la siembra, se le incorporó un inóculo (6 ml por planta) de hongos formadores de micorrizas arbusculares a todos los sustratos ensayados y 4 controles en los que se utilizaron plantas cultivadas en los distintos sustratos sin micorrizas. En cada uno de los 8 tratamientos se utilizaron 15 plantas (n = 120 plantas). Además, se incorporaron al ensayo controles sin planta con los distintos sustratos utilizados, sin inoculación con micorrizas (4 sustratos con distinto porcentaje de cenizas volcánicas, con 3 repeticiones cada uno; n = 12 macetas).

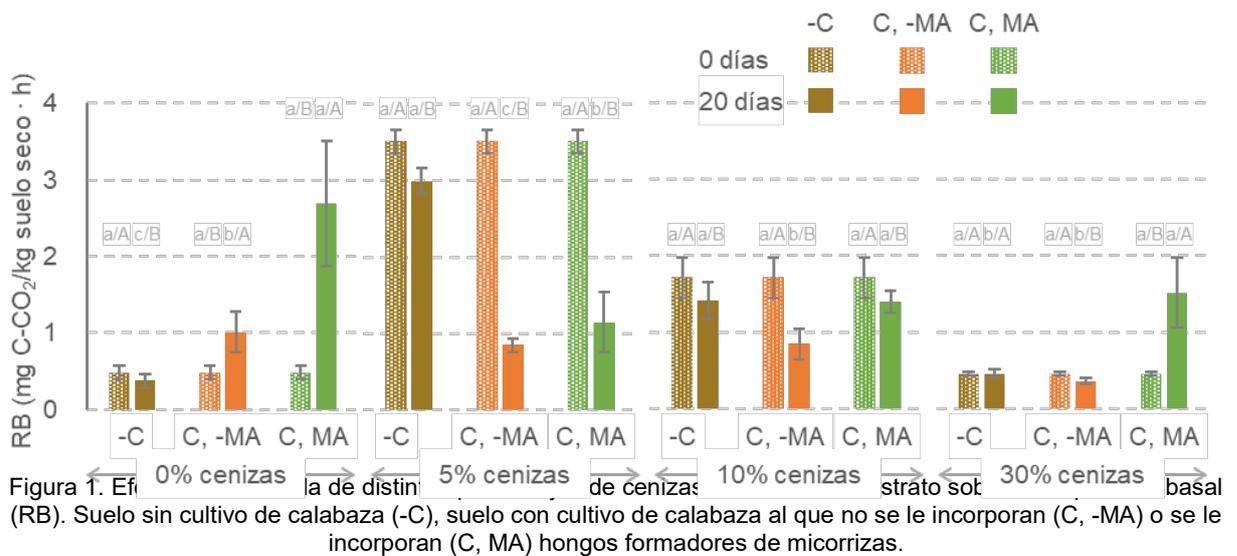
El inóculo utilizado está registrado en el Banco Europeo de Glomales (BEG) con el código 234 y está compuesto por una mezcla de suelo rizosférico y raíces de sorgo (*Sorghum bicolor* var. Sudanense) colonizadas en un 60% por el hongo formador de micorrizas arbusculares (MA) *Glomus mosseae* y una riqueza de 1 espora/g de suelo.

El cultivo se realizó en maceta (1,5 litros), en un invernadero en la Finca Isamar del ICIA, las cuales se regaron cada 2-3 días, en función de las necesidades hídricas del cultivo; la fertilización se hizo usando una solución nutritiva enriquecida moderadamente en fósforo (0,272 g/l de KH_2PO_4) a razón de 30 ml por planta. Se siguió la evolución de las plantas hasta que completaron su desarrollo a los 20 días, cuando se decidió el levante de las mismas. En ese momento se evaluó el efecto de la incorporación de ceniza volcánica sobre el suelo, midiendo la respiración microbiana basal e inducida y los parámetros físico-químicos textura, pH, conductividad eléctrica, cationes intercambiables, fósforo, materia orgánica oxidable y total, nitrógeno y capacidad de cambio catiónico. El efecto de la mezcla de cenizas con el suelo sobre el desarrollo de las plantas de calabaza en las primeras fases del cultivo se evaluó mediante la medida de parámetros de desarrollo (peso y longitud de la parte aérea, radical y total, diámetro del tallo, número de hojas y colonización micorrizica de las raíces) y el contenido en las hojas de fósforo, nitrógeno y calcio, magnesio, sodio, potasio, hierro, manganeso, zinc y cobre. Los resultados obtenidos fueron analizados estadísticamente mediante análisis de la varianza (ANOVA), usando el programa estadístico Statgraphics Centurion 18, y las medias se compararon mediante el test de rango múltiple de LSD (*Least Significant Difference*) de Fisher ($p \leq 0,05$).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La respiración microbiana del suelo se vio modificada con la incorporación al suelo de cenizas volcánicas, tal y como se observa en la Figura 1. Al principio del cultivo, la respiración aumentó significativamente al incorporar un 5% y un 10% de cenizas al suelo base, siendo este efecto más importante al mezclar un 5% de ceniza que cuando el porcentaje fue mayor. Sin embargo,

este efecto sólo se mantuvo en el tiempo en los suelos en los que no se cultivó calabaza, no observándose a los 20 días del cultivo este efecto positivo de la incorporación de cenizas; en estos suelos cultivados, posiblemente la raíz de la planta contrarrestó el incremento del espacio libre en el suelo al incorporar inicialmente la ceniza. Además, la incorporación de un alto porcentaje (30%) de cenizas volcánicas al suelo disminuyó de forma importante la respiración microbiana del suelo. Lo descrito, que en la figura sólo se ilustra para la respiración basal, fue igual para la respiración inducida. En general, tal y como era de esperar, la respiración basal e inducida fue mayor en el suelo en el que se cultivó calabaza y que fue previamente inoculado con hongos formadores de micorrizas arbusculares.



Los resultados de la respiración basal, después de 0 y 20 días de cultivo, son media \pm desviación estándar de 25-40 réplicas independientes. Letras minúsculas distintas denotan diferencias significativas ($p \leq 0,05$) entre sustratos y el suelo en el que ha crecido la calabaza, sin y con incorporación de micorrizas y letras mayúsculas entre el inicio y fin del cultivo, para cada tratamiento.

El contenido en materia orgánica oxidable y total disminuyó en un 40% y 55% cuando se mezclaron cenizas con el suelo en un 10% y 30%, respectivamente; también el contenido en nitrógeno disminuyó un 60% cuando la mezcla fue de un 30% cenizas. La capacidad de intercambio catiónico del suelo también se vio afectada por la incorporación de cenizas al suelo, disminuyendo un 28% y un 50% cuando se mezclaron un 10% y un 30%, respectivamente. Esta disminución se observó tanto en las plantas que fueron micorrizadas como en las que no lo fueron y el efecto dilución que se produce al mezclar un sustrato inerte como son las cenizas con el suelo no explica estos resultados; esta disminución podría estar relacionada con una solubilización de los componentes más solubles de la materia orgánica, del nitrógeno y de los cationes intercambiables en el agua de riego, produciéndose así una pérdida de los mismos.

La parte aérea y radical de la planta no se vio afectada por la incorporación de un 5% o 10% de cenizas en las primeras fases de desarrollo de la calabaza; sin embargo, la incorporación de un 30% de cenizas al suelo hizo que el peso fresco de las raíces fuera un 19-38% inferior a las plantas cultivadas con un porcentaje de cenizas inferior. Este efecto negativo se vio reflejado en un menor contenido en calcio y fósforo en las hojas de calabaza cultivada con un sustrato que contenía un 30% de cenizas volcánicas. Sin embargo, en este tratamiento la inoculación de hongos formadores de micorrizas mejoró de forma importante el contenido en

nutrientes en la planta, observándose unos niveles significativamente mayores de potasio (16%), hierro (59%), manganeso (44%) en las plantas de los tratamientos con micorriza y 30% de ceniza frente a los controles sin micorrizas.

CONCLUSIONES

En un primer momento, la incorporación de un 5% y un 10% de cenizas al suelo aumentó significativamente la respiración microbiana del mismo, tanto la basal como la inducida con glucosa. Dicho incremento podría estar relacionado con el cambio de textura del suelo de franco a franco arenoso al incorporarle la ceniza, lo que mejora la aireación del suelo. La incorporación de un alto porcentaje (30%) de cenizas volcánicas al suelo disminuyó de forma importante la respiración microbiana del suelo respecto a los suelos en los que no se mezcló ceniza y a los suelos en que se mezcló en menor porcentaje (5 o 10%). Asimismo, el contenido en materia orgánica, nitrógeno y cationes intercambiables disminuyó en los suelos en los que se mezcló un 10% y un 30% de cenizas. Por lo expuesto anteriormente, no se recomienda la mezcla de un porcentaje superior al 5% de cenizas volcánicas con el suelo para el cultivo de la calabaza en esta primera etapa de desarrollo. La inoculación temprana del hongo formador de micorrizas *Glomus mosseae* al cultivo de calabaza mejoró ligeramente el desarrollo de las plantas que crecieron en los suelos en los que se mezcló un alto porcentaje de cenizas volcánicas (30%) con respecto a las plantas que no fueron inoculadas.

Agradecimientos: La Consejería de Agricultura, Ganadería, Pesca y Soberanía Alimentaria del Gobierno de Canarias ha financiado estos estudios con los proyectos "CAIA2023-005-04-S2 Caracterización de parámetros analíticos como indicadores de la salud del suelo" y "Evaluación del efecto de una erupción volcánica sobre los Sistemas agrícolas de las Islas Canarias".

REFERENCIAS

Carracedo JC, Troll VR, Day JMD, Geiger H, Aulinas M, Soler V, Deegan FM, Perez-Torrado FJ, Gisbert G, Gazel E, Rodriguez-Gonzalez A, Albert H. 2022. The 2021 eruption of the Cumbre Vieja volcanic ridge on La Palma, Canary Islands. *Geology Today* 38(3): 94-107.

Hernández-Moreno JM. 2021. Suelos volcánicos de Canarias: Propiedades específicas e implicaciones agronómicas y ambientales. Monografías Medioambientales, 1. Tenerife: Excmo. Cabildo Insular de Tenerife.

IMPACTO DEL CALENTAMIENTO DEL SUELO SOBRE SU SALUD Y LA FISIOLÓGIA DEL CULTIVO DE PATATA (*SOLANUM TUBEROSUM*): RETOS PARA LA AGRICULTURA SOSTENIBLE EN EL CONTEXTO DE CAMBIO CLIMÁTICO

Unai Artetxe^{1†}, María Teresa Gómez-Sagasti^{1†*}, Rafael G. Lacalle¹, Uxue Lahidalga¹, Almudena Oleaga¹, Laura González¹, Lur Epelde², Mikel Anza², Fernando Ruiz², Carlos Garbisu², y José M. Becerril¹

¹ Departamento de Biología Vegetal y Ecología, Universidad del País Vasco (UPV/EHU), E-48080 Bilbao, España.

² NEIKER-BRTA, Departamento de Conservación de Recursos Naturales, C/Berreaga 1, E-48160 Derio, España.

† U. Artetxe y M.T. Gómez-Sagasti han contribuido a partes iguales en este trabajo.

* mariateresa.gomez@ehu.eus, Dpto. Biología Vegetal y Ecología, área Fisiología Vegetal, Facultad de Ciencia y Tecnología, Universidad del País Vasco (UPV/EHU), E-48080 Bilbao, España

RESUMEN

El presente estudio de campo realizado en Arkaute (Álava) tiene como objetivo principal evaluar el impacto del aumento de la temperatura (T^a) del suelo debido al calentamiento global sobre los parámetros microbianos de salud del suelo y la fisiología de cultivos tan importantes como el de patata. Todo el suelo se enmendó con estiércol maduro de una explotación bovina en la que se usan antibióticos. Se implementaron dos sistemas de manejo agronómico del cultivo de patata y dos tratamientos de T^a del suelo (control, incremento de 5°C): (i) Sistema convencional (C) con empleo de fungicidas y herbicidas; (ii) sistema ecológico (E) sin aplicación de fitosanitarios; (iii) sistema C con $+5^{\circ}\text{C}$ la T^a del suelo (CT); y (iv) sistema E con $+5^{\circ}\text{C}$ la T^a del suelo (ET). El aumento de la T^a del suelo se consiguió mediante una resistencia enterrada. Se establecieron 6 parcelas por cada tratamiento. Tras cuatro meses de cultivo, el aumento de T^a del suelo disminuyó el rendimiento fotosintético de las patatas y activó los mecanismos de disipación de energía, lo cual resultó en una menor biomasa de planta de forma similar en CT y ET. En esta fase no se observaron diferencias entre el sistema C y E. Sin embargo, transcurridos 7 meses desde el inicio del cultivo, la producción final de patatas fue significativamente superior en C frente a E. La producción de patatas se redujo notablemente por el incremento de la T^a del suelo. Al final del estudio, las mayores diferencias entre tratamientos se produjeron en la biomasa microbiana, que siguió un patrón similar al observado en la producción de patatas, indicando que las plantas y el estrés térmico son los dos factores que más influyen en este parámetro microbiano. Será importante determinar si el estrés térmico favoreció la transferencia de genes de resistencia a antibióticos en la rizosfera para estimar el riesgo potencial para la seguridad alimentaria.

PALABRAS CLAVE: Calentamiento global, agricultura ecológica, salud vegetal, salud del suelo, indicadores microbianos.

INTRODUCCIÓN

La patata es un cultivo extensivo muy importante en términos de producción y además es clave para la seguridad alimentaria debido a su valor nutricional y aporte calórico. Hoy en día, el cultivo de patata se enfrenta simultáneamente a dos grandes retos. En primer lugar, debe satisfacer la creciente demanda de alimento ligada al incesante incremento de la población humana. Este requerimiento unido a la limitación de suelos agrícolas sanos y la urgencia de reducir el uso de agroquímicos convencionales han impulsado prácticas agrícolas más sostenibles. En segundo lugar, el cambio climático. Se estima que la producción de patata disminuirá sustancialmente hasta un 32% de aquí a 2070 como consecuencia del

calentamiento global y a la sequía (Dahal et al. 2019). Por consiguiente, es fundamental comprender los posibles efectos del cambio climático en la fisiología y producción de patata para garantizar la seguridad alimentaria mundial de aquí a 2050 y más allá (Raymundo et al. 2018). Dentro de los principales estreses abióticos asociados al cambio climático, el aumento de la temperatura del suelo figura como uno de los más críticos para el desarrollo del cultivo puesto que puede afectar sustancialmente al crecimiento de la planta, la tuberización, el abultamiento del tubérculo y, por lo tanto, impactar en el rendimiento y calidad del tubérculo (Dahal et al., 2019). El aumento de la temperatura del suelo también afectará profundamente a la estructura y el funcionamiento de las comunidades microbianas edáficas (Mukhtar et al. 2023). La microbiota del suelo desempeña un papel esencial en los procesos de retroalimentación planta-suelo, pudiendo influir en la aptitud, el crecimiento y la reproducción de las plantas. Por consiguiente, resulta imperativo llevar a cabo una evaluación de actividad y diversidad funcional de las comunidades microbianas y la fisiología y producción de patata bajo el manejo de los principales sistemas productivos. El objetivo principal de este trabajo ha sido evaluar el impacto del aumento de la temperatura del suelo sobre los parámetros microbianos de salud del suelo y la fisiología del cultivo de patata bajo manejo convencional y ecológico a escala de campo.

MATERIALES Y MÉTODOS

El ensayo se realizó en una de las fincas experimentales de NEIKER-BRTA en Arkaute (Álava). Es un suelo arcilloso, caracterizado por un pH 7,9, con un contenido en materia orgánica 3,4%. Todo el suelo se enmendó con estiércol maduro de una explotación bovina. Se implementaron dos sistemas de manejo agronómico del cultivo de patata y dos tratamientos de temperatura del suelo (control, incremento de 5 °C): (i) sistema convencional (C) con empleo de fungicidas y herbicidas; (ii) sistema ecológico (E) sin aplicación de fitosanitarios; (iii) sistema C con +5 °C la temperatura del suelo (CT); y (iv) sistema E con +5°C la temperatura del suelo (ET). El aumento de la temperatura del suelo se consiguió mediante una resistencia enterrada. Se establecieron 6 parcelas (3m x 3m) por cada tratamiento con un diseño de bloques al azar. Las patatas (*Solanum tuberosum* var. Lucinda) se sembraron en mayo (40 patatas por cada parcela). El riego por aspersión se adaptó a la demanda del cultivo. Se realizaron muestreos de suelo y de biomasa vegetal pasado un mes desde la siembra (junio 2023) y se recolectaron los tubérculos al final del ensayo (septiembre 2023) para obtener la producción (t ha⁻¹). Se determinaron la actividad, biomasa y biodiversidad funcional de las comunidades microbianas edáficas siguiendo los procedimientos descritos en Galende et al. (2014). Antes de cosechar las plantas para el cálculo de la biomasa, se realizó el análisis cinético de la fluorescencia de la clorofila (e.g., rendimiento fotosintético, disipación de energía) en hojas jóvenes totalmente expandidas a través del método OJIP (Encinas-Valero et al. 2022). El análisis estadístico de los datos se realizó mediante el software SPSS. Se compararon, por un lado, el tratamiento control (sin aumento de temperatura) y el de calor (+5 °C) en cada manejo (nivel de significancia $P < 0,05$, diferencias marcadas con asterisco) y, por otro, el tratamiento convencional frente al ecológico ($P < 0,05$, diferencias marcadas con una cruz). Antes de realizar las pruebas paramétricas o no paramétricas oportunas se comprobó la normalidad y homogeneidad de los datos.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La temperatura media del suelo en las parcelas control (C, E) osciló entre los 18 °C y 22 °C de media de mayo a septiembre y en las calentadas (CT, ET) de 23 °C a 27 °C. Hubo cuatro eventos de calor superiores a 7 días entre junio a septiembre en los que la temperatura en las parcelas control superó los 27 °C de media y en las calentadas los 32 °C.

Durante el mes de establecimiento del cultivo el incremento de la temperatura del suelo disminuyó el rendimiento fotosintético de las patatas (Figura 1a) y activó los mecanismos de

disipación de energía (Figura 1B), lo cual resultó en una menor biomasa de planta de forma similar en CT y ET (Figura 1C). El tipo de manejo, E o C, no afectó de forma significativa a los parámetros fisiológicos y biomasa. Sin embargo, la producción de tubérculos al final del cultivo fue significativamente superior en C frente a E (Tabla 1). Asimismo, la producción de tubérculos se redujo notablemente por el incremento de la temperatura del suelo (-29% en CT y -35% en ET).

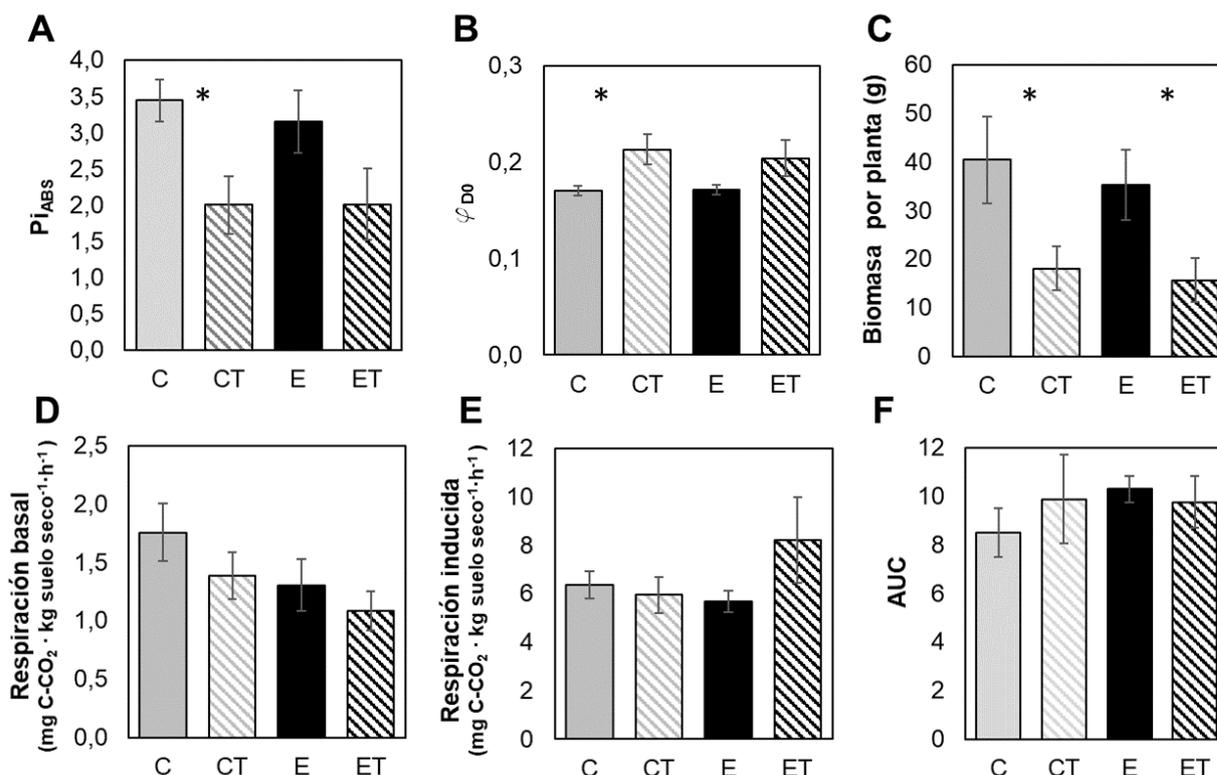


Figura 1. Parámetros fisiológicos del cultivo (A-C) y parámetros microbianos de salud del suelo (D-F) un mes después de la siembra (junio 2023) ($N=6 \pm$ Error estándar de la media). (A) P_{iABS} : Rendimiento fotosintético; (B) fDo : Rendimiento de disipación de energía; (C) producción (peso seco, g) de biomasa aérea y radicular por planta; (D) respiración basal (actividad microbiana); (E) respiración inducida (biomasa microbiana) y actividad de consumo de sustratos (AUC, 40 h). C: Convencional; CT: Convencional +5°C; E: Ecológico; y ET: Ecológico + 5°C. Asterisco: diferencia significativa, $P < 0.05$, entre C vs. CT o E vs. ET. La ausencia de asterisco o cruz denota ausencia de diferencias significativas.

Tabla 1. Producción media de tubérculos ($T\ ha^{-1}$) ($N=6 \pm$ Error estándar) lograda al final del ciclo del cultivo (septiembre 2023) bajo cada tratamiento.

	C	CT	E	ET
Producción ($T\ ha^{-1}$)	21,4 ± 2,5	15,1 ± 1,7	13,6 ± 0,8	8,8 ± 2,0

El impacto del incremento de la temperatura sobre el rendimiento fotosintético y la producción de los tubérculos es debido a la reducción de la síntesis de carbohidratos y su posterior translocación a los estolones. En la revisión de Dahal et al. (2019) se sugiere que la temperatura óptima para la fotosíntesis y la acumulación de biomasa en los tubérculos es de 20°C y que por cada incremento de 5°C por encima de la óptima la tasa fotosintética puede llegar a disminuir un 25%, inhibiéndose por completo la fotosíntesis neta por encima de 30°C.

En cuanto a las propiedades microbianas de salud del suelo, el aumento de la temperatura del suelo redujo la actividad microbiana (Figura 1D), pero no así la biomasa (Figura 1E) y la diversidad funcional (Figura 1F), que se mantuvieron constantes independientemente del

manejo y de la temperatura del suelo. La actividad microbiana a temperaturas más cálidas puede verse limitada por la menor humedad del suelo que afecta a la difusión y al contacto de los microorganismos con los sustratos rizosféricos (Classen et al. 2015). A corto plazo, se observa una aparente aclimatación térmica de las comunidades microbianas en la que sus funciones catabólicas se han ajustado a un ambiente más caliente, como apuntaron Jasson y Hofmockel (2020). Al final del estudio (septiembre 2023), las mayores diferencias entre tratamientos se produjeron en la biomasa microbiana (datos no mostrados), siguiendo el patrón observado en la producción de tubérculos e indicando que las plantas y el estrés térmico son los dos factores más influyentes en este parámetro microbiano.

CONCLUSIONES

Nuestro estudio concluye que el incremento de la temperatura del suelo a causa del calentamiento global afectará significativamente a la producción de patata en ecológico y a las poblaciones microbianas rizosféricas. Frente a este desafío, es crucial priorizar la selección de variedades de patata resistentes al calor, implantar el cultivo en zonas con suelos más frescos y la incorporación de otros manejos como el acolchado para mitigar el estrés térmico y fomentar las interacciones beneficiosas entre el cultivo y los microorganismos rizosféricos.

Agradecimientos: Este trabajo ha sido financiado mediante el Grupo de Investigación Consolidado del Gobierno Vasco BEZ-EKOFISKO (IT1648-22) y el proyecto I+D+i "PRADA" (PID2019-110055RB-C22 y PID2019-110055RB-C22) financiado por MCIN/AEI/10.13039/501100011033.

REFERENCIAS

- Classen AT, Sundqvist MK, Henning JA et al. 2015. Direct and indirect effects of climate change on soil microbial and soil microbial-plant interactions: What lies ahead? *Ecosphere* 6(8): 1-21.
- Dahal K, Li XQ, Tai H et al. 2019. Improving potato stress tolerance and tuber yield under a climate change scenario – a current overview. *Frontiers in Plant Science* 10: 416712.
- Encinas-Valero M, Esteban R, Hereş AM et al. 2022. Photoprotective compounds as early markers to predict holm oak crown defoliation in declining Mediterranean savannahs. *Tree Physiology* 42: 208-224.
- Galende MA, Becerril JM, Gómez-Sagasti MT et al. 2014. Chemical stabilization of metal-contaminated mine soil: Early short-term soil-amendment interactions and their effects on biological and chemical parameters. *Water, Air and Soil Pollution*, 225: 1863.
- Jansson JK, Hofmockel KS. 2020. Soil microbiomes and climate change. *Nature Reviews Microbiology* 18(1): 35-46.
- Mukhtar H, Wunderlich RF, Muzaffar A et al. 2023. Soil microbiome feedback to climate change and options for mitigation. *Science of The Total Environment* 882: 163412.
- Raymundo R, Asseng S, Robertson R et al. 2018. Climate change impact on global potato production. *European Journal of Agronomy* 100: 87-98.

RASGOS EDÁFICOS DEL HUMEDAL SALINO EL HITO (CUENCA)

Raimundo Jiménez Ballesta¹, Santos Cirujano Bracamonte², Eduardo Palencia
Mayordomo², Mario Álvarez Soto³

¹Universidad Autónoma de Madrid

²Fundación Global Nature

³Consultores en Biología de la Conservación S.L.

*profe.raimundojimenez@gmail.com

RESUMEN

Los suelos de algunas zonas semiáridas de la región mediterránea se consideran de baja calidad debido a la presencia de sales. Este estudio tiene como objetivo caracterizar los suelos de un nicho ecológico halófilo, la laguna de Hito (Cuenca), que permanece inundada con una lámina de agua muy somera durante varios meses al año, aproximadamente entre noviembre y mayo. El principal objetivo es singularizar estos suelos, abordando aspectos como su morfología, génesis, propiedades físico-químicas y clasificación, con el fin de evaluar su calidad. Tras describir, muestrear y analizar varios perfiles, los resultados más significativos son la detección de niveles elevados de salinidad del suelo, la conductividad eléctrica en algún caso es superior a 40 (dSm⁻¹), con valores máximos de pH de 9,9. Los contenidos de P total disponible en el suelo son muy altos, entre 8,57 y 388,1 (ppm); este aspecto lo confirma la abundante presencia de *Salsola sosa*, una planta frecuente en humedales ricos en nutrientes.

Se concluye que la laguna de El Hito constituye un pequeño entorno icónico representativo de los ecosistemas más diversos y productivos de la región mediterránea. El estudio destaca la necesidad de conservar este tipo de ambientes edafológicos singulares, por su naturaleza y por lo que implican en cuanto a la conservación de la biodiversidad, particularmente su vegetación halófila y la fauna endémica amenazada.

PALABRAS CLAVE: Suelos afectados por sales, humedal, depresión salina continental, halófitos, estrés salino.

INTRODUCCIÓN

Los suelos afectados por sales son comunes en algunos hábitats de regiones áridas o semiáridas. Dado que la salinidad es desfavorable frente a la producción de cultivos, a los suelos salinos se les considera de baja calidad. Sin embargo, los entornos salinos pueden proporcionar una variedad de servicios ecosistémicos (MEA 2005). Obviamente, tal afirmación puede generar cierta controversia, por lo que surge la siguiente pregunta: ¿es realmente necesaria la protección de los nichos ecológicos de las halófitas? La respuesta hoy día es claramente afirmativa, ya que representan entornos ecológicamente valiosos desde el punto de vista del mantenimiento de la biodiversidad y los mencionados servicios ecosistémicos. Las propiedades edafológicas de la laguna de El Hito (ver Figura 1) han recibido escasa atención hasta el momento, especialmente en lo que respecta a su relación con las plantas que colonizan el humedal.

En el presente trabajo se identifican y evalúan las propiedades y tipología de suelos, al tiempo que se hace especial énfasis sobre las plantas de este entorno. El objetivo final es disponer de criterios para un mejor mantenimiento y sostenibilidad de este nicho ecológico, dada la presión derivada del agrosistema circundante.



Figura 1. Imagen satelital de la laguna del Hito (26 de julio de 2023).

MATERIALES Y MÉTODOS

El humedal salino El Hito se encuentra en una zona de clima mediterráneo semiárido, con precipitaciones medias anuales de 580 mm y temperaturas medias anuales de 11,7°C. Se estima que la cuenca lagunar inundable ocupa una extensión variable (entre 250-570 ha) según Cirujano y Álvarez Soto (2023). Sus coordenadas son 39°52'28" N, 2°42'06" W y 39°51'08" N, 2°40'56" W.

Desde el punto de vista litológico la laguna está constituida por depósitos lacustres de partículas de yeso y limo, asentados sobre limos arcillosos y limos con carbonatos y yeso del Mioceno Inferior. Esta depresión endorreica, palustre y efímera tiene poco contraste topográfico, salvo los abruptos escarpes de la vertiente norte. La vegetación típicamente acomodada a este medio salino ha sido ampliamente estudiada por Cirujano y Álvarez Soto (2023). En la Figura 2 se muestran algunas imágenes del tapiz vegetal constituido mayoritariamente por *Puccinellia festuciformis*, *Salsola soda*, *Salicornia ramosissima* y *Suaeda splendens*.



Figura 2. A. Tapiz vegetal constituido por *Puccinellia festuciformis* B. Área prácticamente desnuda, con grietas de retracción y colonización por plantas de *Salsola soda*.

Previa apertura de varios perfiles mediante máquina retroexcavadora, se seleccionan 2 en los que se llevó a cabo la descripción de los mismos siguiendo las normas FAO. Esta descripción y la toma de muestras se produjo en agosto de 2023, época en la que la lámina de agua es prácticamente nula. En el laboratorio, tras secarse las muestras se pasaron por un tamiz de 2 mm. Posteriormente estas fueron analizadas por métodos habituales.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los suelos presentan una morfología sencilla de tipo Az-C, muy diferente de las de los suelos del entorno (de tipo Ap, Bw, Bt y/o Ck). En los horizontes superficiales se observaron grietas, costras y eflorescencias blanquecina (Figura 2). Según el sistema IUSS-WRB (2015), tanto el perfil 1 como el perfil 2 se clasifican como Haplic Solonchack (Calcaric, Evapocrustic, Gypsic).

Los valores de pH (figura 3) oscilan entre 8,4 y 9,7 (carácter básico); mientras que los valores de CE oscilan entre 6,2 y 9,5 (dS m⁻¹), si bien Jiménez-Ballesta et al. (2024) detectan valores superiores a 40 dS m⁻¹. El carbonato cálcico se encuentra en el rango 2,8- 12,5% (tabla 1). Los contenidos en carbono orgánico y nitrógeno total son bajos; sin embargo, el contenido en fósforo fue muy elevado, generalmente por encima de 50 (ppm), lo que se relaciona con la abundancia reciente de *Salsola sosa*.

Respecto del análisis del extracto de saturación del suelo (tabla 1) se observa que el contenido catiónico sigue una pauta Mg²⁺ > Ca²⁺ > Na⁺ > K⁺. El Mg aparece con los valores más altos, (el mayor es 5.995 ppm, mientras que el Ca fluctúa entre 1.746 y 3.860 ppm). Aunque los niveles de Na no son excesivamente altos, su abundancia relativa, junto con un pH alto, puede afectar las transformaciones y la disponibilidad de varios nutrientes esenciales para las plantas. En el caso de los aniones, la secuencia proporcional sigue el patrón SO₄²⁻ > Cl⁻ > HCO₃⁻ y CO₃⁻.

Tabla 1. Resultados de los análisis efectuados.

Perfil	Hor.	OC (%)	N (%)	P (ppm)	CaCO ₃ (%)	Ca ⁺⁺ (ppm)	Mg ⁺⁺ (ppm)	Na ⁺ (ppm)	K ⁺ (ppm)	SO ₄ ⁼ (ppm)	Cl ⁻ (ppm)	CO ₃ H ⁻ (ppm)	CO ₃ ⁻ (ppm)
P1	Az	0,21	0,10	70,62	4,3	1.746	5.995	1.259	587	21.377	7.102	90	96
P1	C1	0,00	0,03	57,17	10,0	3.679	4.664	1.013	469	20.505	6.812	87	92
P1	C2	1,39	0,04	64,06	10,2	3.418	5.858	1.248	430	23.607	7.843	100	106
P2	Az	0,01	0,07	90,53	4,0	3.607	4.774	1.034	490	20.733	6.888	88	93
P2	C1	0,08	0,04	105,64	12,5	3.593	5.160	1.190	530	22.009	7.312	93	99
P2	C2	0,57	0,04	29,10	2,8	3.860	5.097	1.096	393	22.027	7.318	93	99

Las denominadas halófitas son plantas tolerantes a la sal, que normalmente pueden sobrevivir a niveles de aproximadamente 20 dS m⁻¹ de CE según Flowers y Colmer (2008). Los valores de pH y CE obtenidos son los principales condicionantes de su presencia y abundancia en El Hito. La distribución de este tipo de plantas en el humedal depende de la duración del periodo de inundación; en este sentido, la tolerancia de las plantas al encharcamiento es: *Lygeum spartum* < *Puccinellia festuciformis* < *Salicornia ramosissima* = *Salsola soda*. Como es sabido, en las denominadas "estepas ibéricas" son frecuentes los albardinares (formaciones de esparto basto, *Lygeum spartum*); en el caso de El Hito estas formaciones marginales protegen el suelo de la erosión y retardan el arrastre de sedimentos hacia la cubeta lagunar. Nuestros resultados proporcionan criterios para la gestión del ecosistema lagunar.

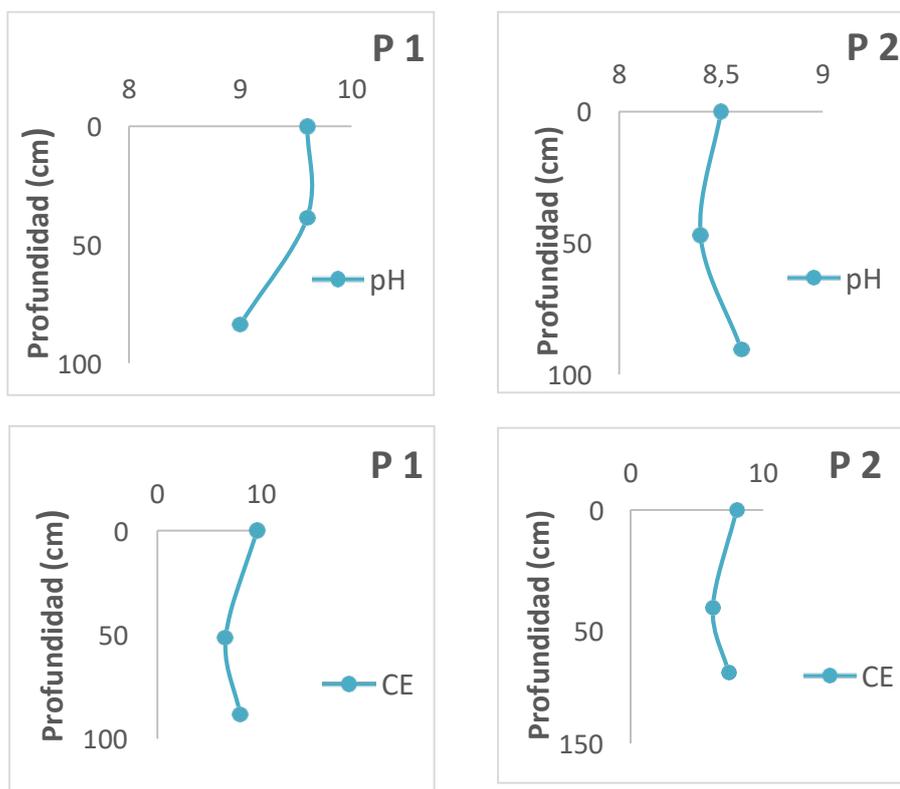


Figura 3. Variabilidad con la profundidad del pH y la conductividad eléctrica. P 1 y P2 = perfiles.

CONCLUSIONES

El Hito es un frágil humedal hipersalino, donde la salinidad, las condiciones hídricas y la vegetación halófila contrastan claramente con la vegetación/uso del entorno no salino circundante. En el intento de promover y adaptar estrategias de gestión apropiadas, los datos aquí aportados proporcionan criterio para un uso sostenible de este humedal mediterráneo.

Agradecimientos: : Trabajo financiado con fondos del proyecto LIFE EL HITO (LIFE 20NAT/ES/000035).

REFERENCIAS

- Cirujano S, Álvarez Soto M. 2023. Caracterización y cambios de la vegetación en un humedal salino continental. Laguna de El Hito (Cuenca). *Acta Botánica Malacitana* 48: 74-92. <https://doi.org/10.24310/abm.48.2023.16710>
- Flowers TJ, Colmer TD 2008. Salinity tolerance in halophytes. *New Phytologist* 179: 945–963.
- IUSS Working Group WRB. 2015. World Reference Base for Soil Resources 2014 updates. International Soil Classification System for Naming Soils and Creating Legends for Soil Maps. World Soil Resource Report No. 106. FAO, Rome.
- MEA. 2005. A Report of the Millennium Ecosystem Assessment. Ecosystems and Human Well-Being. Island Press, Washington DC.
- Rozema J, Schats H. 2013. Salt tolerance of halophytes, research questions reviewed in the perspective of saline agriculture. *Environmental and Experimental Botany* 92: 83–95.

DINÁMICAS DE LIBERACIÓN DE NUTRIENTES DE ENMIENDAS ORGÁNICAS PROCEDENTES DE RESIDUOS AGROFORESTALES SOBRE UN SUELO YESÍFERO

Rocío García-Montero^{1,2}, María José Sierra-Herráiz¹, Manuel Rodríguez-Rastrero¹, María Guirado¹, Rocío Millán^{1,*}

¹ Centro de Investigaciones Energéticas, Medioambientales y Tecnológicas (CIEMAT). Departamento de Medio Ambiente. Avenida Complutense, 40, 28040, Madrid.

² Universidad Autónoma de Madrid. Facultad de Ciencias, Departamento de Química Agrícola. Avda. Francisco Tomás y Valiente, 7, 28049, Madrid.

*Rocio.millan@ciemat.es

RESUMEN

En el contexto de la degradación de los suelos por la disminución del carbono orgánico, los residuos agroforestales constituyen una fuente tanto de carbono como de nutrientes, y su transformación en compost o en biochar permite su valorización como enmienda edáfica, incrementando así el contenido en carbono orgánico de los suelos y cubriendo, en alguna medida, los requerimientos nutricionales de los cultivos. Para una óptima aplicación in situ de estas enmiendas, su necesaria caracterización físico-química ha de complementarse con un detallado conocimiento de las características físico-químicas y morfológicas del suelo. En este sentido, este trabajo evalúa la interacción enmienda-suelo mediante un ensayo de liberación de nutrientes, en condiciones de laboratorio, de diversas mezclas de enmienda con muestras de suelo yesífero fuertemente degradado. El ensayo se desarrolló a lo largo de 5 meses en suelos adicionados con compost pelletizado, biochar, o fertilizante tradicional (urea), así como con las mezclas biochar + compost pelletizado y biochar + urea. El ensayo ha permitido evaluar la cinética de liberación de nutrientes y las sinergias enmienda-suelo, de modo que, posteriormente, se pueda extrapolar a su óptimo manejo y potencial efecto sobre el cultivo.

Palabras clave: biochar, compost pelletizado, cinética de nutrientes, actividad enzimática, suelo yesífero.

INTRODUCCIÓN

La degradación de los suelos es uno de los temas más relevantes en las políticas medioambientales a nivel europeo, siendo la pérdida de carbono orgánico en los suelos uno de los mayores problemas y donde se centran gran parte de los esfuerzos a nivel político y de investigación. La adición de enmiendas orgánicas o fertilizantes son necesarias para mantener el requerimiento nutricional de los cultivos. Sin embargo, la elección y modo de aplicación es importante a la hora de evaluar el impacto que genera. Los residuos pueden ser un gran aliado ante esta problemática, como fuente de nutrientes y carbono. El compost es un recurso extensamente utilizado, cuyo aprovechamiento puede ser optimizado al encapsularse (pelletizarse), favoreciendo así una liberación más lenta de los nutrientes. Los biochar generados a alta temperatura, tales como los resultantes de procesos energéticos de gasificación, presentan interés al ser ricos en carbono recalcitrante, favoreciendo la retención de humedad, la estructuración de los agregados de suelo, y la capacidad de retención de nutrientes, limitando su pérdida por lixiviación.

El objetivo de este trabajo es evaluar, de manera prolongada en el tiempo y sin el factor planta, la cinética de liberación de los nutrientes desde enmiendas orgánicas (biochar y compost pelletizado) y fertilizante tradicional (urea) hacia un suelo yesífero fuertemente degradado, así como analizar posibles diferencias en el ciclo del nitrógeno en suelos adicionados con dichas enmiendas, tanto individual como de forma combinada.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se tomaron 60 kg de suelo inalterado procedente de una parcela experimental situada en Casasana (Guadalajara, UTM ETRS89 30 X: 530803; Y: 4486530), cuyos suelos son calcáreos con abundante yeso (Xerorthent (Soil Taxonomy, 2022)). Sus propiedades químicas promedio se presentan en la tabla 1. Dicho suelo se repartió en bandejas, disponiendo en cada una de ellas 500 g. Los tratamientos a estudio fueron: *i) control* (sólo suelo), *ii) compost pelletizado*, procedente de residuos del cultivo de champiñón, gallinaza y digerido de una producción de biogás (Niedziński et al., 2021), *iii) biochar*, procedente de residuos de poda de pino y olivo, *iv) urea*, *v) biochar + compost pelletizado*, y *vi) biochar + urea*. Dichos tratamientos estaban formados por las siguientes mezclas, atendiendo fundamentalmente a su contenido en N: 2% (p/p) de compost pelletizado; 2,5 % (p/p) de biochar; y 0,1% (p/p) de urea. En el caso de tratamientos compuestos, se mezclaron las mismas cantidades de cada una de las enmiendas o fertilizante que en el tratamiento individual.

Tabla 1. Propiedades químicas del suelo yesífero degradado

pH	C.E (dS·m ⁻¹)	N Kjeldahl (%)	P asimilable (mg·kg ⁻¹)	K asimilable (mg·kg ⁻¹)	CIC (cmol ⁺ ·kg ⁻¹)	CaCO ₃ (%)	Yeso* (CaSO ₄ ·2H ₂ O) (%)
7,9 ± 0,1	1,1 ± 0,1	0,06 ± 0,02	6,8 ± 2,5	56,4 ± 13,2	15,1 ± 2,8	22 ± 11	15,0 ± 8,9

*Semicuantitativo por DRX

Hubo siete tiempos de muestreo para todos los tratamientos, cada uno de los cuales se muestreó por triplicado (7 x 6 x 3=126 bandejas). El ensayo se desarrolló en condiciones de temperatura ambiental media de 24 °C y, un régimen constante de humedad del suelo, correspondiente al 60 % de su máxima capacidad de retención de agua. Para evaluar los cambios producidos en los parámetros químicos del suelo por los distintos tratamientos, en cada uno de los tiempos se realizaron las siguientes determinaciones: pH (1:2,5), conductividad eléctrica (CE) (pasta saturada), nitrógeno Kjeldahl, fósforo asimilable (P_{asimilable}), potasio asimilable (K_{asimilable}) e iones solubles de nitrógeno (NH₄⁺, NO₂⁻, NO₃⁻) en extracto acuoso.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La Figura 1 muestra la evolución del pH y la CE del suelo durante el ensayo realizado.

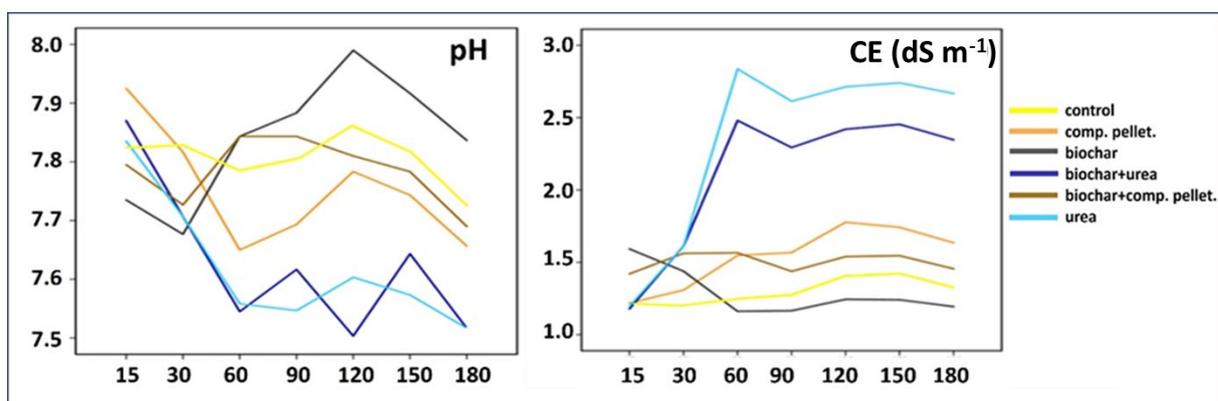


Figura 1. Evolución del pH y conductividad eléctrica del suelo en los distintos tratamientos a lo largo de los 180 días de estudio.

La urea produce un descenso en el pH, a la vez que una subida acusada en la CE. A diferencia del biochar solo, el biochar con urea baja también el pH del suelo, lo que favorece el aumento

del N disponible y una cierta solubilización de los fosfatos, procesos de interés en suelos básicos y con alta limitación de nutrientes.

En cuanto al fósforo, destaca el papel del compost pelletizado, que favorece un lento y estable incremento del P asimilable en el suelo, especialmente cuando el compost está en combinación con el biochar. En el tratamiento de compost pelletizado con biochar, la liberación de P asimilable a partir del muestreo de los 90 días se incrementa de manera sostenida. En el caso del K asimilable, los valores más altos se relacionan con la adición de compost pelletizado, y especialmente, mezclado con biochar, que también se comporta como fuente de potasio asimilable. Nuevamente, es un comportamiento de liberación lenta, aunque en ambos tratamientos (Compost pelletizado y Biochar-Compost) parece decrecer en los últimos tiempos de muestreos, a los 150-180 días. En el tratamiento combinado biochar-compost, se observa un mayor incremento en cada intervalo de tiempo.

Para evaluar las formas inorgánicas de nitrógeno a lo largo del tiempo, se han observado las fluctuaciones que se producen entre las concentraciones de NH_4^+ y NO_3^- en extractos de saturación.

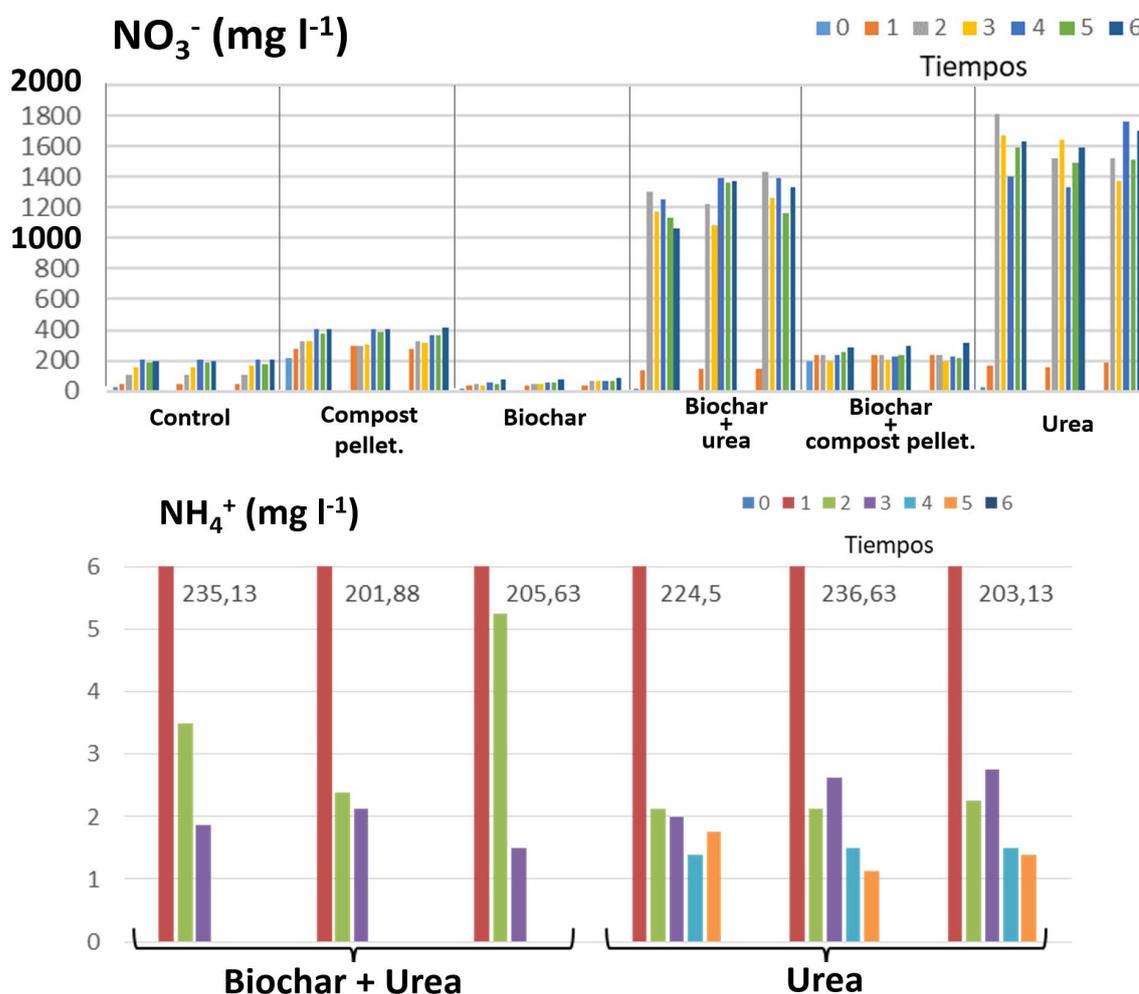


Figura 2, Superior: fluctuaciones a lo largo del tiempo de NO_3^- en los distintos tratamientos. Inferior: detalle de los cambios producidos en NH_4^+ en los suelos con los tratamientos Urea y Biochar-Urea. Por razones de escala, la concentración en el tiempo 1 está marcada en cifra junto a la barra correspondiente.

Lo más destacable en los tratamientos de urea (fuente directa) y biochar-urea (Figura 2), es la rápida hidrólisis de NH_4^+ en el tiempo 2 (60 días) que se fue reduciendo en los siguientes

tiempos, siendo más rápida en el tratamiento Biochar-Urea, probablemente debido a la nitrificación en el caso de la urea y a la sorción/inmovilización por parte del biochar. En un balance aproximado se observa que, la reducción en NH_4^+ a lo largo del tiempo no está equilibrada con el incremento de NO_3^- . Esto podría sugerir una sorción y/o una inmovilización del exceso de NH_4^+ . En estos tratamientos, el incremento tan alto del contenido de NO_3^- a partir del tiempo 2 (60 días) indica una rápida nitrificación del NH_4^+ hidrolizado desde el tiempo 0. Pero este incremento es más bajo en el caso de Biochar-Urea, siendo la desaparición de NH_4^+ en el suelo, similar, en cuanto a concentraciones, en los dos tratamientos. Esto indica que parte del N es retenido por el biochar. El biochar ha sido calificado como un mejorador en la retención del N, siendo documentada su habilidad para sorber sustancias inorgánicas/orgánicas (Zhang et al. 2017). Estos mecanismos contribuirán a reducir la lixiviación y las emisiones de N_2O (Clough et al. 2013) que podrían ser causadas al usar solo urea, ya que un alto porcentaje del N se perdería sin ser aprovechado por el cultivo.

CONCLUSIONES

La combinación Biochar-Compost pelletizado se presenta como la mejor opción entre las ensayadas para favorecer una mayor disponibilidad de P y K en suelos con abundante yeso, en condiciones de liberación lenta de estos nutrientes. En cuanto al aporte de N al suelo, de manera útil para un potencial cultivo, la combinación Biochar-Urea sería una buena candidata en este tipo de suelos, favoreciendo igualmente una liberación lenta del N que ha sido sorbido/inmovilizado, minimizando así los efectos negativos asociados a la lixiviación del N.

Agradecimientos: Proyectos de Colaboración Internacional: ConnectFarms (SusCrop-ERA-NET, PCI2021-122085-2A), Plan Estatal de Investigación Científica, Técnica y de Innovación 2021-2023 y European ERANet FACCE Surplus Programme (“INTENSE” ID: 169).

REFERENCIAS

- Clough T, Condrón L, Kammann C, Müller C. 2013. A review of biochar and soil nitrogen dynamics. *Agronomy* 3: 275–293.
- Niedziński T, Sierra MJ, Łabętowicz J, Noras K, Cabrales C, Millán Gómez R. 2021. Release of nitrogen from granulates mineral and organic fertilizers and its effect on selected chemical parameters of soil. *Agronomy* 11(10): 1981.
- Soil Survey Staff. 2022. Keys to Soil Taxonomy, 13th edition. USDA Natural Resources Conservation Service.
- Zhang R, Zhang Y, Song L, Song X, Hänninen H, Wu J. 2017. Biochar enhances nut quality of *Torreya grandis* and soil fertility under simulated nitrogen deposition. *For. Ecol. Manage.* 39: 321–329.

EFFECTOS DE LA APLICACIÓN DE LODOS DE DEPURADORA PASTEURIZADOS SOBRE LOS PARÁMETROS FÍSICOS DEL SUELO

Borja Sanz-Gracia, Sara Ibáñez Asensio*, Héctor Moreno-Ramón

Centro Valenciano de Estudios del Riego – Universitat Politècnica de València – Camino de Vera s/n
(Valencia)

[*sibanez@prv.upv.es](mailto:sibanez@prv.upv.es)

RESUMEN

El uso agronómico de lodos de depuradora permite un manejo que aprovecha un residuo y aumenta la resiliencia del suelo frente al cambio climático. El RD 1310/1990 establece un periodo de 10 meses desde la aplicación hasta la cosecha por la carga en patógenos, siendo la pasteurización un método para su eliminación del que se desconoce su influencia sobre las propiedades del suelo. Por ello, se plantea determinar los efectos sobre el suelo tras aplicar lodos de depuradora en diferentes formatos en un cultivo de pimiento (*Capsicum annuum*). La experiencia diseñada en invernadero incluyó 4 formatos de lodo: pasta fresca y tres lodos pasteurizados (pasta, granulado y pellet) y 3 dosis (40, 80 y 120 t/ha). Al finalizar el cultivo se evaluaron en laboratorio algunas propiedades fisicoquímicas de los suelos como pH 1/2,5 al agua, CE 1/5, materia orgánica, nitrógeno total, estabilidad de agregados y capacidad de campo. La aplicación de lodos de depuradora provocó la mejora de las propiedades del suelo, especialmente en el formato granulado, y el formato que menos contribuyó a la mejora del suelo fue el pellet.

PALABRAS CLAVE:

Lodos de depuradora, pasteurización, calidad de suelos, residuo, reutilización.

INTRODUCCIÓN

La cantidad de residuos urbanos e industriales se ha visto incrementada significativamente en las últimas décadas debido al aumento de la población, especialmente en zonas urbanas. Estos residuos pueden ser revalorizados obteniendo un doble beneficio, pues a la vez que se reutilizan consiguiendo la reducción de desechos se puede obtener un beneficio económico al contribuir al aumento de las economías circulares. Los lodos de depuradora pueden ser empleados como enmienda para los cultivos debido a su alto contenido en materia orgánica, nitrógeno y otros elementos, incrementando su producción y mejorando las propiedades de los suelos, a la vez que se aumenta la resiliencia del suelo frente al cambio climático (Alvarenga et al. 2015)

No obstante, la directiva europea 86/278/CEE, el Real Decreto 1310/1990 y la Orden AAA/1072/2013 establecen una serie de directrices a la hora de aplicar lodos en agricultura, limitando su uso a 10 meses antes de la cosecha debido al contenido de patógenos de los mismos, lo que provoca que su uso quede restringido a cultivos leñosos y sobre todo de secano. En el presente estudio se plantea la pasteurización como un posible método a aplicar a los lodos provenientes de depuradora para reducir sus riesgos asociados sobre la salud humana, siendo una alternativa a los métodos habituales como el compostaje. En el proyecto SMART-PASTEUR financiado por la Agencia Valenciana de Innovación (AVI) colaboran las empresas Genia Bioenergy, Ingeniería y Desarrollos Renovables (INDEREN), Aguas del Mediterráneo (AGAMED) y el Centro Valenciano de Estudios del Riego (CVER) de la Universitat Politècnica de València (UPV), siendo su objetivo diseñar un sistema de pasteurización en continuo con recuperación de calor que alcance la máxima eficiencia energética en el proceso y genere un producto con la capacidad de mejorar las propiedades del suelo, favoreciendo así el desarrollo vegetal a la vez que se reducen los riesgos

asociados al lodo sobre la salud humana y vegetal.

MATERIALES Y MÉTODOS

La pasteurización del lodo se realiza empleando un sistema modular de pasteurización en continuo con recuperación de calor durante la cual el lodo es sometido a 70°C durante 1 hora, en la fase final del pasteurizador se emplaza un serpentín que actúa como recuperador de calor. Una vez pasteurizado el lodo se secó hasta obtener un producto con una humedad aproximada del 20% que fue transformado en granulado y pellet.

En el presente trabajo se evaluó la influencia de los diferentes lodos sobre las propiedades de los suelos, para ello se diseñó una experiencia en invernadero con un cultivo de pimiento (*Capsicum annum*) en macetas de 2,1 L con suelo franco al cual se le adicionó lodo fresco en formato pasta y lodo pasteurizado en formato pasta, polvo y pellet, los lodos se incorporaron en dosis de 40, 80 y 120 t/ha, para cada combinación de factores se realizaron 3 réplicas, además se añadieron a la experiencia macetas de control con suelo únicamente, la duración total de la experiencia fue de 4 meses.

Después de la cosecha se evaluó en laboratorio la influencia de los lodos sobre la estabilidad de microagregados, la capacidad de campo, la conductividad eléctrica, la materia orgánica y el nitrógeno, posteriormente se realizó un tratamiento estadístico de los datos obtenidos.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Respecto de las propiedades físicas con la adición de los lodos se pudo constatar una tendencia de mejora al aumentar las dosis, existiendo diferencias significativas en la capacidad de campo entre el control, cuyo valor fue de 19,13%, y todos los formatos exceptuando el pellet; el aumento medio fue un 24% en el gránulo, únicamente un 6% con el pellet, y 19% 15% para las pastas pasteurizada y fresca respectivamente (Figura 1).

La estabilidad de microagregados también se incrementó con la dosis respecto del control, existiendo diferencias significativas con las dosis 80 y 120 t/ha en gránulo y con la dosis 120 t/ha de las dos pastas, con incrementos medios superiores al 10% en todas ellas. La estabilidad de agregados fue de 36,23% en el control y de 41,9% en el gránulo a dosis de 120 t/ha (Figura 2). Esta respuesta sigue una tendencia similar a la observada por otros autores con compost creados a partir de lodo de depuradora, quienes relacionaron el aumento del tamaño de partículas de compost con una disminución de la capacidad de retener agua en el suelo (Głab et al. 2020).

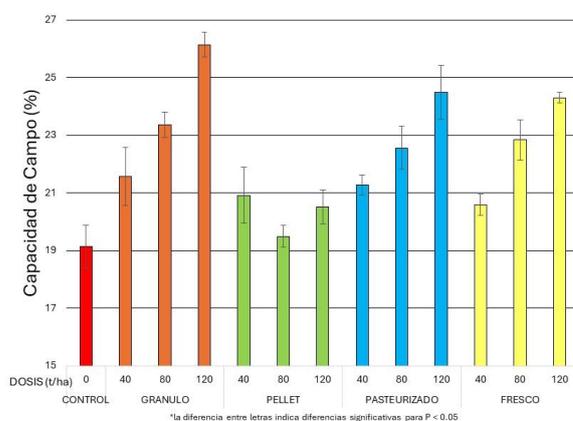


Figura 1

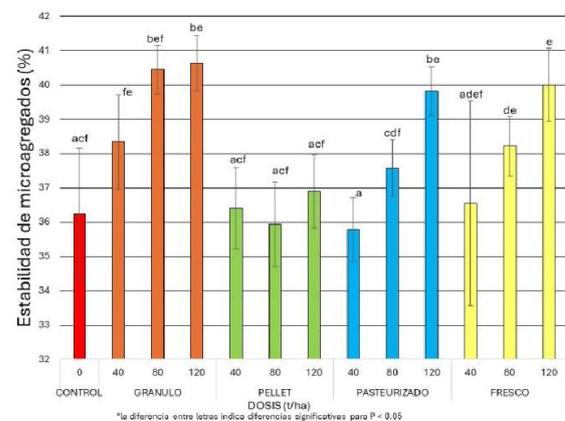


Figura 2

La conductividad eléctrica aumentó con la adición de lodo al suelo en todos los formatos y

de manera progresiva con la dosis, habiendo diferencias significativas entre el control y todas las dosis a excepción de la dosis baja de lodo granulado. El valor del control fue de 0.377 dS/m, y el incremento medio derivado de la adición de lodo fue un 36% para el granulado, un 78% para el pellet, un 130% para la pasta pasteurizada y un 197% para el lodo fresco (Figura 3). Estudios anteriores señalan que la adición continua de residuos orgánicos provoca un aumento de la salinización del suelo (Gallardo-Lara y Nogales. 1987).

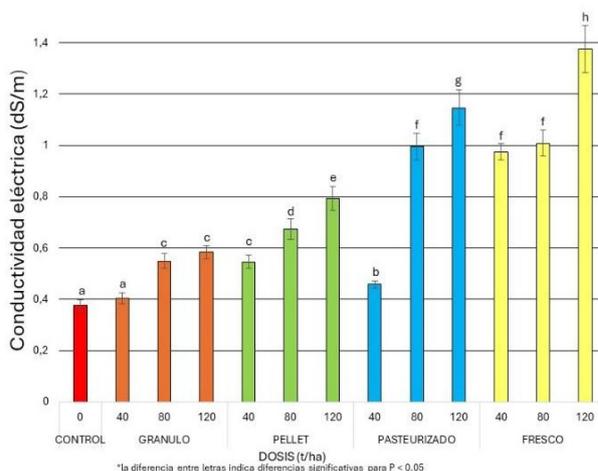


Figura 3

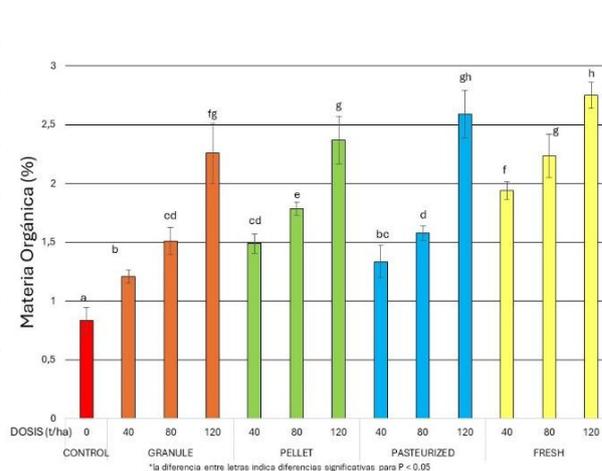


Figura 4

La materia orgánica aumentó progresivamente con la dosis, registrándose diferencias significativas respecto del control en todos los formatos y dosis; el incremento fue de un 98% en el gránulo, un 125% en el pellet, un 119% en la pasta pasteurizada y un 176% en la pasta fresca respecto del control, cuyo valor fue de 0,83% (Figura 4).

El nitrógeno también aumentó progresivamente con la dosis en todos los formatos de manera significativa respecto del control, con valores medios de 0,05% para el control, 0,104% para el granulado, 0,117% para el pellet y 0,108 para ambas pastas.

CONCLUSIONES

La adición de lodo provoca en general una mejora de las propiedades de los suelos al aumentar su contenido en materia orgánica y nitrógeno total, así como la capacidad de campo y la estabilidad de los microagregados en la mayoría de los formatos y dosis.

Las propiedades físicas de los suelos se vieron mejoradas con el gránulo y con las dos pastas, siendo el pellet el formato que menos contribuyó a su mejora, especialmente se pudo observar en la estabilidad de agregados, la cual no fue incrementada con la adición de este formato al suelo en ninguna de sus dosis.

Para las propiedades químicas se constató un incremento de la conductividad eléctrica, la materia orgánica y el nitrógeno en todos los formatos. En el caso de las pastas destaca el efecto de la aplicación de lodos sobre la conductividad eléctrica con un incremento estadísticamente significativo respecto del granulado y el pellet. Los valores más altos se registraron en la pasta fresca, aumentando con la dosis. La materia orgánica y el nitrógeno total aumentaron con la dosis, y los menores valores se obtuvieron con el formato granulado, se sugiere que el menor valor de materia orgánica y nitrógeno en el gránulo se deba a la mayor superficie específica de este formato, produciendo un aumento de la mineralización del lodo.

Con todos los análisis realizados se concluye que el formato que más contribuyó a la mejora del suelo fue el gránulo, siendo además el formato que menos salinizó el suelo.

REFERENCIAS

Alvarenga P, Mourinha C, Farto M, Santos T, Palma P, Sengo J, Morais M, Cunha-Queda C. 2015. Sewage sludge, compost and other representative organic wastes as agricultural soil amendments: Benefits versus limiting factors. *Waste Management* 40: 44-52.

Gallardo-Lara F, Nogales R. 1987. Effect of the application of town refuse compost on the soil-plant system: A review. *Biological Wastes* 19(1): 35-62.

Głąb T, Żabiński A, Sadowska U, Gondek K, Kopeć M, Mierzwa-Hersztek M, Sylwester T, Stanek-Tarkowska J. 2020. Fertilization effects of compost produced from maize, sewage sludge and biochar on soil water retention and chemical properties. *Soil and Tillage Research* 197: 104493.

ANÁLISIS DE LA PRESENCIA DE GLIFOSATO Y GLUFOSINATO EN SUELOS CULTIVADOS: COMPARATIVA ENTRE MANEJO CONVENCIONAL Y ORGÁNICO EN GALICIA (NO ESPAÑA)

Manuel Arias-Estévez^{1,2,*}, Cristina Pérez-Novo³, Andrés Rodríguez Seijo^{1,2,*}, Paula Pérez-Rodríguez^{1,2}, David Fernández-Calviño^{1,2}

¹Departamento de Biología Vegetal e Ciencia do Solo, Área de Edafología e Química Agrícola, Facultade de Ciencias, Universidade de Vigo, 32004, Ourense.

²Instituto de Agroecoloxía e Alimentación, Universidade de Vigo - Campus Auga, 32004, Ourense.

³Centro de Apoio Científico e Tecnolóxico á Investigación (CACTI), Universidade de Vigo – Campus Auga, 32004, Ourense

*mastevez@uvigo.gal, andresrodriguezseijo@uvigo.gal

RESUMEN

El glifosato es uno de los herbicidas más aplicados en agricultura para el control de malas hierbas. Sin embargo, su amplia utilización, en ocasiones en exceso, lo ha convertido en un problema medioambiental por su elevada persistencia y su posible toxicidad sobre otros organismos no objetivo. En este estudio se analizó la presencia de glifosato y su metabolito AMPA (ácido aminometil fosfónico), así como glufosinato de amonio y sus metabolitos (N-Acetyl-glufosinato y Ácido metilfosfónico) en suelos cultivados con trigo (*Triticum* spp.) y sometidos a manejo convencional (10 parcelas) y orgánico (13 parcelas) en Galicia (NO España). En cada parcela se recogieron suelos, entre 15 a 30 días tras la cosecha del trigo, de forma aleatoria y a una profundidad de 0-25 cm para formar una muestra compuesta. Para analizar la presencia de ambos plaguicidas se utilizó la metodología QuPPE-PO y se determinaron por UPLC-MS/MS. En ninguna de las parcelas muestreadas no se detectó glufosinato de amonio ni sus metabolitos. Tanto glifosato (0,02-0,1 mg kg⁻¹) como AMPA (0,012-0,049 mg kg⁻¹) fueron detectados en más del 80% de las parcelas de manejo convencional, mientras que en las parcelas de manejo orgánico, únicamente se detectó glifosato en una parcela (0,019 mg kg⁻¹) y AMPA en dos parcelas (0,018 y 0,13 mg kg⁻¹). Aunque el glifosato no está permitido en agricultura orgánica, su presencia en estas tres parcelas puede deberse a un antiguo uso, movilización o erosión de parcelas vecinas.

Palabras clave: agricultura intensiva, contaminantes persistentes, herbicidas, malherbología, metabolitos

INTRODUCCIÓN

El control de las malas hierbas que compiten con los cultivos de interés económico por los nutrientes del suelo, agua y la luz solar es un reto para la agricultura. En este sentido, el descubrimiento en 1970 del glifosato (C₃H₈NO₅P) ha supuesto una auténtica revolución en la agricultura por su elevado rendimiento económico, relativa fácil aplicación y capacidad de actuación sobre una amplia variedad de malas hierbas. Su elevada relación beneficio/coste y amplio espectro de acción lo han convertido en uno de los más utilizados del mundo, y no solamente en agricultura, ya que su uso se utiliza de forma amplia y extensa en gestión forestal o gestión de infraestructuras.

Sin embargo, el glifosato también ha sido ampliamente controvertido. Su uso repetido puede provocar la aparición de resistencias y tolerancias al herbicida de diferentes malas hierbas, y por tanto reducir su efectividad, al necesitar otros productos fitosanitarios con mayor impacto, coste o la necesidad de repetir aplicaciones. Asimismo, el uso repetido puede reducir la

biodiversidad, con efectos adversos sobre los organismos, incluyendo sobre la salud humana, especialmente cuando se aplica en concentraciones muy elevadas.

El bajo precio y su capacidad de actuación sobre múltiples malas hierbas lo ha convertido en un compuesto omnipresente en todos los ecosistemas, tanto acuáticos como terrestres, incluso en aquellos en los que no se ha aplicado de forma directa, ya que puede ser fácilmente transportado por erosión hídrica y eólica (Silva et al. 2018). Aunque el glifosato puede ser degradado en el suelo por mecanismos físicos, químicos y microbiológicos, generando metabolitos secundarios como el ácido aminometil fosfónico (AMPA), su degradación en el suelo es controvertida, estimándose en una duración entre 6 a 60 días, pero es muy variable, especialmente en suelos secos. Asimismo, su degradación no es completa, sino que puede derivar en diferentes formas como el AMPA, con una elevada persistencia en el medio”.

En el caso del cultivo de cereales, y del trigo en particular, el glifosato es un herbicida ampliamente utilizado para su aplicación en pre-siembra, especialmente en el trigo de invierno.

Este trabajo busca conocer la presencia y distribución de glifosato y sus metabolitos en suelos de cultivo de trigo en Galicia (NO España), bajo manejo convencional y orgánico, en los que la aplicación de compuestos de síntesis química no está permitida.

MATERIALES Y MÉTODOS

Selección de suelos

Se recogieron muestras compuestas (2 kg mínimo) de 0-25 cm de profundidad en 60 puntos aleatorios representativos de 23 parcelas (10 de gestión convencional y 13 de gestión orgánica distribuidas por las provincias de Ourense, Lugo y A Coruña) utilizando una sonda Edelman. Estas muestras se homogenizaron y tamizaron con malla de 2 mm. La información detallada para cada parcela con datos de precipitación y temperatura de los 12 meses anteriores y 30 años antes de la recolección, régimen de gestión agrícola [convencional (Conv) u orgánico (Org)], número de años del sistema mencionado (de 1 a 60 años), rotación de cultivos, sistema de labranza, práctica de fertilización y aplicación de plaguicidas se puede encontrar en Fernández-Calviño et al. (2023).

Extracción y determinación de glifosato y sus metabolitos

El QuPPE-PO-Method para el análisis de plaguicidas altamente polares en alimentos y adaptado para su utilización en muestras de suelo (EURL 2021), fue utilizado para la extracción y determinación de glifosato (Gly), glufosinato de amonio y sus metabolitos [AMPA para glifosato, metabolito del ácido 3-metilfosfínico propiónico (3-MPPA) and N-Acetyl-glufosinato (NAG) para el glufosinato de amonio]. Las muestras se analizaron por espectrometría de masas de alta resolución (UPLC-MS/MS, Agilent 1290 Infinity UPLC/AB Sciex 5500 Qtrap MS). El límite de detección fue 0,003 mg kg⁻¹ para Gly, AMPA y NAG, y 0,016 mg kg⁻¹ para 3-MPPA. El límite de cuantificación (LOQ) fue 0,01 mg kg⁻¹ para Gly, AMPA y NAG, mientras que para 3-MPPA fue 0,05 mg kg⁻¹. Solamente los compuestos con contenido superior al límite de cuantificación se consideraron para el análisis (Silva et al. 2018).

Tratamiento estadístico

Para la comparación de ambos tratamientos se realizó una prueba *t* de Student, con significancia de 0,05, utilizando Graphpad Prism 7.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La presencia de glifosato y su metabolito AMPA se detectó en ambos manejos, tanto convencional como orgánico (Figuras 1a, 1b). No se detectó glufosinato de amonio ni sus metabolitos (N-Acetyl-glufosinato y Ácido metilfosfónico) en las muestras analizadas.

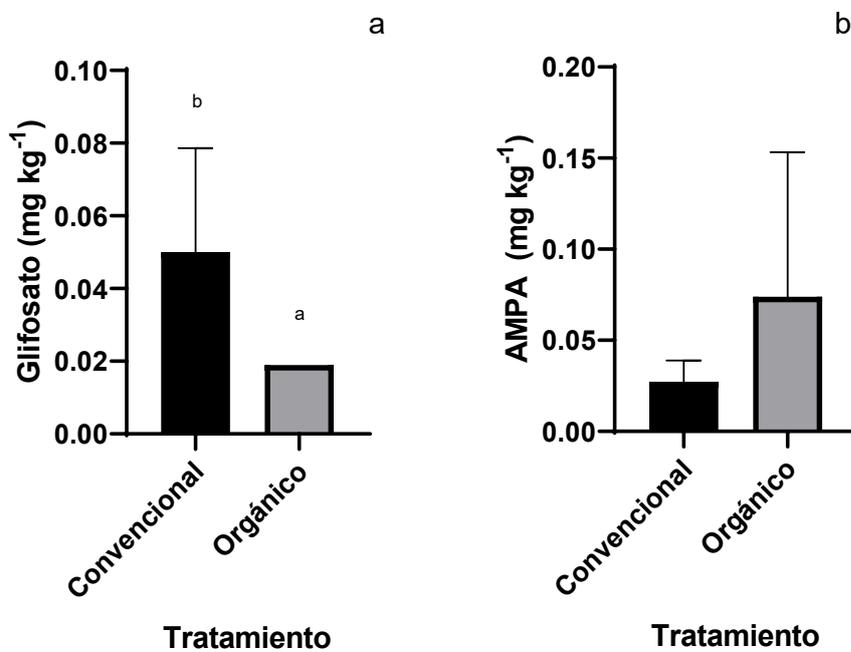


Figura 1. Concentración detectada de Glifosato (a) y AMPA (b) en suelos de trigo bajo manejo convencional y orgánico.

En el 80% de los suelos analizados bajo manejo convencional se detectó glifosato (0,02-0,1 mg kg⁻¹), mientras que en los suelos de manejo orgánico, únicamente se detectó en una muestra (0,019 mg kg⁻¹), existiendo diferencias significativamente estadísticas ($p < 0,05$) entre ambos manejos. Por su parte, la presencia de AMPA, un metabolito de degradación del glifosato se detectó en nueve de los diez suelos con gestión convencional (0,012-0,049 mg kg⁻¹), mientras que en el caso de la gestión orgánica se detectó únicamente en dos de los 13 suelos pero en una concentración mayor (0,018 y 0,13 mg kg⁻¹) que los de gestión convencional, aunque sin diferencias significativas entre ambos tratamientos ($p > 0,05$). En cualquier caso, los resultados son inferiores a los valores revisados por Silva et al. (2018) para suelos agrícolas de Europa.

Es interesante observar cómo tanto el glifosato y el AMPA son compuestos detectados en ambos manejos, incluso en aquellos en los que su uso no debería de aparecer debido a que no se utilizan plaguicidas de síntesis química. Una posible explicación se debe a la cercanía con suelos en los que se aplica glifosato, y por tanto, una posible transferencia por erosión. Aunque los suelos bajo manejo orgánico llevan entre 3 y 10 años bajo la misma gestión, debido a sus características, el glifosato y AMPA pueden persistir años, especialmente en suelos poco porosos o con baja actividad microbiana.

CONCLUSIONES

Estos resultados ponen de manifiesto la persistencia de glifosato y AMPA en suelos, incluso en aquellos en los que se no se ha aplicado de forma directa, lo cual incide en la necesidad de establecer medidas de control efectivas para la aplicación de este tipo de herbicidas.

Agradecimientos: Proyecto SoilDiverAgro. Programa Horizonte 2020 de la Unión Europea para investigación e innovación [número del acuerdo 817819]. ARS y PPR agradecen sus contratos IJC2020-044197-I y IJC2020-044426-I financiados por MICIU/AEI/10.13039/501100011033 y por la Unión Europea NextGenerationEU/ PRTR.

REFERENCIAS

Edge CB, Brown MI, Hartz S, Thompson D, Ritter L, Ramadoss M. 2021. The Persistence of Glyphosate in Vegetation One Year after Application. *Forests* 12: 601.

EURL. 2021. Quick method for the analysis of highly polar pesticides in food involving extraction with acidified methanol and LC- or IC-MS/MS measurement - I. Food of plant origin (QuPPE-PO-Method) – version 12. 2021. Available from: https://www.eurl-pesticides.eu/docs/public/tmpl_article.asp?CntID=887&LabID=200&Lang=EN.

Fernández-Calviño D, Pérez-Rodríguez P, Arias-Estévez M, Gómez-Armesto A, Soto-Gómez D, Álvarez-Pousa S, Zornoza R, Lloret E, et al. 2023. General soil properties of wheat fields along 9 Pedoclimatic regions in Europe (Versión v1) [Data set]. Zenodo.

Silva V, Montanarella L, Jones A, Fernández-Ugalde O, Mol HGJ, Ritsema CJ, Geissen V. 2018. Distribution of glyphosate and aminomethylphosphonic acid (AMPA) in agricultural topsoils of the European Union. *Science of the Total Environment* 621: 1352-1359.

IMPACTO DE LA AGRICULTURA ORGÁNICA Y CONVENCIONAL SOBRE LOS NUTRIENTES DEL SUELO EN SUELOS CULTIVADOS CON TRIGO EN GALICIA

Andrés Rodríguez-Seijo^{1,2,*}, Paula Pérez-Rodríguez^{1,2}, Antía Gómez-Armesto^{1,2}, Irene Ollio³, Eva Lloret³, David Fernández-Calviño^{1,2}

¹ Departamento de Biología Vegetal e Ciencia do Solo, Área de Edafología e Química Agrícola, Facultade de Ciencias, Universidade de Vigo, 32004, Ourense.

² Instituto de Agroecoloxía e Alimentación, Universidade de Vigo - Campus Auga, 32004, Ourense.

³ Departamento de Ingeniería Agronómica, Universidad Politécnica de Cartagena, Paseo Alfonso XIII 48, 30203 Cartagena, Spain

*andresrodriguezseijo@uvigo.gal

RESUMEN

La fertilidad del suelo se ha convertido en un indicador de la salud del suelo por su papel en la seguridad alimentaria y en la calidad medioambiental. En este sentido, el uso excesivo de fertilizantes de síntesis química se ha indicado como un factor de degradación de la calidad del suelo por los desequilibrios nutricionales en macro- y micronutrientes. En este trabajo se han analizado suelos (0-25 cm) recogidos en parcelas cultivadas con trigo bajo manejo convencional (10 parcelas) y orgánico (13 parcelas). Se analizaron diferentes propiedades fisicoquímicas (pH, materia orgánica, CE), así como macroelementos (C), macronutrientes primarios (N, P, K) y secundarios (S, Ca y Mg), micronutrientes (Fe, Mn, B, Zn y Cu) y se calcularon diferentes ratios de nutrientes. Se observaron diferencias significativas entre manejos para los contenidos de nitrógeno total, nitratos y nitrógeno mineral, Ca, Mg y Na intercambiable. Sin embargo, el manejo convencional favoreció mayores concentraciones de P, Zn y B disponible. Esto puede estar ligado, generalmente, a la fertilización mineral en exceso. En cuanto a los ratios de nutrientes, se encontraron diferencias para N:K, Ca:K, Fe:Mn, P:Mn, K:B, K:Mg y K:Na. En general, el manejo orgánico mejoró las ratios relacionadas con el P y K (K:B, K:Mg, K:Na, Ca:K, Fe:Mn, P:Mn) a valores más apropiados para el crecimiento vegetal.

Palabras clave: agricultura sostenible, contaminación, desequilibrios nutricionales, fertilización química, materia orgánica.

INTRODUCCIÓN

La pérdida de fertilidad del suelo es un problema mundial que afecta a la productividad agrícola y a los ecosistemas, debido al mal uso de fertilizantes, aguas de riego de mala calidad o abuso de fitosanitarios. Actualmente se reconoce que el uso masivo y en exceso de fertilizantes de síntesis química, principalmente por N y P, puede causar efectos adversos sobre los organismos del suelo y desequilibrios de nutrientes para la captación por las plantas, causando antagonismos entre elementos. Estos desequilibrios ocurren cuando la disponibilidad de un nutriente induce la deficiencia o la toxicidad de otro, tal y como ocurre con los desequilibrios de Ca:Mg, N:P o P:Zn, con impactos directos sobre la producción vegetal o deficiencias de nutrientes. Por ejemplo, una concentración excesiva de P puede afectar negativamente sobre la captación de Zn por parte de las plantas causando deficiencias. Por estos motivos, mantener el equilibrio de los nutrientes del suelo es crucial para la fertilidad y una buena salud del suelo.

La agricultura orgánica ha surgido en los últimos años como una alternativa a la agricultura convencional, a base de fertilizantes de síntesis química. Esta alternativa utiliza nuevas

prácticas agronómicas como la incorporación de materia orgánica, entre otras, resultando eficiente desde un punto de vista de economía circular y sostenible, ya que genera un potencial menor impacto sobre los ecosistemas. Sin embargo, su impacto en la productividad de los cultivos, especialmente del trigo, es muy variable, generalmente obteniendo producciones menores con respecto a las que utilizan fertilizantes sintéticos.

El trigo (*Triticum* spp.) es un cereal, alimento básico para más del 35% de la población mundial, que requiere unas necesidades de nutrientes específicos en el suelo y con una adecuada proporción entre ellos. Por estos motivos, urge comprender el estado nutricional de los suelos de trigo bajo manejo orgánico y convencional (fertilizantes sintéticos). Este estudio pretende investigar este aspecto, partiendo de la hipótesis de que el manejo orgánico mejora el estado y el equilibrio de los nutrientes del suelo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Selección de los suelos

Se seleccionaron 23 parcelas en Galicia (NO, España), 13 bajo manejo orgánico y 10 bajo manejo convencional, ambos desde hace al menos 10 años, entre 15-30 días después de la cosecha de trigo a finales del verano de 2019. De cada parcela, se recogió una muestra de suelo a 0-25 cm de profundidad compuesta de 60 submuestras distribuidas aleatoriamente en una superficie de aproximadamente 1 ha, siguiendo un patrón en zigzag. Con el fin de evaluar los detalles de manejo, se utilizaron cuestionarios para obtener información directa de los agricultores en relación con las prácticas agrícolas sobre diferentes variables categóricas. Por ejemplo, los sistemas de rotación de cultivos [monocultivo de trigo, rotación corta (2-3 cultivos diferentes) y larga (>4 cultivos diferentes)], tipo de fertilizante utilizado (ninguno, orgánico, mineral, u orgánico+mineral), inclusión de leguminosas en la rotación de cultivos (sí, no) y años bajo el mismo sistema de manejo.

Parámetros analizados

Las muestras compuestas de suelo se homogeneizaron y subdividieron en dos submuestras cada una: una se tamizó en húmedo (malla de 2 mm) para medir el NH_4^+ , NO_3^- y NO_2^- , y la otra se secó al aire a temperatura ambiente y luego se tamizó (< 2 mm), para analizar el resto de las propiedades del suelo. Mediante metodologías tradicionales, se determinaron P y S (SO_4^{2-}) disponible, cationes intercambiables (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , y Na^+), y micronutrientes disponibles (Fe, Mn, Zn, Cu y B). Para evaluar el impacto de la fertilidad del suelo en el rendimiento del trigo, durante la cosecha de trigo se utilizaron los granos de las plantas que cubrían una hectárea de superficie de cada parcela para determinar el rendimiento de trigo (kg ha^{-1}).

Ratios de nutrientes del suelo

Se calcularon diferentes ratios de nutrientes del suelo dividiendo la concentración de cada elemento en el suelo. Las ratios analizadas se obtuvieron en función de las indicaciones de diferentes autores para campos de trigo o suelos agrícolas, en caso de no estar disponibles (e.g., Vázquez-Blanco et al. 2023, Khalil et al. 2024). Las ratios que incluían P, B, Cu, Fe, Mn y Zn se calcularon como contenidos disponibles, mientras que las ratios con Ca, K, Mg y Na se calcularon como contenidos intercambiables. No se calcularon ratios incluyendo S ya que no se encontró información disponible para SO_4^{2-} . Además, las ratios del suelo dentro del carbono (como carbono orgánico total) se calcularon utilizando datos obtenidos de Fernández-Calviño et al. (2023).

Análisis estadístico

Se realizaron análisis de ANOVA unidireccional para el conjunto de datos utilizando el manejo del suelo como factor. Los análisis estadísticos se realizaron utilizando *IBM SPSS statistics 28.0*. Todos los parámetros analizados se pueden consultar en el repositorio público de Zenodo (Fernández-Calviño et al. 2023).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los suelos analizados indican una concentración significativamente mayor de Nitrógeno total, NH_4^+ , NO_3^- , Ca y Na intercambiable y B disponible bajo el manejo orgánico, mientras el contenido de P, Fe y Zn disponible es significativamente mayor bajo el manejo convencional (Tabla 1).

Tabla 1. Principales macronutrientes, micronutrientes y elementos intercambiables en los suelos analizados bajo diferentes manejos.

Parámetro	Unidades	Agricultura convencional	Agricultura orgánica
Nitrógeno total (Nt)	g kg ⁻¹	1,6a	2,8b
NH_4^+	mg kg ⁻¹	3,3a	4b
NO_3^-	mg kg ⁻¹	56,4a	86,4b
NO_2^-	mg kg ⁻¹	<DL	<DL
N Mineral ($\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$)	mg kg ⁻¹	59,7a	90,5b
P disponible	mg kg ⁻¹	180b	88a
K intercambiable	mg kg ⁻¹	260	204
S disponible	mg kg ⁻¹	13,3	12,5
Ca intercambiable	mg kg ⁻¹	345a	500b
Mg intercambiable	mg kg ⁻¹	49 ^a	77b
Na intercambiable	mg kg ⁻¹	32 ^a	47b
Fe disponible	mg kg ⁻¹	102b	63,9a
Mn disponible	mg kg ⁻¹	12,6	15,9
B disponible	mg kg ⁻¹	0,1a	0,1b
Zn disponible	mg kg ⁻¹	5b	2,6a
Cu disponible	mg kg ⁻¹	1,6	1,7

Letras a y b (a < b) indican diferencias significativas para valores promedio ($p < 0,05$).

En general, los resultados son similares a lo indicado por otros autores para suelos bajo manejos convencionales y orgánicos. El incremento de N total, NH_4^+ y NO_3^- , es indicativo del uso de enmiendas orgánicas con tasas lentas de descomposición, mientras que el elevado contenido de P disponible, en valores superiores a lo recomendado como valor límite (80 mg kg⁻¹) es indicativo de una fertilización mineral en exceso. Por su parte, se encontraron contenidos elevados bajo manejo orgánico para Ca y Mg, mientras que los contenidos intercambiables de Na fueron mayores bajo manejos convencionales. Los resultados sugieren que el manejo orgánico proporciona suficiente Mg intercambiable, reduciendo las posibles deficiencias por este macronutriente secundario. En cuanto a los micronutrientes, concentraciones más elevadas de Fe y Zn disponible se encontraron bajo manejo convencional. En cuanto a la productividad, el rendimiento fue significativamente mayor en manejo convencional (2105 kg ha⁻¹) que orgánico (1181 kg ha⁻¹).

En cuanto a los posibles desequilibrios entre nutrientes (Tabla 2), se observa cómo el manejo orgánico mejoró las ratios de TOC:NO₃⁻, K:P, K:B, Ca:K, Ca:B y Fe:Mn a valores óptimos para el crecimiento vegetal. Sin embargo, no hubo diferencias significativas con las ratios de TOC:N, mientras que el posible aporte excesivo de enmiendas orgánicas puede ser el causante de desequilibrios en ratios como TOC:P, N:P o N:K.

Tabla 2. Principales balances entre elementos en los suelos analizados.

	TOC:N	TOC:P	TOC:NO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺ :NO ₃ ⁻	N:P	N:K	K:P	P:Zn	P:Fe
Convencional	11,1	123a	324	0,06	25,6a	6,3a	1,8	51,5	2,2
Orgánico	11,3	851b	410	0,05	465,7b	21,8b	2,7	53,1	1,7
Ratio Óptimo	8-15	200-300	Alto ratio	≈ 1	15	< 2.1	≈ 3.4	≈ 10	15-30

	P:Mn	P:Mn	K:B	K:Mg	K:Na	Ca:K	Ca:B	Fe:Mn
Convencional	5,8	16,4b	3749b	6,1b	8,8b	1,3a	4952	11,5b
Orgánico	1,2	8,7a	1556a	2,9a	4,9a	3,6b	2298	5,1a
Ratio Óptimo	25-40	25-40	Bajo ratio	0,25 – 0,5	3-4,1	13	180	1,5-2,5

Letras a y b (a < b) indican diferencias significativas para valores promedio ($p < 0,05$).

CONCLUSIONES

Aunque la agricultura orgánica ha sido señalada como una alternativa medioambientalmente más sostenible a las prácticas convencionales con fertilización mineral, el aporte excesivo de enmiendas orgánicas también puede conducir a desequilibrios de nutrientes, especialmente cuando se trata de N, P y K, como se ha observado en nuestros datos. Además, aunque el manejo orgánico podría mejorar algunas ratios de nutrientes, parece que es insuficiente para conseguir unas condiciones óptimas para los cultivos de trigo, como refleja el menor rendimiento en los suelos estudiados. Sin embargo, la agricultura convencional con fertilización mineral también ha potenciado los desequilibrios y el exceso de nutrientes. Por tanto, para conseguir una agricultura de calidad, que aúne productividad y protección medioambiental, se hace necesario un equilibrio entre ambos tipos de manejo agrícola.

Agradecimientos: Proyecto SoilDiverAgro. Programa Horizonte 2020 de la Unión Europea para investigación e innovación [número del acuerdo 817819]. ARS y PPR agradecen sus contratos IJC2020-044197-I y IJC2020-044426-I financiados por MICIU/AEI/10.13039/501100011033 y por la Unión Europea NextGenerationEU/ PRTR.

REFERENCIAS

Fernández-Calviño D, Pérez-Rodríguez P, Arias-Estévez M, Gómez-Armesto A, Soto-Gómez D, Álvarez-Pousa S, Zornoza R, Lloret E, et al. 2023. General soil properties of wheat fields along 9 Pedoclimatic regions in Europe (Versión v1) [Data set]. Zenodo.

Khalil J, Jaafar AAK, Habib H, Bouguerra S, Nogueira V, Rodríguez-Seijo A. 2024. The impact of olive mill wastewater on soil properties, nutrient and heavy metal availability - A study case from Syrian vertisols. *Journal of Environmental Management* 351: 119861.

Vázquez-Blanco R, González-Feijoo R, Campillo-Cora C, Fernández-Calviño D, Arenas-Lago D. 2023. Risk Assessment and Limiting Soil Factors for Vine Production - Cu and Zn Contents in Vineyard Soils in Galicia (Rías Baixas D.O.). *Agronomy* 13: 309.

ACTIVIDAD ENZIMÁTICA EN SUELOS ARENOSOS ENMENDADOS CON LA MÁQUINA SCARABAEUS

Albert Solé-Benet^{1,*}, Rocío Soria², Francisco Domingo¹

¹ Estación Experimental de Zonas Áridas (CSIC), Almería, España.

² Departamento de Agronomía y Centro de Agrosistemas Intensivos Mediterráneos y Biotecnología Agroalimentaria (CIAIMBITAL), Universidad de Almería, España.

*albert@eeza.csic.es

RESUMEN

Incorporar enmiendas orgánicas al suelo a menudo resulta una tarea costosa que no garantiza su adecuada distribución. En este estudio realizamos una plantación hortícola experimental sobre suelo arenoso en el Campo de Tabernas y aplicamos enmiendas orgánicas mediante la máquina Scarabaeus. Se aplicaron vermicompost, sapropel y estiércol granulado y como cultivo, puerro. Pasados seis meses, y dado que el rendimiento fue solo ligeramente mayor en los suelos enmendados que en el control sin enmienda, se quiso saber cómo la actividad enzimática en los tratamientos podía explicar. El contenido de materia orgánica fue superior en los horizontes profundos. El análisis de componentes principales separó claramente las muestras superficiales de las profundas, independientemente del tratamiento. La actividad enzimática analizada presenta una clara agrupación de las muestras de los horizontes profundos. La deshidrogenasa y la fosfatasa alcalina muestran mayor influencia en los suelos tratados con sapropel y vermicompost. Por su parte, β -glucosidasa y ureasa presentan mayor actividad asociada al estiércol granulado. En el horizonte profundo se detecta una mayor actividad de las enzimas implicadas en los ciclos del carbono, fósforo y nitrógeno, lo que indica la posición en la que Scarabaeus colocó las enmiendas.

PALABRAS CLAVE: enmienda orgánica, zona radicular, riego por goteo, productividad vegetal, actividad enzimática.

INTRODUCCIÓN

Los suelos con bajo contenido en materia orgánica suelen tener baja fertilidad y dificultades para ser cultivados de forma sostenible (Diacono and Montemurro, 2011). Por otro lado, el aumento de la cantidad de residuos orgánicos urbanos e industriales plantea un problema global que requiere soluciones urgentes (Hernández et al., 2015). Por lo tanto, desarrollar estrategias para reciclar estos desechos orgánicos en la agricultura y así contrarrestar la degradación del suelo y mejorar su fertilidad para garantizar una producción agrícola es una oportunidad de desarrollo, especialmente en zonas áridas y semiáridas donde las condiciones climáticas extremas y la escasez de nutrientes dificulta el desarrollo de la actividad agrícola. La aplicación de enmiendas orgánicas mejora la fertilidad del suelo, la capacidad de retención de agua y la actividad microbiológica (Soria et al. 2021), favoreciendo la disponibilidad de nutrientes, esenciales para el crecimiento óptimo de los cultivos (Rajput et al. 2019). Sin embargo, la eficacia de las enmiendas orgánicas puede variar según el tipo de suelo, el clima y las plantas que se cultiven. Además, para aplicar las enmiendas comúnmente se emplean técnicas como labranza y mezcla, lo que resulta costoso y poco eficiente, y se opta por realizar solamente una distribución superficial para minimizar costes. En este estudio se propone la utilización de una máquina, Scarabaeus, que incorpora las enmiendas a la profundidad de las raíces y solamente en las hileras en donde se hará la plantación. Por lo tanto, el ahorro en enmienda es significativo y puede llegar a ser 5 veces inferior (Fullen et al. 2023). El objetivo de este estudio es evaluar la eficacia de la técnica de aplicación de enmiendas con la máquina

Scarabaeus, analizando los efectos de tres diferentes enmiendas orgánicas y del control en las propiedades químicas y microbiológicas de un suelo semiárido tras su cultivo.

MATERIALES Y MÉTODOS

El experimento se llevó a cabo en un terreno llano situado en el Campo de Tabernas (Almería). El clima de la zona es mediterráneo semiárido, con baja P anual (200-250 mm), y T medias anuales entre los 17 y 19 °C. Se implementó un cultivo en hileras, donde se aplicaron las enmiendas orgánicas en surcos a una profundidad entre 10 y 25 cm: i) vermicompost (V) procedente de residuos vegetales de invernadero; ii) sapropel (S), un sedimento lacustre órgano-mineral rico en ácidos húmicos y iii) estiércol granulado de origen animal (E). El control (C), suelo sin enmienda. Las enmiendas orgánicas se aplicaron con la máquina Scarabaeus que inserta enmiendas sólidas en hileras y a la profundidad de las raíces. Cada tratamiento consistió en hileras de 17 m en las que se plantaron puerros y se regaron a la demanda mediante fertirriego después de deducir los nutrientes aportados por las enmiendas. Después de la cosecha, se tomaron muestras de suelo en la rizosfera de las plantas, una en el horizonte superficial (0-10 cm) y otra profunda (10-25 cm). Las muestras se llevaron al laboratorio en una nevera portátil con hielo y se almacenaron a 4 °C hasta su análisis. Aparte de la materia orgánica y del contenido gravimétrico de agua, se determinaron diferentes actividades enzimáticas implicadas en el ciclo del C, N y P, tales como deshidrogenasa, β -glucosidasa, fosfatasa alcalina y actividad ureasa. Las diferencias entre tratamientos fueron estimadas mediante ANOVA. Un análisis de componentes principales fue realizado integrando las actividades enzimáticas, la humedad del suelo y el contenido en materia orgánica en los suelos tratados y control, así como la profundidad de muestreo.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados muestran que los tratamientos con enmiendas orgánicas son capaces de influir en las propiedades químicas del suelo, y por tanto en su actividad biológica (Figura 1). Sin embargo, la estadística muestra diferencias según la profundidad (Tabla 1) y según la enmienda aplicada, ya que cada enmienda, por su origen, tiene una composición química específica (Soria et al. 2021). En general, se observa una buena incorporación de las enmiendas orgánicas al horizonte profundo, siendo su contenido en materia orgánica entre 25 y 30 % superior al del horizonte superficial (0-10 cm). Además, en este último, tanto en suelos tratados como en el control, no se observan diferencias en humedad ni en actividad enzimática, a excepción de la actividad fosfatasa alcalina que es significativamente superior en suelos con E, seguido de V (Tabla 1). Este repunte de actividad fosfatasa podría estar relacionado con el mayor desarrollo radicular observado en el horizonte superficial, ya que las raíces de las plantas pueden liberar fosfatasas extracelulares en el caso del V (Fernández et al. 2008). Sin embargo, en el horizonte profundo (10-25 cm) la humedad del suelo y la actividad enzimática fueron comparativamente superiores en los suelos enmendados, mientras que el control fue similar a la del horizonte superficial (Tabla 1). Estos resultados coinciden con los mostrados por Soria et al. (2021), que encontraron una mayor capacidad de retención de agua y actividad enzimática en tecnosuelos enmendados en una zona cercana a la del presente estudio. Además, el análisis de componentes principales confirmó una clara diferenciación de las muestras de los suelos tratados con diferentes enmiendas en el horizonte profundo (Figura 1), mostrando que la actividad de las enzimas implicadas en los ciclos del C, N y P, así como el contenido en materia orgánica y la humedad del suelo, se agrupan a la derecha del gráfico. Mientras que las muestras del horizonte superficial, tanto las enmendadas como el control, se agrupan en la posición opuesta del gráfico (Figura 1). Estos resultados sugieren que las enmiendas fueron colocadas por Scarabaeus en el horizonte profundo, donde han contribuido al incremento de la actividad microbiana a través de una mejora en la cantidad de materia orgánica (Lal 2015). Por otro lado, el análisis de ordenación separa

claramente los suelos con S y V de los suelos tratados con E en los horizontes profundos. Los vectores propios de las actividades enzimáticas deshidrogenasa, fosfatasa alcalina y el contenido en humedad se orientan a los suelos con S y V, mientras que el contenido en materia orgánica, las actividades β -glucosidasa y ureasa tienen mayor influencia en los suelos con E (Figura 1). Esta diferenciación entre tratamientos, indica que S, seguido de V fueron los más eficientes en la capacidad de retención de agua, lo que puede estar relacionado con el tipo de sustrato enmendado que podría favorecer el volumen de poros interconectados en la matriz del suelo por tratarse de una enmienda pelletizada, y a su vez promover una mayor actividad microbiana. Además, la baja actividad ureasa en estos suelos podría estar relacionada con la presencia de compuestos aromáticos de la materia orgánica que podrían inhibirla. Mientras que la alta actividad β -glucosidasa sugiere que E podría proporcionar mayor cantidad de C lábil, pero a su vez esto podría generar una retroalimentación negativa en el medio, ya que podría estar relacionada con mayores emisiones de CO₂ derivadas de la respiración microbiana (Soria et al. 2021).

Tabla 1. Actividad enzimática y contenido en humedad de suelos tratados con enmiendas orgánicas aplicadas con Scarabeus (E: estiércol; S: sapropel; V: vermicompost; C: control, y suelos sin enmiendas utilizados como control (media \pm error estándar, n=3).

Profundidad	Variable	unidades	V	S	E	C
0-10 cm	Humedad (%)	%	6.22 \pm 0.23 ^a	5.85 \pm 0.44 ^a	6.45 \pm 0.25 ^a	6.70 \pm 0.41 ^a
	Materia Orgánica	%	0.09	0.1	0.14	0.13
	Deshidrogenasa	$\mu\text{mol INTF g}^{-1} \text{ soil h}^{-1}$	1.74 \pm 0.14 ^a	1.6 \pm 0.19 ^a	1.78 \pm 0.50 ^a	1.19 \pm 0.38 ^a
	β -glucosidasa	$\mu\text{mol PNP g}^{-1} \text{ h}^{-1}$	0.02 \pm 0.00 ^a	0.02 \pm 0.01 ^a	0.02 \pm 0.00 ^a	0.02 \pm 0.00 ^a
	Fosfatasa alcalina	$\mu\text{mol PNP g}^{-1} \text{ h}^{-1}$	0.30 \pm 0.02 ^b	0.11 \pm 0.01 ^c	0.48 \pm 0.09 ^a	0.12 \pm 0.02 ^c
	Ureasa	$\mu\text{mol N-NH g}^{-1} \text{ suelo h}^{-1}$	0.05 \pm 0.01 ^a	0.02 \pm 0.01 ^a	0.02 \pm 0.00 ^a	0.04 \pm 0.02 ^a
10-25 cm	Humedad (%)	%	9.59 \pm 1.04 ^a	10.2 \pm 1.04 ^a	8.22 \pm 0.77 ^{ab}	6.17 \pm 0.06 ^b
	Materia Orgánica	%	0.4	0.35	0.3	0.06
	Deshidrogenasa	$\mu\text{mol INTF g}^{-1} \text{ soil h}^{-1}$	1.25 \pm 0.45 ^b	2.41 \pm 0.45 ^a	1.18 \pm 0.20 ^b	0.53 \pm 0.09 ^c
	β -glucosidasa	$\mu\text{mol PNP g}^{-1} \text{ h}^{-1}$	0.04 \pm 0.00 ^{ab}	0.06 \pm 0.00 ^{ab}	0.24 \pm 0.11 ^a	0.00 \pm 0.00 ^b
	Fosfatasa alcalina	$\mu\text{mol PNP g}^{-1} \text{ h}^{-1}$	0.41 \pm 0.14 ^{ab}	0.73 \pm 0.14 ^a	0.51 \pm 0.27 ^{ab}	0.14 \pm 0.02 ^b
	Ureasa	$\mu\text{mol N-NH g}^{-1} \text{ suelo h}^{-1}$	0.02 \pm 0.01 ^b	0.04 \pm 0.01 ^{ab}	0.09 \pm 0.03 ^a	0.05 \pm 0.01 ^{ab}

Diferentes letras indican diferencias significativas estimadas mediante ANOVA ($p < 0.05$).

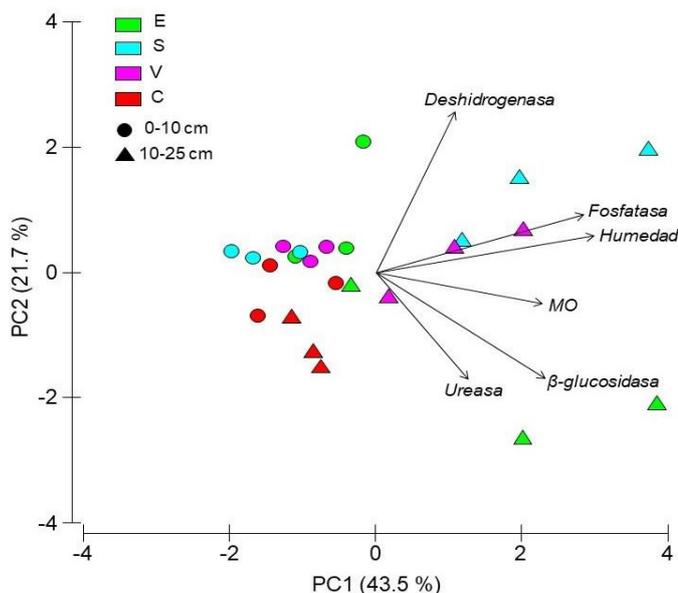


Figura 1. Análisis de componentes principales de las variables analizadas de los suelos enmendados con estiércol E, sapropel S, vermicompost V y el control C.

CONCLUSIONES

La máquina Scarabaeus distribuyó las enmiendas sobre todo en profundidad, donde se detecta una mayor actividad de las enzimas implicadas en los ciclos del carbono, fósforo y nitrógeno. Aunque el sapropel a priori podría parecer la mejor enmienda en función de las propiedades estudiadas, es necesario realizar un estudio más completo para poder discernir cuál de las enmiendas es la más eficiente en el cultivo de puerro en el desierto almeriense.

Agradecimientos: a los proyectos INTEGRATION3 (PID2020-117825GB-C21 y C22); BAGAMET (P20_00016); BIOQUALIRES (PID2021-1275910B-100/AEI/10.13039/501100011033, FEDER-UE; CLIMARESTOR (TED2021-132687B-I00) UE Next Generation, a través del Ministerio de Ciencia e Innovación del Gobierno de España. A GJ MAGMA y fondos EU Next Generation.

REFERENCIAS

Diacono M, Montemurro F. 2011. Long-term effects of organic amendments on soil fertility, En: Sustainable Agriculture. Springer Netherlands, p. 761–786.

Fernández LA, Sagardoy MA, Gómez MA. 2008. Estudio de la fosfatasa ácida y alcalina en suelos de la Región Pampeana Norte del área sojera argentina. *Ciencia del Suelo* 26 (1): 35-40.

Fullen MA, Mokrik R, 2022. Scarabaeus technology can make the desert bloom five times cheaper. *SJ Biotech Biores*, 4(2). JBB000582. <https://crimsonpublishers.com/jbb/fulltext/JBB.000582.php>

Hernández T, García E, García C. 2015. A strategy for marginal semiarid degraded soil restoration: A sole addition of compost at a high rate. A five-year field experiment. *Soil Biol. Biochem.* 89: 61–71.

Lal R. 2015. Restoring Soil Quality to Mitigate Soil Degradation. *Sustainability* 7: 5875–5895.

Rajput R, Pokhriya P, Panwar P, Arunachalam A, Arunachalam K. 2019. Soil nutrients, microbial biomass, and crop response to organic amendments in rice cropping system in the Shiwaliks of Indian Himalayas. *Int. J. Recycl. Org. Waste Agric.* 8: 73–85.

Soria R, Ortega R, Bastida F, Miralles I. 2021. Role of organic amendment application on soil quality, functionality and greenhouse emission in a limestone quarry from semiarid ecosystems. *Appl. Soil Ecol.* 164: 103925.

CONTRIBUCIÓN DE LAS CUBIERTAS VEGETALES A LA SALUD DE LOS SUELOS DE UN VIÑEDO DE LA D.O. RIBERA DEL DUERO

Andrea Martín^{1*}, Milagros Navarro², Domingo Javier López-Robles², Daniel Pérez-Alonso², Jorge Miñón³, Rocío Barros⁴, Roberto Frías⁵, Carlos Rad², Gonzalo Sacristán Pérez-Minayo¹

¹Área de Microbiología, Facultad de Ciencias. Pl. Misael Bañuelos s/n. 09001 Burgos.

²Grupo de Investigación en Compostaje. EPS La Milanera. C/ Villadiego s/n. 09001 Burgos

³aGrae Solutions S.L. C/ Níquel 13. Villagonzalo Pedernales, 09195 Burgos

⁴Grupo Medio Ambiente, Sostenibilidad y Toxicología. ICCRAM. Pl. Misael Bañuelos s/n. 09001 Burgos

⁵Bodega ASTER - Grupo Rioja Alta S.A., Anguix. 09313 Burgos.

*Andrea Martín: ampablo@ubu.es

RESUMEN

La salud del suelo se ha situado en el centro de las políticas europeas con el objetivo de frenar su creciente degradación. Se estima que más del 60% de nuestros suelos tienen problemas de degradación, algo que se agudiza bajo unas condiciones de cambio climático. Este hecho afecta especialmente a los cultivos leñosos y en particular el viñedo, cuyos suelos presentan contenidos muy bajos de materia orgánica y graves riesgos de erosión al mantenerse desnudos la mayor parte del año. Este trabajo se ha centrado en el efecto que tienen las cubiertas vegetales sobre parámetros relacionados con la salud del suelo. Se han comparado cuatro tratamientos distribuidos al azar en 4 bloques: CT, laboreo tradicional manteniendo la calle desnuda; NGC, cubierta natural espontánea, SGC, cubierta con 80% de gramíneas (*Brachypodium distachyon*) y 20% leguminosas y FGC, cubierta con 90% de una mezcla de gramíneas y 10% de especies florales anuales. En cada una de las calles se tomaron muestras superficiales de suelo (0-20 cm) en primavera en las que se analizaron diferentes parámetros relacionados con la salud del suelo: contenido de materia orgánica, biomasa microbiana y perfil enzimático de hidrolasas de los ciclos de C, N y P, así como el asentamiento de la cubierta vegetal y su efecto sobre los parámetros de cosecha. Los resultados obtenidos contribuyen a confirmar la contribución positiva de las cubiertas vegetales en términos del mantenimiento de la salud del suelo.

PALABRAS CLAVE: Carbono orgánico, biomasa microbiana, respirometría basal, actividad enzimática, diversidad vegetal.

INTRODUCCIÓN

El cultivo de la vid (*Vitis vinifera* L.) constituye uno de los cultivos económicamente más importantes de la Unión Europea, cuya producción supone la mitad de toda la producción mundial de vino y que se concentra principalmente en España, Francia e Italia. Sin embargo, la actual coyuntura de cambio climático presenta notables desafíos para la agricultura del siglo XXI, con un incremento ya evidente en las temperaturas medias, la incidencia de olas de calor y un descenso algo más moderado en el volumen y frecuencia de las precipitaciones, con una clara tendencia hacia eventos de lluvia más intensa y de carácter torrencial. Su efecto sobre la viticultura está siendo perceptible dados los desequilibrios entre la maduración alcohólica y fenólica de las uvas que están apareciendo, lo que pone en riesgo la tipicidad y *terroir* de muchas producciones que presentan en estos elementos su principal signo diferenciador.

Adaptarse al cambio climático supone también un cambio importante en el manejo vitivinícola del cultivo y del suelo pues el laboreo tradicional de la viña ha producido intensos procesos de erosión y compactación, con la consiguiente reducción de la fertilidad del suelo, la

estabilidad de los agregados y la actividad biológica (Dorner y col., 2010). Una alternativa que ha mostrado su eficacia en el control de la erosión y en la mejora de la calidad del suelo es la introducción de cubiertas vegetales, en todas las calles o en calles alternas (Peregrina y col., 2014). Una adecuada elección de las especies vegetales a introducir es uno de los elementos clave para mejorar otros servicios ecosistémicos como pueden ser incrementar la biodiversidad y su contribución al biocontrol de plagas asociadas al cultivo de la vid, contribuir a una mejor adaptación al cambio climático y la mejora paisajística, sin olvidar otros aspectos como relacionados con la mejora de la retención hídrica del suelo, su porosidad, el secuestro de carbono y el incremento de la actividad microbiana (Virto y col., 2012). Sin embargo, un factor a considerar es su adecuado manejo, de forma que se evite su competencia con la demanda hídrica de la viña en los meses de estío (García y col., 2018). En este trabajo se ha comparado el efecto que tiene la introducción de diferentes cubiertas vegetales sobre la salud del suelo de un viñedo localizado D.O. Ribera del Duero, mediante la determinación de parámetros bioquímicos relacionados con la actividad microbiana.

MATERIALES Y MÉTODOS

El viñedo pertenece a la bodega ASTER, localizada en el municipio de Anguix, Burgos (41°45'22,6"N 3°54'10,4"O). El suelo es un Cambisol calcárico (CMc) de textura limo-arcillosa, localizado a 809 m.s.n.m., con clima mediterráneo de verano seco (Csb) según Köppen, temperatura media anual de 11,6 °C y precipitación media anual de 420 mm. La plantación es de *Vitis vinifera* L. var. Tempranillo sobre un portainjerto R110, sobre un marco de 2,6 x 1,3 m, en espaldera y con una conducción de doble cordón. Diferentes tratamientos se establecieron en sus calles: crecimiento de la vegetación espontánea (NGC), introducción de una cubierta mezcla de *Brachypodium distachyon* (80%) y leguminosas (20%): veza (*Vicia sativa*), yeros (*Vicia ervilia*), guisante (*Pisum sativum*) y titarros (*Lathirus cycera*), introducción de una cubierta con una mezcla de gramíneas (90%): *Festuca arundinacea*, *Bromus rubens*, *Brachypodium distachyon*, *Poa pratensis*, *Lolium perenne*, *Medicago polymorpha*, *Trifolium repens*, *Trifolium pratense*, y especies florales (10%): *Centaureum erythraea*, *Omphalodes linifolia*, *Anthemis arvensis*, *Anagallis* ssp., *Papaver rhoeas*, *Bellis perennis*, *Taraxacum officinalis*, *Bartsia trixago*, *Chrysanthemum* ssp. y *Calendula arvensis*, así como un control con calles con suelo desnudo y laboreo tradicional. El tratamiento se realizó cada dos calles con 20 cepas control situadas en la línea central, manteniendo una calle intermedia con laboreo tradicional; los tratamientos fueron distribuidos en cuatro bloques al azar. La siembra de las cubiertas se realizó en octubre de 2020 y se volvió a resembrar en octubre de 2021.

A mediados de mayo de 2022 se evaluó la abundancia y diversidad de especies vegetales según la metodología de Braun Blanquet en cuatro áreas de 1 m² de superficie situadas a lo largo de cada una de las calles. Simultáneamente, en esas cuatro áreas se tomó una muestra de suelo a una profundidad de 0-20 cm, juntándose los 4 núcleos de suelo de cada calle en una muestra compuesta. Dicha muestra se mantuvo en frío hasta su traslado al laboratorio, se tamizó a 2 mm y se subdividió: una parte fue inmediatamente congelada a -20 °C para realizar las determinaciones bioquímicas y la otra fue secada al aire, con objeto de realizar sobre ellas las determinaciones fisicoquímicas.

Los parámetros bioquímicos analizados fueron la respirometría basal mediante incubación durante 24 h de una muestra de suelo en un recipiente hermético con trampa de NaOH, biomasa microbiana mediante el método de fumigación-extracción y su perfil enzimático mediante la determinación en microplaca de 8 actividades hidrolíticas relacionadas con los ciclos del C, N, P y S y utilizando substratos fluorescentes: fosfatasa ácida (AcPA) y alcalina (AlkPA), β-D-glucosidasa (bGA), α-D-glucosidasa (aGA), β-D-xilosidasa (bXil), β-D-glucosamidasa (bNAG), sulfatasa (SA) y leucin-aminopeptidasa (LeuAMP). La diversidad de la cubierta vegetal se analizó con el programa de software libre Past 4.09. Se realizó un

duplicado analítico para cada muestra de suelo. Posteriormente se realizó el test de la ANOVA y el test de Tukey con una probabilidad del 95%, para la determinación de diferencias significativas entre tratamientos, tras comprobar el cumplimiento de las condiciones de normalidad y homogeneidad de sus varianzas; en el caso de no cumplir dichas condiciones, se optó por realizar el test de Kruskal-Wallis.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados obtenidos muestran pocas diferencias en las propiedades químicas determinadas entre los diferentes manejos introducidos en las calles y una alta variabilidad en algunas determinaciones. En la Fig.1A se recoge la variación del pH y la conductividad eléctrica del suelo, que no mostró diferencias estadísticamente significativas si bien los valores en las calles SGC y FGC presentan un menor valor de pH y una CE ligeramente más alta. Sí aparecen diferencias en cuanto a los valores de nutrientes disponibles (Fig.1B) donde se observa claramente el efecto de las cubiertas en una disminución del contenido de nitratos en solución y del P-Olsen, consecuencia de su consumo por la vegetación espontánea o introducida en las calles, especialmente la FGC donde el bromo alcanzó una mayor cobertura.

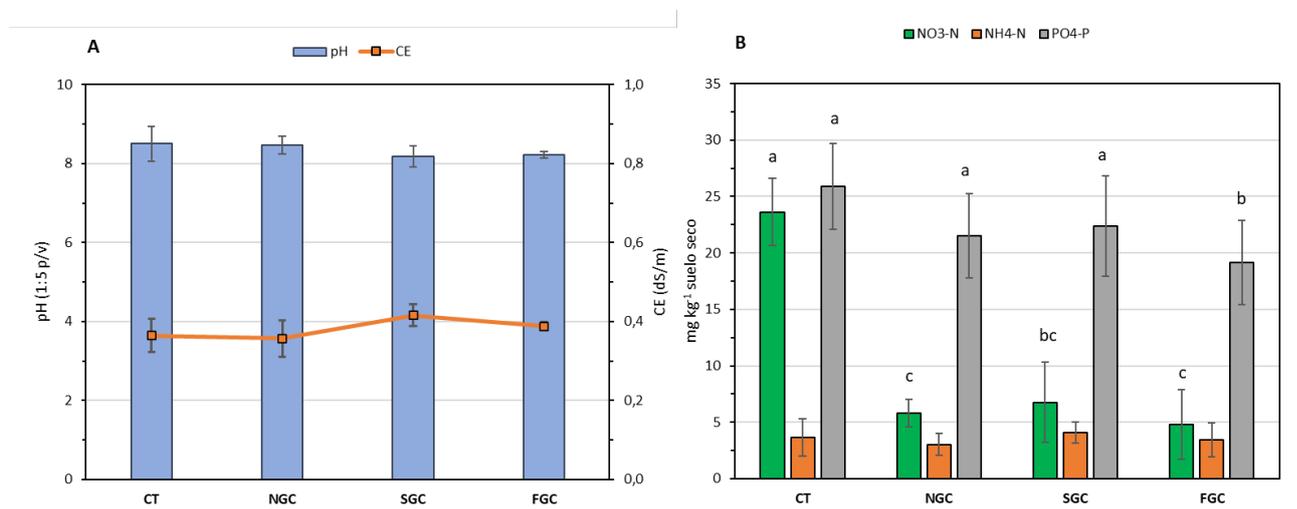


Figura 1. Evolución de los parámetros químicos determinados en las calles: pH-CE (A) y nutrientes disponibles (B). CT, control con laboreo convencional; NGC, cubierta espontánea; SGC, césped de *Brachypodium* y leguminosas y FGC, césped con especies florales. Diferentes letras señalan diferencias significativas entre tratamientos ($p < 0,05$).

La Fig. 2A muestra el escaso efecto de la cubierta espontánea (NGC) comparado con el laboreo convencional (CT) sobre los valores de C-orgánico del suelo, un incremento en las calles con *Brachypodium* (SGC) y menores valores en la cubierta floral (FGC), si bien la alta variabilidad entre bloques impide que las diferencias sean significativas. Sí aparecen diferencias en el contenido de N-total, cuyos valores son ligeramente inferiores en NGC. En cuanto a las actividades enzimáticas (Fig. 2B), las mayores variaciones se producen en las actividades fosfatasa alcalina (AlkPA), proteasas (LeuAMP) y β -D-glucosidasa (bGA), actividades hidrolíticas relacionadas todas ellas con los ciclos biogeoquímicos del P, N y C. Los mayores valores de AlkPA aparecen en los tratamientos CT y NGC, posiblemente relacionados con una mayor cantidad de nutrientes disponibles; en el tratamiento SGC hay un claro incremento de los procesos proteolíticos y celulolíticos con respecto al control, y sorprendentemente, los menores valores de actividad enzimática se encuentran en el tratamiento FGC, el cual también presenta los valores más bajos de respirometría basal, a pesar de su mayor abundancia y diversidad de especies vegetales (datos no mostrados).

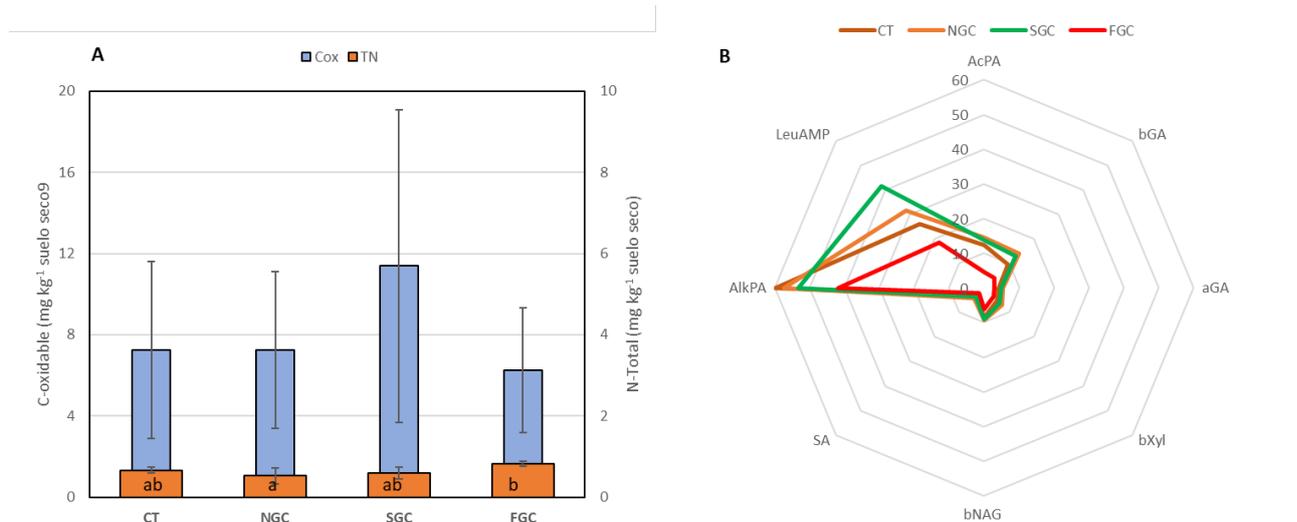


Figura 2. Variación del C-ox y N-total (A) y el perfil de actividades enzimáticas ($\text{nmol g}^{-1} \text{h}^{-1}$) (B) en los tratamientos de las calles. CT, control con laboreo convencional; NGC, cubierta espontánea; SGC, césped de *B. distachyon* y leguminosas y FGC, césped con especies florales. Diferentes letras muestran diferencias significativas entre tratamientos ($p < 0,05$)

CONCLUSIONES

La introducción de cubiertas vegetales en un viñedo de la Ribera del Duero ha conducido a una clara disminución en el nivel de nutrientes disponibles en el suelo, lo que puede tener consecuencias sobre la productividad a medio plazo. Tampoco ha tenido un claro efecto sobre las propiedades biológicas del suelo, a pesar del buen desarrollo obtenido en la cobertura vegetal. Es de esperar una mejor evolución de estos parámetros del suelo con la permanencia de las cubiertas vegetales en años posteriores a su implantación.

Agradecimientos: Este trabajo ha sido realizado en el marco del proyecto europeo NOVATERRA (G.A. No. 101000554. <https://www.novaterraproject.eu/>).

REFERENCIAS

- Dorner J, Sandoval P, Dec D. 2010. The role of soil structure on the pore functionality of an ultisol. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition* 10: 495–508.
- García L, Celette F, Gary C, Ripoche A, Valdés-Gómez H, Metay A. 2018. Management of service crops for the provision of ecosystem services in vineyards: a review. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 251: 158-170. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.09.030>
- Peregrina F, Pérez-Álvarez EP, García-Escudero E. 2014. Soil microbiological properties and its stratification ratios for soil quality assessment under different cover crop management systems in a semiarid vineyard. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 177: 548-559. <https://doi.org/10.1002/jpln.201300371>
- Virto I, Imaz MJ, Fernandez-Ugalde O, Urrutia I, Enrique A, Bescansa P. 2012. Soil quality evaluation following the implementation of permanent cover crops in semi-arid vineyards. Organic matter, physical and biological soil properties. *Spanish Journal of Agricultural Research* 10: 1121-1132. <http://dx.doi.org/10.5424/sjar/2012104-613-11>

CONCENTRACIONES DE MACRO Y MICRONUTRIENTES EN SAVIA DE OLIVO

Aguirre-Arcos, A.¹, García-Bermúdez, E.¹, Ortiz-Bernad, I.¹, Ávila, A.², Nieto, J.², Segura-Quirantes, C.³, Lallena, A.M.⁴, Fernández-Ondoño, E.^{1*}

¹Dpto. Edafología y Química Agrícola, Universidad de Granada

²Olivarum, Fundación Caja Rural de Jaén

³Department of Sustainable Agricultural Sciences, Rothamsted Research-North Wyke

⁴Dpto. Física Atómica Molecular y Nuclear. Universidad de Granada

[*efernand@ugr.es](mailto:efernand@ugr.es)

RESUMEN

El olivar tiene una gran importancia social y ambiental en la región mediterránea. El abonado constituye un reto para los agricultores y los técnicos a la hora de compatibilizar la producción con la economía y con el cuidado del entorno. Los análisis foliares se han generalizado como método de diagnóstico preferente, pero no siempre responden a la demanda de una agricultura de precisión. La savia circulante de olivo, obtenida mediante extracción con una cámara Scholander modificada, aporta una importante información para realizar un abonado más preciso. Durante un periodo de cuatro meses a lo largo de cinco años (2018, 2019, 2022 y 2023) se analizaron los principales nutrientes en savia de olivo en seis explotaciones de producción integrada. Todos los olivos estaban sanos y no presentaban ninguna deficiencia nutricional. A pesar de que se trataba de diferentes variedades y localidades no hubo diferencias significativas en la mayoría de los nutrientes analizados. Sí se observaron algunos valores muy diferentes, como el pH y la conductividad eléctrica, relacionados con manejos puntuales en las diferentes explotaciones. No obstante, cuando se estudian periodos de tiempo más largos, y de forma continuada en el tiempo, incluyendo diferentes estaciones del año, sí se han observado diferencias estadísticamente significativas entre estaciones (datos no presentados). En el periodo cuyos datos se presentan en este trabajo, correspondiente solo a cuatro meses aunque de diferentes años, hay una mayor estabilidad en la mayor parte de los nutrientes estudiados.

PALABRAS CLAVE: producción integrada, pH, conductividad eléctrica, nutrientes.

INTRODUCCIÓN

La aplicación de fertilizantes en la agricultura en general y especialmente en el olivar ha tenido un importante cambio. La extensión del uso de sistemas de fertirrigación, unido a abonados tradicionales de fondo o foliares para determinados elementos, ha modificado los niveles de referencia de algunos fertilizantes. Diversos autores han puesto de manifiesto que la cantidad de fertilizantes que se aplican en olivar no siempre se ajustan a las producciones obtenidas (Fernández-Escobar et al. 2014, Nieto et al. 2017). La cuestión económica, aunque importante, no siempre ha sido lo más preocupante sino el efecto negativo en el entorno del cultivo, con procesos de contaminación de suelos y aguas que afectan incluso a la salud del árbol y a su capacidad de resistencia ante diferentes parásitos. El aporte de fertilizantes excesivo y no utilizado por el árbol permanece en el suelo, desde donde puede ser lavado hasta los acuíferos o arrastrado con el suelo erosionado. Los sistemas de cultivo, como la producción integrada, tienen como objetivo realizar un abonado eficiente que aporte en cada momento la dosis exacta que el árbol requiere. Este sistema de producción está respaldado por políticas nacionales y europeas, así como por muchos productores. Sin embargo, para llevarlo a cabo sin perder rentabilidad es necesario un diagnóstico preciso del estado nutritivo

del árbol para establecer un correcto plan de fertilización. El método que se utiliza de forma generalizada como sistema de diagnóstico nutricional en olivo es el análisis foliar de muestras recogidas en la primera quincena de julio. Nieto et al. (2017) trabajaron sobre la dinámica de diferentes nutrientes a lo largo de años consecutivos, también en hoja, estableciendo otros periodos de estabilidad, diferentes para cada elemento, pero estadísticamente más representativas desde la segunda quincena de junio hasta la primera de agosto, y un segundo periodo en la segunda quincena de octubre. En general, este sistema de diagnóstico es un método ampliamente aceptado en un buen número de cultivos. No obstante, los cambios en la aplicación de fertilizantes y las necesidades de mayor precisión hacen necesario la exploración de nuevas técnicas analíticas.

El análisis de nutrientes en savia no es tan generalizado como el foliar debido a diferentes limitaciones técnicas en la extracción y en los métodos de medida. Pero en los últimos años, muchos de estos problemas han encontrado diversas soluciones (Carella et al. 2016). Entre los métodos más frecuentemente utilizados para la extracción de savia (Alexou y Peuke 2013) destacan cuatro: el método de la presión en las raíces, la presión mediante la cámara de Scholander- Hammel, la cámara de presión de las raíces (Passioura 1980) y la bomba de vacío. El objetivo de este trabajo es comprobar si el análisis de nutrientes en savia es una metodología útil para el diagnóstico nutricional en olivo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Este estudio se llevó a cabo en cinco explotaciones de producción integrada situadas en las provincias de Jaén, Sevilla y Granada (S España). Todos los árboles eran olivos adultos en plena producción y no presentaban ningún signo de deficiencia de acuerdo con los datos del análisis foliar realizado en la primera quincena del mes de julio anterior al inicio de la experiencia. En cada explotación se establecieron cuatro parcelas, cada una de ellas con seis árboles en dos filas consecutivas. Todas las parcelas se separaban mediante una fila de olivos a modo de guarda. La recogida de ramas para la extracción de savia se realizó mensualmente durante los años 2018 y 2019, y trimestralmente durante 2022, 2023 y 2024. En este trabajo se presentan los resultados de los meses en los que hay datos de alguna de las explotaciones para todos los periodos estudiados excluyendo 2024, en donde aún no hay resultados. Todas las muestras se recogieron entre las 8 y las 10 horas de la mañana, según la época del año y siempre después del amanecer. Las ramas se guardaron en bolsas oscuras y fueron trasladadas rápidamente al laboratorio de Olivarium, perteneciente a la Fundación Caja Rural de Jaén en el Parque Tecnológico Geolit en Mengíbar (Jaén). La extracción de savia se realizó mediante una cámara Scholander-Hammel modificada con una extensión que permitía utilizar ramas completas. Las presiones aplicadas no superaron en ningún caso los 40 bares y, en los meses más favorables, la expulsión de savia comenzaba cuando la presión alcanzaba los 20 bares. La savia se mantenía lo más alejada de la luz posible ya que, como se pudo comprobar, es fotosensible. El pH y la conductividad eléctrica se midieron con electrodos de vidrio (Crison Basic 20 pH, Crison Basic 30 EC). Los macro y micronutrientes se midieron en un ICP óptico (PerkinElmer Optical Emission Spectrometer Optima 8000). Los aniones se determinaron en un cromatógrafo iónico (Thermo Scientific Ion Chromatography System IC 1100) (Alexou y Peuke 2013).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En general todas las medidas realizadas en los dos primeros años presentaron menores desviaciones estándar que las realizadas en los dos últimos. La savia es muy sensible a las condiciones meteorológicas y especialmente a las precipitaciones. Estas fueron muy escasas en 2022 y en 2023. Los agricultores aplicaron más agua por fertirriego y tuvieron que limpiar con más frecuencia los goteros. En ocasiones el muestreo coincidió con estas limpiezas y algunos de los pH registrados fueron anormalmente bajos. Estos valores afectaron a la

desviación estándar de las medidas (Figura 1). Aunque la conductividad eléctrica durante los años 2018 y 2019 presentó una mayor dispersión que el pH, la dispersión de valores se incrementó en los muestreos de 2022 y 2023 coincidiendo con aportaciones extras de fertilizantes (Figura 1), que también afectaron a otros nutrientes (Figuras 2 y 3), especialmente en los periodos de primavera y verano.

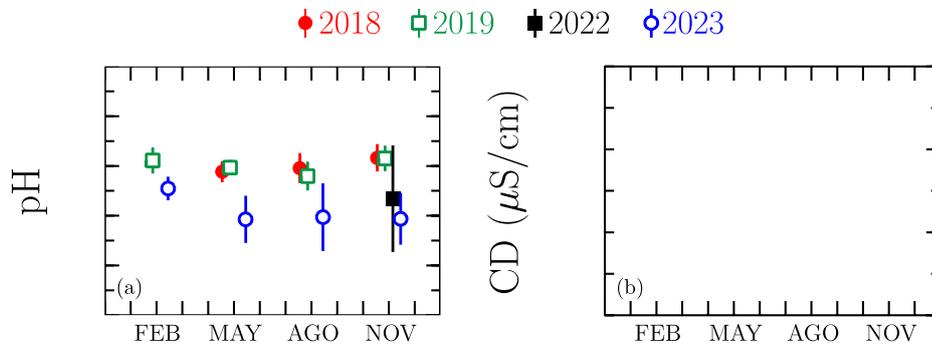


Figura 1. pH y conductividad eléctrica en primavera, verano y otoño de los cuatro años de estudio.

Tal como señalaron Akira et al. (2005), el contenido de nutrientes en savia está directamente relacionado con el contenido en nutrientes en la solución del suelo. Las aportaciones extras de nutrientes en algunas de las explotaciones para superar la sequía se reflejaron en la variabilidad de resultados en algunos periodos de muestreo (Figuras 2 y 3).

Las concentraciones de K, Ca, Mg y P (Figura 2) no presentaron diferencias significativas en ninguno de los periodos estudiados. Con algunas excepciones, las concentraciones de Ca y Mg presentaron diferencias menores entre las diferentes fincas. Los valores más altos se observaron en K. Ca y Mg presentaron también valores altos en el muestreo de mayo de 2023 en dos explotaciones por efecto del abonado. El elemento con menor desviación estándar de los micronutrientes (Figura 3) fue el Zn, que presentó una gran estabilidad estadística en todos los periodos estudiados.

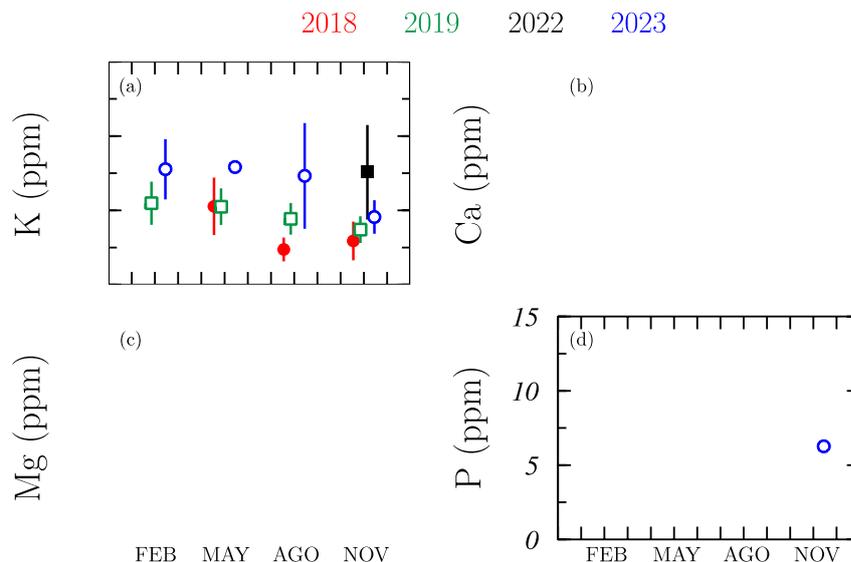


Figura 2. Concentraciones en savia de olivo de macro y mesonutrientes en primavera, verano y otoño de los cuatro años de estudio.

9 2022 2023

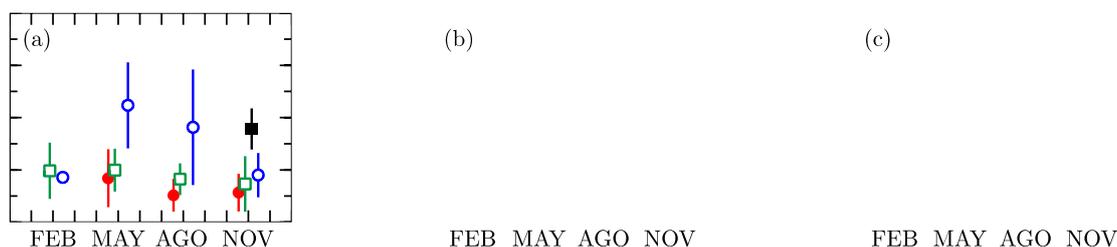


Figura 3. Concentraciones en savia de olivo de micronutrientes en primavera, verano y otoño de los cuatro años de estudio.

CONCLUSIONES

El análisis de nutrientes en savia de olivo extraída mediante la cámara de presión de Scholander-Hammel modificada es un método sensible que aporta resultados que se repiten en los mismos periodos pero que a la vez detecta con rapidez cualquier aplicación de fertilizantes o manejos realizados en el suelo.

Agradecimientos: Estos resultados son parte de los trabajos del proyecto “Sistema de Análisis Vascular Integrado en Olivicultura” (GOP31---JA---16---0010) y del proyecto “Determinación de las concentraciones de nutrientes adecuadas y diagnóstico de patógenos en savia de olivo. Ensayos y transferencia”, subvencionado por la Consejería de Agricultura, Ganadería, Pesca y Desarrollo Sostenible y fondos FEADER (GOPO-JA-20-0001).

REFERENCIAS

- Alexou M, Peuke AD. 2013. Methods for Xylem sap collection. In: Maathuis FJM, (ed.). Plant Mineral Nutrients: Methods and Protocols. Methods in Molecular Biology. Vol. 953. NJ, USA: Humana Press. p. 195-207.
- Akira N, Kageyama M, Shinmachi F, Schmidhalter U, Hasegawa I. 2005. Potential for Using Plant Xylem Sap to Evaluate Inorganic Nutrient Availability in Soil. *Soil Science & Plant Nutrition* 51(3): 333-341.
- Carella P, Wilson DC, Kempthorne CJ, Cameron RK. 2016. Vascular sap proteomics: providing insight into long-distance signaling during stress. *Front. Plant Sci.* 7: 1-8.
- Nieto J, García-Fuentes A, García LM, Fernández-Ondoño E. 2017. Estudio de la dinámica nutricional en hojas de olivo: periodos de estabilidad analítica. *Span. J. Soil Sci.* 7(1): 40-58.
- Passioura JB. 1980. The transport of water from soil to shoot in wheat seedlings. *J Exp Bot* 31: 333-345.

COMPOST Y LABOREO PARA AFRONTAR LA SEQUÍA EN AGRICULTURA DE SECANO: EFECTOS EN LA CALIDAD DE LOS SUELOS

José. A. Mediano-Guisado¹, Paula Madejón¹, Laura L. De Sosa¹, Elena Fernández-Boy², M. Teresa Domínguez², [Engracia Madejón](mailto:emdejon@irnase.csic.es)^{1,*}

¹ Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Sevilla, Av. Reina Mercedes 10 41012 Sevilla

² Dpto. Cristalografía, Mineralogía y Química Agrícola, Universidad de Sevilla, C/ García González, 41012 Sevilla.

[*emdejon@irnase.csic.es](mailto:emdejon@irnase.csic.es)

RESUMEN

La escasez hídrica es un reto creciente para los sistemas agrícolas de secano de la cuenca mediterránea. En este contexto, la gestión del suelo emerge como un elemento clave para la adaptación de estos sistemas a la reducción de los recursos hídricos. En este trabajo se evaluó la influencia de las técnicas de laboreo y la aplicación de materia orgánica exógena en las propiedades químicas y bioquímicas del suelo en un escenario de reducción de precipitaciones. Se estableció un experimento de manipulación de lluvia (casetas de exclusión) en el Valle del Guadalquivir comparándose dos alternativas de laboreo (convencional y reducido) y dos de fertilización (compost y control). Se realizaron dos muestreos durante el primer año en el que el cultivo de la rotación fue el haba.

En el primer muestreo el compost tuvo un impacto inmediato y significativo en el pH del suelo y en su conductividad eléctrica, mientras que la reducción de laboreo afectó al contenido de carbono (C) y a actividades enzimáticas vinculadas a su ciclo.

En el segundo muestreo, con la influencia del cultivo, se observó un aumento no significativo del contenido de C en el suelo ocasionado tanto por el compost como por la reducción de laboreo, correlacionado con incrementos similares no significativos en algunas actividades enzimáticas. La reducción experimental de las precipitaciones no generó efectos significativos en las propiedades del suelo, ni se evidenciaron interacciones entre los factores experimentales. Probablemente un único año de ensayo (especialmente seco) no proporcione suficiente información para evaluar de manera exhaustiva los cambios inducidos por los factores establecidos.

Palabras clave: Actividades enzimáticas, Casetas de exclusión de lluvia, Haba, Carbono del suelo.

INTRODUCCIÓN

El cambio climático se posiciona como el más importante de los retos sociales y medioambientales a los que hay que hacer frente en la actualidad. Los estudios de los modelos climáticos apuestan por cambios en el régimen de precipitaciones y temperaturas. Este hecho hace que la agricultura sea el sector económico más expuesto y vulnerable, dependiendo en gran medida el grado de afección de la zona, cultivo y manejo.

En este previsible escenario, la agricultura de secano presenta los mayores riesgos debido a que los aportes de agua al cultivo proceden de la lluvia y la capacidad de retención de agua que presenta el suelo es fundamental. Las acciones encaminadas a paliar los esperados periodos de sequías pasan por incrementar la infiltración y retención del agua de lluvia en el suelo, así como reducir la pérdida por evaporación. Estas actuaciones tienen como base y premisa el favorecer la porosidad y estabilidad de los agregados del suelo; para ello, la adición

de materia orgánica y el manejo de las labores del suelo juegan un papel esencial (Bot y Benites 2005, Lal 2004). Respecto a este último aspecto, la agricultura de conservación tiene como objetivo reducir al mínimo la perturbación del suelo eliminando acciones más agresivas o reduciendo la periodicidad de las mismas. En este tipo de agricultura, la acumulación de residuos frescos del cultivo y otros aportes de materia orgánica externa como compost procedente de residuos, se puede traducir en la formación y mejora de agregados y en el incremento de la capacidad de retención de agua (Panettieri et al. 2013). Este trabajo tiene como objetivo profundizar en la influencia de distintos sistemas de laboreo (reducido y tradicional) y la aplicación de compost de biosólido en las propiedades químicas y bioquímicas del suelo bajo cultivo de haba (*Vicia faba*), en un experimento de reducción de precipitaciones.

MATERIALES Y MÉTODOS

El experimento se está llevando a cabo en la finca experimental “La Hampa” del IRNAS-CSIC, localizada en Coria del Río (Sevilla). El diseño completamente aleatorio, consistió en dos niveles de laboreo (laboreo tradicional (LT) y laboreo reducido (LR)) con tres replicados por tratamiento. El LT consistió en un pase con arado de vertedera con inversión de suelo (25-30 cm de profundidad) y dos pases de chisel a 15 cm de profundidad seguido de un pase con grada de discos a 12 cm de profundidad. Estas operaciones de manejo del suelo fueron realizadas a principio de otoño antes de la siembra.

Cada parcela de un sistema de laboreo se dividió en dos mitades, en una de ellas se añadió el compost a una dosis de 50 t ha⁻¹ (BC) y la otra permaneció sin fertilizar (C). En cada una de estas 12 subparcelas se instaló una caseta de exclusión. Estas casetas, hechas de bandas de metacrilato, simulan la exclusión de un 30% de la cantidad de lluvia total. El diseño se realizó garantizando la mínima interferencia con las variables medioambientales. El número total de parcelas experimentales fueron 24 (2 niveles de laboreo x 2 niveles de fertilización x 2 niveles de exclusión x 3 repeticiones). Se realizaron dos muestreos durante el primer año (tras la aplicación del CB, T=0, y tras el cultivo T=1) en el que se analizaron las propiedades químicas (pH, conductividad eléctrica, y contenido en C orgánico total y soluble, COS, y N) y biológicas del suelo (actividades enzimáticas y C biomasa). Las actividades estudiadas fueron: Deshidrogenasa (DH), β-glucosidasa (BGLU), Ureasa (URE), Fosfatasa (FOS), Glucosaminidasa (GLA), Fenoxidasa (FENOL). La metodología para estas actividades está descrita en Dominguez et al. (2017). El cultivo de la rotación en el año de estudio fue el haba.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las tablas 1 y 2 muestran el efecto de la aplicación de la enmienda CB, justo tras su aplicación y después del cultivo.

Tabla 1. Propiedades químicas y C biomasa tras aplicar la enmienda T=0 (mg kg⁻¹, excepto CE, COT y N).
*Indica diferencias significativas entre el control y el CB (media ± DE)

	pH	CE dS/m	COT %	N-kjel%	COS
C	8,19 ± 0,09	0,23 ± 0,03	1,25 ± 0,14	0,11 ± 0,02	194 ± 24
BC	7,90 ± 0,13*	1,37 ± 0,06*	1,56 ± 0,24*	0,13 ± 0,02*	340 ± 120*
	N-Amonio	N-Nitrato	P_{-disp}	K-disp	Cbiomasa
C	3,26 ± 0,49	16,0 ± 2,1	14,9 ± 3,4	430 ± 70	324 ± 71
CB	5,41 ± 3,98	24,6 ± 6,5*	45,0 ± 26,7*	880 ± 322*	426 ± 74*

Tabla 2. Propiedades químicas y C de la biomasa tras el cultivo T=1 (mg kg⁻¹, excepto CE, COT and N). *Indica diferencias significativas entre el control y el CB (media ± DE).

	pH	CE dS/m	COT %	NT %	COS
C	8,12 ± 0,11*	0,17 ± 0,02*	1,07 ± 0,18	0,10 ± 0,01*	160 ± 22*
BC	8,28 ± 0,14	0,26 ± 0,05	1,22 ± 0,23	0,11 ± 0,01	215 ± 32
	N-Amonio	N-Nitrato	P_{-disp}	K_{-disp}	Cbiomasa
C	2,60 ± 0,72*	11,3 ± 3,3*	13,2 ± 2,6*	343 ± 54*	672 ± 298
CB	3,71 ± 1,57	18,3 ± 9,6	43,1 ± 10,4	573 ± 97	587 ± 193

La aplicación del CB propició las mayores diferencias significativas entre los suelos control y enmendados, evidenciando el efecto positivo en la fertilidad del suelo, incluso tras el crecimiento del cultivo (aunque en general los valores de COT y N tendieron a disminuir en el segundo de los muestreos realizados, Tabla 2). La excepción la observamos en el C de la biomasa, ya que, debido probablemente al efecto de la raíz del cultivo, aumentó su valor en tras el cultivo.

En cuanto al laboreo se apreció un efecto significativo en el T=0 para los parámetros relacionados con el C y el N observándose un aumento en las parcelas bajo LR. Sin embargo, tras el cultivo en el T=1 no se apreciaron diferencias significativas debidas al laboreo. La exclusión de lluvia tampoco causó ningún efecto en las propiedades químicas del suelo (datos no mostrados).

Las actividades enzimáticas también se vieron afectadas por los factores experimentales. (Figura 1). En el primer muestreo justo después de las labores, los valores de prácticamente todas las actividades fueron superiores bajo LR. En el segundo muestreo, con la influencia del cultivo, se observó un ligero aumento, aunque no significativo, del contenido de C en el suelo ocasionado tanto por el compost como por la reducción de laboreo, correlacionado con incrementos similares no significativos en algunas actividades enzimáticas. De nuevo los valores de las actividades fueron más altos en general en los suelos bajo LR, aunque sólo se observaron diferencias estadísticamente significativas para la BGLU y la FENOL. El análisis de los perfiles de humedad durante el ensayo sugiere que los suelos bajo LR mantuvieron niveles de humedad más altos que los suelos bajo LT por lo que la actividad microbiana pudo verse favorecida por las mejores condiciones hídricas.

El efecto del compost fue menos evidente en las actividades enzimáticas que en las propiedades químicas, de modo que solo se observaron diferencias significativas para T=0 en la DH, la URE y la FENOL, en todas con valores más altos en los tratamientos con enmienda. En los suelos T=1, los valores de las actividades fueron también ligeramente más altos en suelos enmendados (datos no mostrados), pero solo se observaron diferencias significativas para DH y FENOL. Estos resultados necesitan ser completados con sucesivos muestreos durante los próximos ciclos de cultivo.

La reducción experimental de las precipitaciones no generó efectos significativos en ningunas de las propiedades estudiadas; el año de estudio, especialmente seco, puede resultar insuficiente para poder observar y evaluar los cambios producidos por la exclusión de lluvia.

Finalmente, no se observaron interacciones significativas entre los distintos tratamientos estudiados.

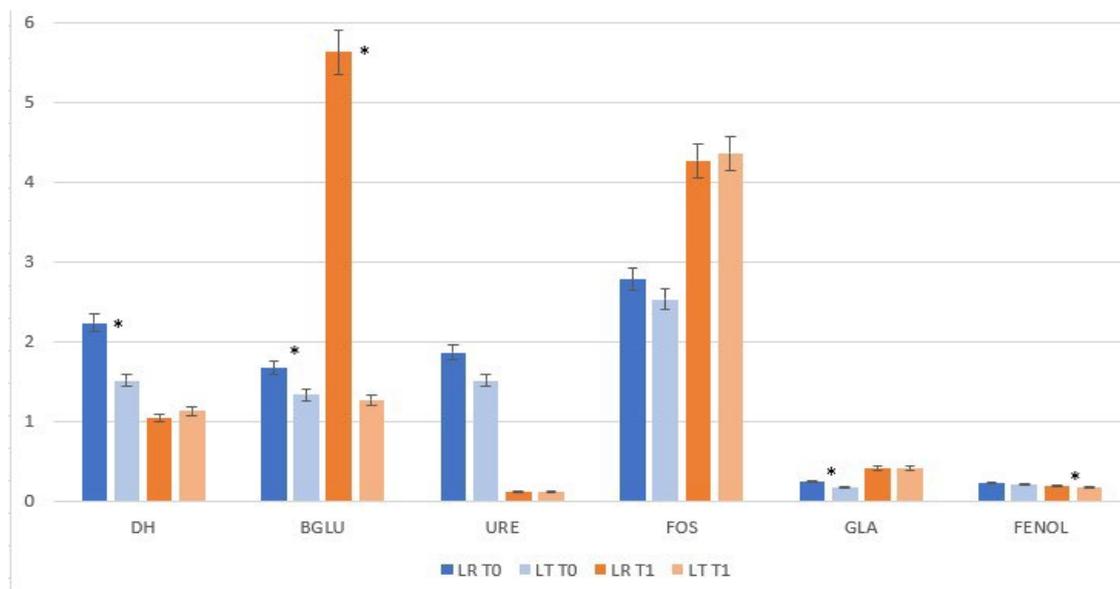


Figura 1. Actividades enzimáticas (T=0). Deshidrogenasa (DH, $\mu\text{g INTF/g suelo seco/h}$), β -glucosidasa (BGLU, $\mu\text{mol MUF/g suelo/h}$), Ureasa (URE, $\mu\text{moles N-NH}_4^+/\text{g/h}$), Fosfatasa (FOS, $\mu\text{mol MUF/g/h}$), Glucosaminidasa (GLA, $\mu\text{mol MUF/g/h}$), Fenoloxidasa (FENOL, $\mu\text{mol de dopachrome/g/h}$). n=12. * Indica diferencias significativas entre tratamientos por cada muestreo, $p=0,05$.

CONCLUSIONES

1. La adición de compost aumentó la fertilidad de los suelos estudiados.
2. Las actividades enzimáticas aumentan con la reducción del laboreo, especialmente aquellas relacionadas con el ciclo del C debido probablemente a las mejores condiciones de humedad.
3. La exclusión de lluvia no provocó efectos significativos en los parámetros estudiados, debido a la extrema sequía padecida el año de estudio.

Agradecimientos: Residuos orgánicos para afrontar la sequía en sistemas agrícolas mediterráneos: efectos y evolución en el suelo de aportes de C orgánico exógeno. WASTE4DROUGHT. PID2021-122628OB-I00.

REFERENCIAS

- Bot A, Benites J. 2005. The importance of soil organic matter. Key to drought-resistant soil and sustained food and production. Land and Plant Nutrition. Management Service. FAO.
- Domínguez MT, Holthof E, Smith AR, Koller E, Emmett BA. 2017. Contrasting response of summer soil respiration and enzyme activities to long-term warming and drought in a wet shrubland (NE Wales, UK). *Applied Soil Ecology* 110, 151 – 155.
- Lal R. 2004. Soil carbon sequestration to mitigate climate change. *Geoderma* 123, 1–22.
- Panettieri M, Knicker H, Berns AE, Murillo JM, Madejon E. 2013. Moldboard plowing effects on soil aggregation and soil organic matter quality assessed by ^{13}C CPMAS NMR and biochemical analyses. *Agriculture, Ecosystem Environment* 177: 48–57.

¿CÓMO AFECTA LA INTENSIFICACIÓN DEL USO DEL SUELO Y LA ADOPCIÓN DE PRÁCTICAS DE MANEJO SOSTENIBLE A LA EROSIÓN LAMINAR EN SUELOS AGRÍCOLAS MEDITERRÁNEOS?

E. Carrillo-López^{1,*}, M. Martínez-Mena¹, E. Díaz-Pereira¹, M. Almagro¹, R. Zornoza², V. Sánchez-Navarro² y C. Boix-Fayos¹

¹ Centro de Edafología y Biología Aplicada del Segura (CEBAS-CSIC), Calle Campus Universitario 3ª, 30100 Murcia, España, ecarrillo@cebas.csic.es

² Departamento de Ingeniería Agrícola, Universidad Politécnica de Cartagena, Paseo Alfonso XIII 48, 30203 Cartagena, España

[*ecarrillo@cebas.csic.es](mailto:ecarrillo@cebas.csic.es)

RESUMEN

En este estudio se evaluó la erosión laminar en un gradiente de intensificación de uso de suelo (natural – secano – regadío), y la aplicación de diversificación de cultivos, en dos fincas agrícolas del SE español con suelos degradados. La erosión se midió en 9 combinaciones de manejo donde se instalaron entre 2 y 9 parcelas con varillas para monitorizar la erosión: i) matorral natural; ii) monocultivo de almendro; iii) almendro diversificado con tápene (*Capparis spinosa* L.); iv) almendro diversificado con tomillo (*Thymus hyemalis* Lange), v) caballones desnudos; vi) caballones vegetados; vii) calles control y viii) calles diversificadas con rotación de cebada (*Hordeum vulgare* L.) y veza (*Vicia sativa* L.), y haba (*Vicia faba* L.). Durante 33 meses se registraron 39 eventos erosivos. La transición natural – secano – regadío aumentó la tasa de erosión neta ($-41,68 \pm 61,14$; $64,11 \pm 343,05$ y $75,73 \pm 195,79$ t ha⁻¹ año⁻¹, respectivamente), y alteró la relación arranque – sedimentación del proceso erosivo. Las diversificaciones en secano (tápene y tomillo) redujeron las fases de arranque (53 %) y sedimentación del proceso erosivo (40 – 50 %). En regadío, la cubierta de los caballones no modificó el proceso de erosión y sólo el haba redujo la magnitud de la fase de sedimentación (50 %), mientras que la combinación de cebada y veza incrementó ambas fases (29 – 65%). El sistema caballón-calle de regadío es poco eficaz para retener sedimentos. Las diversificaciones en secano son una excelente herramienta de conservación de suelo, mientras que en regadío sería necesario modificar los esquemas de diversificación utilizados.

PALABRAS CLAVE: varillas de erosión, cambios de uso, diversificación, erosión laminar.

INTRODUCCIÓN

La erosión hídrica laminar provoca un transporte selectivo de la fracción más fina del suelo, lo que se traduce en una pérdida progresiva de nutrientes y de la capacidad productiva del suelo (Martínez-Mena et al. 2020). Las características de los suelos de la región mediterránea los vuelven mucho más susceptibles a este proceso de degradación, especialmente cuando se llevan a cabo cambios en el uso que implican graves modificaciones de la topografía y de la cubierta vegetal, y cuando se realiza un manejo deficiente del suelo. Existen técnicas, como la diversificación de cultivos, que se postulan como prácticas sostenibles para regenerar los suelos en agroecosistemas mediterráneos. El presente trabajo muestra los resultados tras medir erosión durante cuatro años en tres zonas del SE español con usos y manejos de suelo diferentes (agricultura de secano, agricultura de regadío y matorral natural), donde se han aplicado distintas diversificaciones de cultivo para evaluar su efecto sobre los procesos erosivos. Los principales objetivos de este trabajo son: i) conocer el impacto sobre la erosión laminar de las conversiones de natural a secano y de secano a regadío y ii) comparar el efecto de las coberturas/diversificaciones aplicadas tanto en secano como en regadío.

MATERIALES Y MÉTODOS

La zona de estudio se compone de dos fincas agrícolas situadas a 17 kilómetros al Este del municipio de Murcia (Región de Murcia). Ambas fincas son comparables en sus características litológicas y edafoclimáticas, y comparten un mismo uso en el pasado. La finca Escuderos está dedicada casi exclusivamente al cultivo de almendro (*Prunus dulcis* Mill.) en amplias terrazas niveladas y bajo régimen de secano, mientras que la finca Canteras está dedicada al cultivo de mandarinos (*Citrus reticulata* Blanco var. Clemenvilla) en régimen de regadío y siguiendo un sistema de plantación caballón-calle. Complementariamente a estos dos usos se incluyó una zona de matorral natural como referencia, situada dentro de la finca Escuderos. En ambas fincas se llevó a cabo un experimento de diversificación desde 2018 hasta 2022. En secano se intercaló tápena (*Capparis spinosa* L.) y tomillo (*Thymus hyemalis* Lange) entre las filas de almendros. Mientras que en las calles de regadío se intercaló haba (*Vicia faba* L.) (septiembre – enero) en rotación con cebada (*Hordeum vulgare* L.) y veza (*Vicia sativa* L.) (enero – julio). El suelo de ambas fincas se clasifica como Regosol calcárico, desarrollado a partir de margas y con textura franco-limosa.

El monitoreo de la erosión se llevó a cabo a través de varillas de erosión durante 4 años. Las varillas se encontraban repartidas en pequeñas parcelas de erosión de 1 m² con nueve varillas distribuidas de forma reticular en tres filas y separadas entre sí por 50 cm. En la finca de secano se instalaron un total de 23 parcelas de varillas de erosión: dos parcelas en la zona de matorral, seis en la zona control, nueve en la diversificación de tápena y seis en la de tomillo. Por otro lado, en la zona de regadío se instalaron un total de 12 parcelas de varillas aprovechando el sistema caballón-calle: cuatro en caballón desnudo, dos en caballón vegetado, tres en calle control y tres en calle diversificada. Las varillas de erosión fueron medidas mensualmente y/o tras cada evento de lluvia durante cuatro años con precisión milimétrica. Tras cada medición, se calculó la diferencia entre el valor de la medición posterior y la anterior. Cuando la diferencia fue positiva indicó arranque del material (fase de arranque o erosiva), mientras que valores negativos fueron indicadores de depósito o sedimentación del material (fase de sedimentación del proceso erosivo). Para transformar la variación de altura de las varillas a tasas de erosión, se empleó la densidad aparente del suelo según uso y manejo, la cual se obtuvo a través de un muestreo en 42 puntos. Se trabajó tanto con tasas anuales como mensuales de erosión para poder analizar inter e intranualmente detalle la dinámica de las fases de erosión-deposición del proceso erosivo. Para realizar comparaciones entre usos y manejos se emplearon test no paramétricos (Kruskal-Wallis y test de Dunn). Todo ello se llevó a cabo con el lenguaje de programación R y aceptando un nivel de significación de 0,1.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las diferencias entre las tasas promedio de erosión de la zona natural ($-41,84 \pm 61,14 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, el valor negativo indica sedimentación), de secano ($64,11 \pm 343,05 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) y de regadío ($75,73 \pm 195,79 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$), aumentaron a lo largo de esta transición de usos y superaron el límite de formación de suelo ($1,4 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$; Verheijen et al., 2009) en secano y regadío. Las tasas de erosión registradas son elevadas y están en el rango de suelos degradados sobre litologías margosas altamente vulnerables a erosión laminar y concentrada (Cantón et al. 2011). Ello indica que ninguno de estos cambios (de natural a secano y de secano a regadío) suponen una mejora en lo referente a la conservación de suelo, sino todo lo contrario. Además, las fases de arranque y sedimentación promedio de la zona natural ($9,55 \pm 2,23$ y $-6,01 \pm 1,02 \text{ t ha}^{-1} \text{ mes}^{-1}$, respectivamente), del secano ($15,71 \pm 6,7$ y $-14,32 \pm 5,5 \text{ t ha}^{-1} \text{ mes}^{-1}$, respectivamente) y del regadío ($57,65 \pm 12,2$ y $-50,65 \pm 21,3 \text{ t ha}^{-1} \text{ mes}^{-1}$, respectivamente) mostraron un incremento progresivo de la magnitud de las mismas conforme nos desplazamos a lo largo de este gradiente de intensificación. La eliminación de estructuras

de conservación de suelo y agua, como las terrazas, y/o la implantación de manejos intensivos redundan en la aceleración de la erosión, la degradación del recurso suelo y en un aumento de los costes de producción (Martínez-Valderrama et al. 2024). En los manejos de secano, sólo se observaron diferencias significativas en las tasas de erosión relativas a las fases de arranque y sedimentación (Figura 1). En la primera, la tasa de erosión mediana del manejo control ($12,41 \pm 11,43 \text{ t ha}^{-1} \text{ mes}^{-1}$) fue significativamente mayor a la observada en tápena ($5,29 \pm 4,65 \text{ t ha}^{-1} \text{ mes}^{-1}$) y tomillo ($4,84 \pm 4,39 \text{ t ha}^{-1} \text{ mes}^{-1}$). Una situación idéntica se observó para la fase de sedimentación, ya que la tasa mediana del manejo control ($-9,89 \pm 10,12 \text{ t ha}^{-1} \text{ mes}^{-1}$) fue significativamente mayor (en valor absoluto) que en tápena ($-4,43 \pm 4,39 \text{ t ha}^{-1} \text{ mes}^{-1}$) y tomillo ($-4,21 \pm 4,15 \text{ t ha}^{-1} \text{ mes}^{-1}$). El mayor grado de estabilidad de los agregados observado por Almagro et al. (2023) en las diversificaciones de esta zona de estudio explica este cambio en la respuesta erosiva de tápena y tomillo. La mayor cobertura vegetal, motivada por la supresión del laboreo y la diversificación, provoca una serie de cambios ampliamente estudiados (interceptación de gotas de lluvia, aumento de entradas de carbono) que incrementan la resistencia del suelo frente a la erosión (Almagro et al. 2023, Martínez-Mena et al. 2020). Además, la similitud entre los valores medianos de fase de arranque y sedimentación de las diversificaciones (ya especificados) y los mostrados en la zona natural ($4,94 \pm 6,13$ y $-3,96 \pm 3,52 \text{ t ha}^{-1} \text{ mes}^{-1}$, respectivamente) pone de manifiesto la capacidad de estas prácticas para recuperar la respuesta hidrológica-erosiva del suelo original con la vegetación propia de la zona.

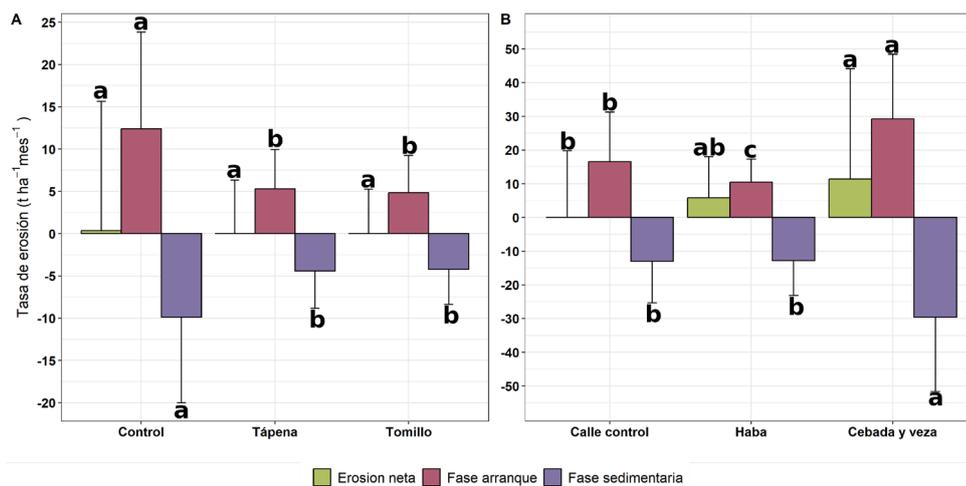


Figura 3. Mediana y desviación absoluta mediana de la tasa de erosión para diferentes manejos y fases del proceso erosivo en la finca Escuderos (A) y la finca Canteras (B). Letras minúsculas diferentes denotan diferencias significativas entre manejos dentro de una misma fase del proceso erosivo.

Respecto al regadío, la cubierta vegetal de los caballones no afectó a la erosión neta mediana de los caballones desnudos y vegetados, ni a la magnitud de la fase de arranque ($12,66 \pm 12,61$ y $14,88 \pm 12,74 \text{ t ha}^{-1} \text{ mes}^{-1}$, respectivamente) y de sedimentación ($-12,28 \pm 11,12$ y $-9,68 \pm 8,51 \text{ t ha}^{-1} \text{ mes}^{-1}$, respectivamente). Una posible explicación a estos resultados sería la elevada pendiente de estas morfologías, la cual enmascara el efecto protector de la vegetación. En cuanto a las calles, aquella diversificada con cebada y veza presentó una tasa de erosión neta mediana ($115,96 \pm 344,27 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) mayor que la calle diversificada con haba ($76,89 \pm 502,69 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) y que la calle control ($75,73 \pm 198,73 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$). En la Figura 1 se pueden observar la comparativa de las tasas mensuales de erosión (Figura 1). Sólo la diversificación con haba mostró una reducción significativa en la fase de arranque con respecto al control (Figura 1). Sánchez-Navarro et al. (2023), no observaron tampoco una mejora significativa de carbono orgánico y nitrógeno en el suelo en las en las calles diversificadas del regadío

CONCLUSIONES

La conversión de secano aterrizado a regadío intensivo nivelado, en suelos degradados sobre margas no mejora las tasas de erosión, que son muy elevadas en condiciones ambientales semiáridas. El gradiente de cambio de uso estudiado resultó en un aumento de la erosión neta, lo que se traduce en una mayor salida de material del sistema a través de la escorrentía. Tal hecho demuestra la baja sostenibilidad de estos agroecosistemas de regadío en terrenos nivelados en términos erosivos, a pesar de que la percepción social sea totalmente opuesta. Las diversificaciones con tápena y tomillo mostraron su potencial como herramienta de gestión de suelos degradados en ambientes mediterráneos reduciendo la tasa de erosión casi a condiciones de protección del suelo en matorral natural. En cambio, en regadío, el efecto de la cubierta sólo se observó en las calles y destacó por ser totalmente opuesto al observado en secano, por lo que sería recomendable rediseñar las diversificaciones posibles en las calles entre caballones, para optimizar la fijación del suelo y romper la conectividad de flujos.

Agradecimientos: Esta investigación ha sido financiada por los proyectos DIVERFARMING (H2020 European Commission Grant Agreement 728003), AGRI_SER PID2020-119825RB-I00 del Ministerio de Ciencia e Innovación) y AGROALNEXT (PRTR-C17.11) del Ministerio de Ciencia e Innovación con financiación de la Unión Europea NextGenerationEU y Fundación Séneca (Región de Murcia). Agradecemos a Miguel Martínez de la finca Escuderos y a Vicente Valero de la finca Canteras su apoyo, colaboración y facilitación del trabajo de campo.

REFERENCIAS

Almagro M, Díaz-Pereira E, Boix-Fayos C, Zornoza R, Sánchez-Navarro V, Re P, Fernández C, Martínez-Mena M. 2023. The combination of crop diversification and no tillage enhances key soil quality parameters related to soil functioning without compromising crop yields in a low-input rainfed almond orchard under semiarid Mediterranean conditions. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 345: 108320.

Cantón Y, Solé-Benet A, de Vente J, Boix-Fayos C, Calvo-Cases A, Asensio C, Puigdefábregas J. 2011. A review of runoff generation and soil erosion across scales in semiarid south-eastern Spain. *Journal of Arid Environments* 75: 1254-1261

Martínez-Mena M, Carrillo-López E, Boix-Fayos C, Almagro M, García Franco N, Díaz-Pereira E, Montoya I, de Vente J. 2020. Long-term effectiveness of sustainable land management practices to control runoff, soil erosion, and nutrient loss and the role of rainfall intensity in Mediterranean rainfed agroecosystems. *Catena* 187: 104352.

Martínez-Valderrama J, Gartzia R, Olcina J, Guirado E, Ibáñez J, Maestre J.T. 2024. Urberizing Agriculture in Drylands: A few enriched, everyone endangered. *Water Resources Management* 38: 193 – 214.

Sánchez-Navarro V, Martínez-Martínez S, Acosta JA, Almagro M, Martínez-Mena M, Boix-Fayos C, Díaz-Pereira E, Temnani A, Berrios P, Pérez-Pastor A, Zornoza R. 2023. Soil greenhouse gas emissions and crop production with implementation of alley cropping in a Mediterranean citrus orchard. *European Journal of Agronomy* 142: 126684.

Verheijen FGA, Jones RJA, Rickson RJ, Smith CJ. (2009). Tolerable versus actual soil erosion rates in Europe. *Earth-Science Reviews* 94(1-4): 23-38.

EFFECTO DEL INHIBIDOR NBPT SOBRE LA GENERACIÓN DEL AMONIO Y LA UREA EN DOS SUELOS CON DIFERENTES PROPIEDADES FISICOQUÍMICAS

Marcos Benito, Laura Guerrero, Juan José Lucena, Araceli Pérez-Sanz*

Departamento de Química Agrícola y Bromatología, Facultad de Ciencias, Universidad Autónoma de Madrid, Campus de Cantoblanco 28049 Madrid.

*araceli.perezs@uam.es Departamento de Química Agrícola y Bromatología, Facultad de Ciencias Módulo 10-104. Campus de Cantoblanco E-28049-Madrid

RESUMEN

Los inhibidores de ureasa son compuestos que aplicados al suelo reducen la tasa de mineralización de la urea y producen una disminución en la velocidad de liberación de amonio y nitrato. En la última década se han establecido nuevas propuestas legislativas que promueven prácticas agrícolas más sostenibles (Real Decreto 1051/2022, de 27 de diciembre) e incluyen el uso de inhibidores de ureasa para minimizar las pérdidas de nitrógeno. Este hecho ha aumentado el interés por el desarrollo de estos productos. En este trabajo hemos propuesto un protocolo para evaluar el efecto del inhibidor de la ureasa modelo la triamida del ácido N-butil-trifosfórico (NBPT) en dos suelos con diferentes características fisicoquímicas y fertilizados con una tasa aplicación de urea de $110 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ suelo. Los tratamientos incluían a) suelo control (sin urea), b) suelo con urea, c) suelo con NBPT y d) suelo con urea y NBPT. Durante 14 días, se monitorizó el amonio y la urea en suelo mediante espectroscopia de absorción UV y visible. Los resultados mostraron que las características del suelo influían en el efecto del NBPT tanto en la velocidad de la generación, como en la concentración del amonio extraído en suelos; siendo mayor en el suelo básico que en el ácido.

PALABRAS CLAVE: Suelo, Inhibidor de ureasa, triamida del ácido N-butil-trifosfórico (NBPT), Determinación amonio, Determinación urea.

INTRODUCCIÓN

El uso de los fertilizantes nitrogenados ha aumentado un 845% desde principios de los años 60 (Darzi-Naftchali y Mokhtassi-Bidgoli 2022), siendo la urea, el más utilizado en todo el mundo (Guo et al. 2010). Este compuesto puede ser aplicado al suelo como sólido seco, en disolución o a través de los excrementos de animales. La urea es hidrolizada por la enzima ureasa que se encuentra en el suelo de forma natural. El producto de esta hidrólisis es el amoníaco (NH_3) que se transforma en amonio (NH_4^+). Las bacterias nitrificantes oxidan el NH_4^+ a nitrito (NO_2^-) y finalmente a nitrato (NO_3^-). El NH_4^+ y el NO_3^- son las principales fuentes nitrogenadas de alimento para las plantas (Cantarella et al. 2003) que son consumidas por los animales herbívoros completando así el ciclo del nitrógeno. El nitrógeno también llega a la atmósfera a través de la volatilización de los nitritos e incluso puede alcanzar al subsuelo debido a la lixiviación de los nitratos. Estos dos últimos casos de transferencia química a otros medios provocan contaminación ambiental (Singh et al. 2013). Las pérdidas de nitrógeno son mayores cuando la urea se aplica en la superficie de suelos con baja capacidad de intercambio catiónico, altas temperaturas y humedad elevada (Bock y Kissel 1988, Terman 1979), así como en presencia de elevadas tasas de nitrógeno (Cantarella et al. 2003). Se estima que las pérdidas promedio globales de urea de los fertilizantes están cerca del 14% (Bouwman et al. 2002), pero pueden alcanzar hasta un 40% cuando se aplica en suelos tropicales, debido a las altas temperaturas (Cantarella 2007).

El uso de inhibidores de ureasa puede disminuir la actividad de la ureasa en suelo y mejorar la eficiencia de los fertilizantes (Bremner y Mulvaney 1978). Los más utilizados son los que

incluyen en su estructura grupos amino fosfóricos, y entre ellos, destaca la triamida del ácido N-butil-trifosfórico (NBPT). El NBPT bloquea fuertemente tres sitios activos de la enzima ureasa, formando un enlace de naturaleza tridentada, con dos centros de níquel y un oxígeno del puente carbamato. Este último une ambos metales, reduciendo la probabilidad de que la urea alcance el átomo de níquel. Otros derivados fosforamídicos, similares al NBPT, muestran los mismos mecanismos de acción. El NBPT no es el inhibidor directo de la ureasa; debe convertirse primero en triamida N-(n-butil)-fosfórica (NBPTO). Los factores que influyen en esta conversión no están claros, pero la reacción es más rápida en suelos alcalinos y en condiciones aeróbicas (Cantarella et al. 2018). El uso de inhibidores de la enzima ureasa disminuye de forma considerable la hidrólisis de la urea, por ende, se genera menos amonio en el proceso que a su vez disminuye la cantidad de nitrito y nitrato. De esta manera se evitan las emisiones a la atmósfera de estos últimos compuestos, reduciendo contaminación y aumentando la eficacia del fertilizante usado en forma de nitrógeno ureico.

El objetivo de este trabajo es evaluar cómo las características fisicoquímicas del suelo influyen en la capacidad inhibitoria para lo que se utilizará como inhibidor de la ureasa modelo, la triamida N-(n-butil) tiofosfórica (NBPT).

MATERIALES Y MÉTODOS

Se han utilizado dos suelos diferentes para el ensayo. El primero denominado “Zamora” es un suelo originario del municipio de Manzanal del Barco, de la provincia homónima. El segundo suelo proviene de la provincia de “Alicante”, en concreto del municipio de Hondón de las Nieves. Los suelos se caracterizaron de acuerdo con los métodos oficiales de análisis de suelos y aguas (MAPA, 1994). En los suelos tamizados se determinaron: a) textura y granulometría; b) el contenido de materia orgánica (MO) por ignición a 550 °C; c) el contenido de fósforo disponible (P_2O_5) por el método Olsen; d) el pH en extractos (1:2,5 p:v) de agua y KCl 1 M; e) conductividad eléctrica (EC) en extracto acuoso (1:5). Las características se muestran en la tabla 1.

Tabla 1. Características fisicoquímicas de los suelos de utilizados en el ensayo

Suelo	Textura	Arena %	Limo %	Arcilla %	MO %	P_2O_5 mg/kg	pH H_2O	pH KCl	C.E. $mS \cdot cm^{-1}$
Alicante	Arcilloso	40	40	20	2,67	14,76	8,5	8	0,039
Zamora	Franco	48	34	18	1,08	104,5	4,9	4,5	0,178

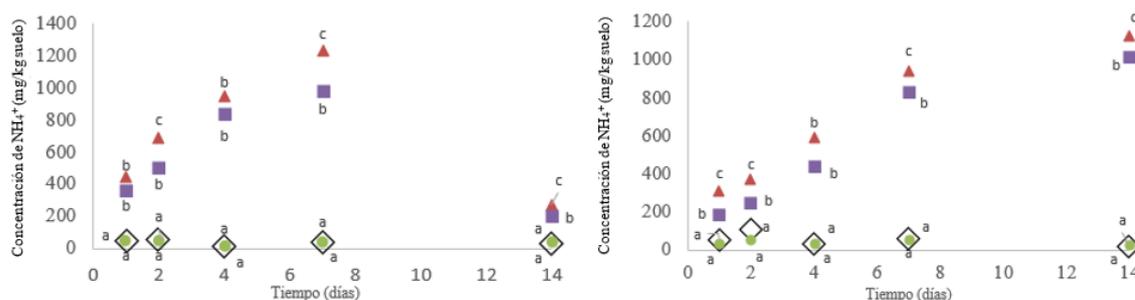
Para estimular la actividad microbiana se llevó la humedad de las muestras de suelo al 50% de la capacidad de campo con agua destilada. Las muestras se incubaron en estas condiciones durante una semana en oscuridad y 25 °C. Pasado este tiempo se aplicaron cuatro tratamientos diferentes: i) control, ii) suelo con urea (110 mg urea/kg suelo), iii) suelo con NBPT (0,09% (p/p)) y iv) suelo con urea (110 mg urea/kg suelo) y NBPT (0,09% (p/p)). Cada tratamiento se realizó por quintuplicado en placas Petri en oscuridad y a temperatura ambiente en incubadora.

Se tomó 1g de suelo a diferentes tiempos (1, 2, 4, 7 y 14 días). De cada una de las muestras se midió el amonio generado por la hidrólisis de la ureasa a la urea por el método Berthelot (Kandeler et al. 1988) y la urea restante por el método propuesto por Langenfeld et al. (2021).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la Figura 1 podemos ver que para los tratamientos de Suelo y Suelo + NBPT, no se aprecian diferencias significativas en la concentración de amonio extraíble. En los tratamientos en los que se añadió urea (Suelo + Urea y Suelo + Urea + NBPT) sí se observan aumentos significativos en la concentración de amonio. En estos valores podemos observar

que hay diferencias significativas entre los dos tratamientos, los valores de amonio generado son menores que en el tratamiento sin inhibidor. Esto ocurre de la misma manera en el suelo de Zamora (Figura 1), pero existe una diferencia importante. En el suelo de Alicante, el máximo de amonio generado se alcanza presumiblemente al séptimo día y desciende hasta el catorceavo día a partir de cual la concentración de amonio disminuye drásticamente. En el suelo de Zamora este máximo lo encontramos en el día 14. Las diferencias en las propiedades físico-químicas entre ambos suelos, pueden explicar estas diferencias, principalmente el pH.



Figuras 1. Concentración de $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ($\text{mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$ suelo) en el suelo de Alicante (izquierda) y en el suelo de Zamora (derecha). Diferentes letras minúsculas indican diferencias significativas entre las medias de los tratamientos para cada suelo y muestreo (Test de Duncan, $p < 0,05$, $n = 5$). (◇ Suelo; ▲ Suelo + Urea; ● Suelo + NBPT; ■ Suelo + Urea + NBPT)

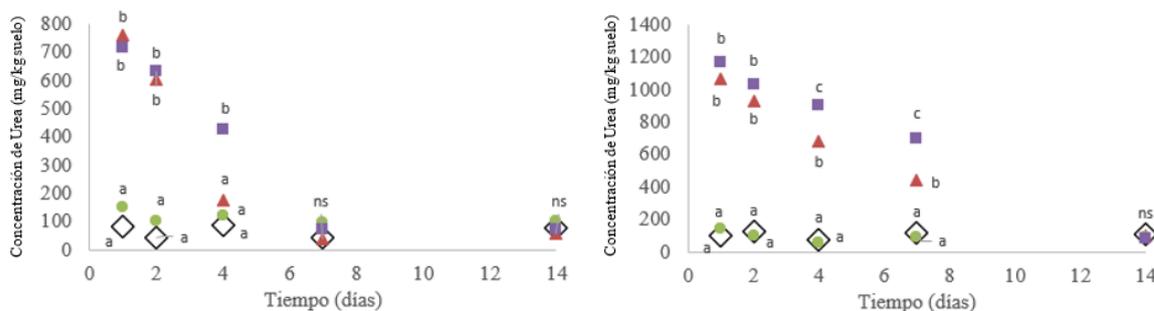


Figura 2. Concentración de Urea -N ($\text{mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$ suelo) en el suelo de Alicante (izquierda) y en suelo de Zamora (derecha). Diferentes minúsculas indican diferencias significativas entre las medias de los tratamientos para cada suelo y muestreo (Test de Duncan $p < 0,05$; $n = 5$) (◇ Suelo; ▲ Suelo + Urea; ● Suelo + NBPT; ■ Suelo + Urea + NBPT).

Por el lado contrario y de forma complementaria, encontramos los resultados de las concentraciones de urea en suelo a lo largo del experimento en la figura 2. Como principal diferencia entre los dos suelos, no existen diferencias significativas entre la concentración de urea a los 7 días en el suelo de Alicante. Sin embargo, en el suelo de Zamora se alcanza este mínimo a los 14 días de incubación. Estos resultados se complementan con los de la Figura 1 en las que se aprecia que a medida que aumenta la concentración de amonio, desciende la concentración de urea.

CONCLUSIONES

Este trabajo es novedoso, porque se ha conseguido extraer tanto amonio como urea con el mismo extractante y determinar ambos compuestos a partir de la misma matriz, algo que no

se ha encontrado en la bibliografía consultada. Por otro lado, el ensayo in vitro se ha realizado en dos suelos de diferentes composiciones físico-químicas como textura, pH y contenido en materia orgánica. Los resultados muestran diferencias en ambos suelos. Al cabo de 8 días ha desaparecido toda la urea en el suelo de Alicante y para el suelo de Zamora, esto ocurre a los 14 días. El diseño experimental propuesto en este trabajo no especifica la naturaleza del amonio desaparecido, que puede ser debida tanto al proceso de nitrificación como al de volatilización.

Agradecimientos: Los autores agradecen el apoyo financiero al Ministerio de Economía e Innovación (EU-Fondos Next Generation) para la contratación de Marcos Benito dentro de Proyecto CPP2021-008323. ORGAMIN-PLUS.

REFERENCIAS

Bock BR, Kissel DK. 1988. Ammonia volatilization from urea fertilizers. Bulletin Y-206. National Fertilizer Development Center, Tennessee Valley Authority, Muscle Shoals, AL.

Bouwman AF, Boumans LJM, Batjes NH. 2002. Modelling global annual N₂O and NO emissions from fertilized fields. *Global Biogeochemical Cycles*.16(4): 6-13.

Bremner JM, Mulvaney RL. 1978. Urease activity in soils. En: Bums RG. (ed.). *Soil Enzymes*. New York: Academic Press. P. 149-196.

Cantarella H, Otto R, Soares JR, Gomes A, Silva B. 2018. Agronomic efficiency of NBPT as a urease inhibitor: A review. *Journal of Advanced Research* 13: 19–27.

Cantarella H, Mattos D, Quaggio JA, Rigolin. 2003. Fruit yield of Valencia sweet orange fertilized with different N sources and the loss of applied N. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 67: 215–223.

Cantarella H. 2007. Nitrogenio. En: Novais RF, Alvarez Venegas VH, Barros NF, Fontes RLF, Cantarutti RB, Neves JCL. (eds.). *Fertilidade Do Solo*. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. Viosa, p. 375-470.

Darzi-Naftchali A, Mokhtassi-Bidgoli A. 2022. Saving environment through improving nutrient use efficiency under intensive use of agrochemicals in paddy fields. *The Science Total Environment* 822: 15348.

Guo JH, Liu XJ, Zhang Y, Shen JL, Han WX, Zhang WF, Christie P, Goulding KW, Vitousek PM, Zhang FS. 2010. Significant acidification in major Chinese croplands. *Science* 32: 1008–1010.

Kandeler E., Gerber H. 1988. Short-Term Assay of Soil Urease Activity Using Colorimetric Determination of Ammonium. *Biology and Fertility of Soils* 6: 68-72.

Langenfeld NJ, Payne LE, Bugbee B. 2021. Colorimetric determination of urea using diacetyl monoxime with strong acids. *PLoS ONE* 16: 11.

MAPA. 1994. *Métodos Oficiales de Análisis*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Dirección General de Política Alimentaria. Madrid, Spain.

Singh J, Kunhikrishnan A, Bolan NS, Saggar S. 2013. Impact of urease inhibitor on ammonia and nitrous oxide emissions from temperate pasture soil cores receiving urea fertilizer and cattle urine. *The Science Total Environment* 465: 56–63.

Terman GL. 1979. Volatilization losses of nitrogen as ammonia from surface-applied fertilizers, organic amendments, and crop residues. *Advances in Agronomy* 31: 189–223.

EFECTO SUMIDERO DEL CULTIVO DE MAÍZ EN SIEMBRA DIRECTA BAJO DIFERENTES ESTRATEGIAS DE FERTILIZACIÓN Y RIEGO

Conde-López, A.M.^{1*}, Repullo-Ruibérriz de Torres, M.A.^{1,2,3}, Carbonell-Bojollo, R.², Veroz-González, O.⁴, Moreno-García, M.², Ordóñez-Fernández, R.², González-Sánchez, E.J.^{1,3,4}

¹Departamento de Ingeniería Rural, Escuela Técnica Superior de Ingeniería Agronómica y de Montes (ETSIAM), Universidad de Córdoba, España

²IFAPA, Área Recursos Naturales y Forestales, centro Alameda del Obispo, España

³European Conservation Agriculture Federation (ECAAF), Bélgica

⁴Asociación Española Agricultura de Conservación Suelos Vivos (AEACSV), España

[*antonioconde@uco.es](mailto:antonioconde@uco.es)

RESUMEN

Las actividades derivadas del sector agrario están intensificando el uso del suelo buscando una mayor productividad, lo que contribuye al agotamiento de los recursos naturales, como el agua, y al incremento del uso de fertilizantes que conlleva mayores emisiones de gases de efecto invernadero (GEI).

La implementación de buenas prácticas como las que promueve la Agricultura de Conservación son clave en la mitigación del cambio climático.

Durante tres campañas se estudió el balance de emisiones, mediante cámaras estáticas, y el secuestro de carbono en suelo en un cultivo de maíz en siembra directa bajo condiciones agroclimáticas semiáridas. Se establecieron diferentes estrategias de fertilización nitrogenada, considerando tres fuentes de N: urea (U), nitrato amónico cálcico (NAC) y nitrato sulfato de amonio con inhibidor de la nitrificación (DMPP); y dos dosis de riego: a demanda del cultivo (100%) y deficitaria al 75% (75%).

Las distintas estrategias tuvieron un impacto positivo en el efecto sumidero de carbono en el suelo. El impacto fue mayor con riego deficitario para todas las fuentes de N. Entre los resultados obtenidos, DMPP-75% fue la combinación óptima considerando ambos puntos de vista, el agronómico y el ambiental, ya que no se vio pormenorizada la producción. U-75% mostró el mayor secuestro de carbono, pero con una reducción significativa del rendimiento del 42,3% comparado con U-100%.

Este estudio proporciona nuevos conocimientos para el cultivo de maíz bajo siembra directa, práctica agroambiental que preserva el suelo y el agua y contribuye a la mitigación del cambio climático.

PALABRAS CLAVE: Agricultura de Conservación, buenas prácticas, cambio climático, inhibidor de la nitrificación

INTRODUCCIÓN

El incremento de la productividad agrícola viene de un mayor uso de insumos como los fertilizantes nitrogenados de síntesis, los cuales están contribuyendo negativamente al suelo, a las aguas subterráneas, y al medioambiente en general debido a la emisión de gases de efecto invernadero (GEI).

Las actividades asociadas a la agricultura generan, principalmente, emisiones de dióxido de carbono (CO₂), óxido nitroso (N₂O) y metano (CH₄). Estas emisiones están relacionadas con el manejo del suelo, el riego, la fertilización y las operaciones agrícolas realizadas en el cultivo.

Este estudio pretende contribuir a la mitigación del cambio climático a través del análisis de un balance de emisiones, especialmente cuando se implementan estrategias de fertilización y riego de forma adecuada y aplicando los principios de la Agricultura de Conservación (AC).

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se ha realizado en una parcela experimental ubicada en el Campus Agroalimentario Alameda del Obispo (Córdoba) durante tres campañas consecutivas. El cultivo evaluado ha sido el maíz en regadío bajo siembra directa.

El diseño experimental cuenta con tres repeticiones dando lugar a un análisis estadístico mediante un modelo split-plot. Se han establecido diferentes estrategias de fertilización nitrogenada, considerando tres fuentes de N: urea (U), nitrato amónico cálcico (NAC) y nitrato sulfato de amonio con inhibidor de la nitrificación (DMPP); y dos dosis de riego: a demanda del cultivo (100%) y deficitaria al 75% (75%).

Los principales GEI del suelo (CO_2 , N_2O y CH_4) a evaluar se midieron utilizando el método de cámara estática cerrada descrito por Ryden y Rolston (1983). La cuantificación de las emisiones asociadas a la energía consumida en una hectárea de cultivo tiene en cuenta las emisiones asociadas a las operaciones agrícolas, a los fertilizantes, a los productos fitosanitarios, a las semillas y al riego. Todas las emisiones se han expresado en kilogramos de CO_2 equivalentes ha^{-1} ($\text{kg CO}_2 \text{ eq. ha}^{-1}$). De esta misma manera se ha expresado el secuestro de carbono. Se ha determinado el carbono orgánico en suelo al inicio y al final de cada campaña a diferentes profundidades con el fin de determinar el stock de carbono hasta 40 cm al final del estudio.

El balance total en cada uno de los tratamientos a profundidades de 0 a 20 cm y de 0 a 40 cm se calculó como la diferencia entre emisiones medias de los GEI del suelo, emisiones medias asociadas a la energía consumida y el secuestro de carbono en el suelo.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El tratamiento con una dosis de riego máxima aplicando DMPP ha emitido menos emisiones de $\text{CO}_2 \text{ eq.}$ desde el suelo a lo largo del estudio, aunque la media de la producción de maíz fue menor, aunque no significativamente, en comparación al tratamiento U con una dosis de riego máxima. Sin embargo, el tratamiento que más emisiones ha emitido a la atmósfera fue NAC con una dosis de riego deficitaria, sin obtener mayor producción de grano que el resto de los tratamientos. En el caso de los tratamientos con una dosis de riego deficitaria, se ha ahorrado un 25% de agua, manteniendo una producción media de 9 t ha^{-1} aunque con un 6% más de emisiones totales que con una dosis de riego máxima.

Las emisiones de $\text{CO}_2 \text{ eq.}$ acumuladas fueron menores que las observadas por Guardia et al. (2017) comparando distintos tipos de riego y fertilización en un cultivo de maíz. No obstante, en sus ensayos Guardia et al. (2017) obtuvieron menores emisiones con riego localizado que con riego por aspersión. Asimismo, Corrochano-Monsalve et al. (2020) obtuvieron valores algo mayores en las emisiones de GEI, aunque fueron menores con no laboreo que con el manejo convencional.

En siembra directa con la permanencia de los residuos cabe esperar un incremento en el stock de carbono, especialmente en los primeros cm de suelo (Bienes et al. 2021). Dado que se reducen las labores reduciendo así las emisiones por rotura de los agregados que hacen liberar carbono en forma de CO_2 (Carbonell-Bojollo et al. 2011). Además, el input de C que proporcionan los residuos al descomponerse en materia orgánica aumenta los niveles de C, siendo mayores cuanto mayor es la cantidad de residuos (Duiker y Lal 1999).

Cuando se consideran todas las salidas y entradas de C del sistema se observan en general valores negativos, que indican que el suelo ha actuado como sumidero global de C (Tabla 1).

Tabla 2. Emisiones medias de los GEI del suelo, emisiones medias asociadas a la energía consumida, secuestro de carbono en el suelo y balance total en cada tratamiento a una profundidad de 0 a 40 cm.

Dosis de riego	Fertilizantes	Emisiones medias GEI del suelo	Emisiones medias asociadas a la energía consumida	Secuestro de carbono en el suelo	Balance
		Mg CO ₂ eq. ha ⁻¹ año ⁻¹			
100%	U	2,46	2,34	8,02	-3,22
	NAC	2,43	2,81	10,42	-5,18
	DMPP	2,34	2,67	12,58	-7,57
75%	U	2,56	2,04	17,07	-12,47
	NAC	2,66	2,50	10,71	-5,55
	DMPP	2,49	2,36	11,16	-6,31

En general, las variaciones en los datos de emisiones fueron menores entre fertilizantes que entre dosis de riego, teniendo las emisiones anuales promedio medidas desde el suelo un rango de 2,34 – 2,66 Mg CO₂ eq. ha⁻¹ año⁻¹ y las asociadas a la energía consumida 2,04 – 2,81 Mg CO₂ eq. ha⁻¹ año⁻¹. Por el contrario, las variaciones en C secuestrado según el tratamiento fertilizante y la dosis de riego fueron grandes, además, influye la profundidad muestreada, observándose incrementos del C de suelo hasta 40 cm de profundidad.

Estos resultados coinciden con los obtenidos por Dachraoui y Sombrero (2020) también realizados en maíz en regadío, observando un balance negativo de emisiones cuando se incluía el incremento del carbono del suelo en el balance. Guardia et al. (2016) en cereal y leguminosa no irrigados, también indicaron un balance neto donde el suelo actúa como sumidero cuando se incluía el secuestro de carbono en suelo en el balance.

La gran cantidad de carbono secuestrado y la reducción de emisiones con la práctica de la siembra directa convierten al sistema en una práctica netamente mitigadora. En el caso del NAC, las emisiones en la fabricación del fertilizante fueron mayores, además las emisiones asociadas al riego fueron mayores con riego a dosis máxima. La U tiene menores emisiones en la fabricación, pero en el caso del riego a máxima demanda fue el tratamiento con menor secuestro. Sin embargo, con el riego deficitario la mayor tasa de secuestro se observó con este fertilizante.

Las grandes tasas de secuestro obtenidas implican que este sistema de no laboreo con permanencia de residuos pueda desarrollar la actividad agraria al tiempo que mitiga el cambio climático, siendo el suelo agrario y su manejo un factor clave en la regulación del clima (Lal et al. 2021).

CONCLUSIONES

La adopción de la siembra directa en el cultivo de maíz con riego localizado repercute positivamente en el efecto sumidero de carbono orgánico en el suelo contribuyendo a la mitigación del cambio climático, siendo aun mayor ese efecto cuando se reduce la dosis de riego. De esta manera se le atribuye a la Agricultura de Conservación la capacidad para reducir las emisiones de gases de efecto invernadero del suelo y disminuir el consumo de energía empleada en el proceso agrícola.

El fertilizante con inhibidor de la nitrificación se presenta como una alternativa para el agricultor ya que tuvo mayor secuestro de carbono con riego a demanda teniendo el mejor balance por producción, convirtiéndolo en el fertilizante con mayor poder mitigador del cambio climático cuando no se producen restricciones en el riego.

Agradecimientos: Al proyecto LIFE Innocereal EU (LIFE21-CCM-ES-101074009) cofinanciado por la Unión Europea.

REFERENCIAS

Bienes R, Marques MJ, Sastre B, García-Díaz A, Esparza I, Antón O, Navarrete L, Hernánz JL, Sánchez-Girón V, Sánchez del Arco MJ, Alarcón R. 2021. Tracking changes on soil structure and organic carbon sequestration after 30 years of different tillage and management practices. *Agronomy* 11(2): 291.

Carbonell-Bojollo R, González-Sánchez EJ, Veróz-González O, Ordóñez-Fernández R. 2011. Soil management systems and short term CO₂ emissions in a clayey soil in southern Spain. *Science of the Total Environment* 409(15): 2929–2935.

Corrochano-Monsalve M, Huérfano X, Menéndez S, Torralbo F, Fuertes-Mendizábal T, Estavillo JM, González-Murua C. 2020. Relationship between tillage management and DMPA nitrification inhibitor efficiency. *Science of the Total Environment* 718: 134748.

Dachraoui M, Sombrero A. 2020. Effect of tillage systems and different rates of nitrogen fertilisation on the carbon footprint of irrigated maize in a semiarid area of Castile and Leon, Spain. *Soil and Tillage Research* 196: 104472.

Duiker SW, Lal R. 1999. Crop residue and tillage effects on carbon sequestration in a Luvisol in central Ohio. *Soil and Tillage Research* 52(1–2): 73–81.

Guardia G, Cangani MT, Andreu G, Sanz-Cobena A, García-Marco S, Álvarez JM, Recio-Huetos J, Vallejo A. 2017. Effect of inhibitors and fertigation strategies on GHG emissions, NO fluxes and yield in irrigated maize. *Field Crops Research* 204: 135–145.

ÁREA 3. SUELOS FORESTALES



EL SUELO COMO FACTOR CLAVE EN LOS MANEJOS PRE- Y POST-INCENDIO

Mataix-Solera, J.* , García-Carmona, M., Olivares, L.D., Arcenegui, V., García-Orenes, F.

Grupo de Edafología y Tecnologías del Medio Ambiente GETECMA. Departamento de Agroquímica y Medio Ambiente. Universidad Miguel Hernández. Avda. de la Universidad s/n, 03202. Elche, Alicante, España.

*:jorge.mataix@umh.es

INTRODUCCIÓN

A pesar de que el fuego es un factor natural en nuestros ecosistemas (Pausas et al. 2009), los cambios producidos en su régimen natural lo han convertido en un problema, no solo medioambiental, si no también social, económico y en algunos casos de seguridad civil. El abandono de las actividades en el medio rural desde hace décadas ha llevado a una acumulación de combustible y un aumento de la continuidad de éste, tanto horizontal como vertical. En el contexto actual, el problema se agrava por las condiciones de cambio climático, haciendo imprescindible que se invierta más en gestión forestal para prevenir y evitar aquellos incendios que pueden ser catastróficos. En las últimas décadas en España, a pesar de que el número de incendios muestra una tendencia descendente (incluidos los Grandes Incendios Forestales (GIFs, aquellos mayores de 500 ha), éstos últimos son mucho más grandes. Por poner un ejemplo, aunque en 2022 hubo 293 incendios en la Comunidad Valenciana solo dos de ellos quemaron más de 30.000 ha, es decir, el 91% de la superficie quemada ese año, según datos del MITECO. Esos grandes incendios forestales son realmente el problema (datos del MITECO). Esos incendios son realmente el problema, no el fuego en sí, y por tanto debemos modificar el escenario para reducir la probabilidad de que ocurran dentro de lo posible. Esto solo puede hacerse con más gestión forestal que ayude a crear un paisaje menos homogéneo y más en mosaico, todo ello siempre sin fragmentar hábitats y teniendo en cuenta el impacto negativo que pueden producir en el suelo. Sabemos que no todos los suelos son igual de vulnerables al impacto del fuego y su respuesta puede ser muy diferente (Mataix-Solera et al. 2019). Este conocimiento es básico para una adecuada gestión forestal.

MANEJOS PRE-INCENDIO Y EFECTOS EN SUELOS

Entre los manejos y estrategias de gestión forestal para la prevención de incendios podemos encontrar diversidad: las quemas prescritas, la realización de clareos (reducción en densidad) en masas forestales muy homogéneas, el mantenimiento de campos sembrados con fines cinegéticos, el pastoreo, usos agrícolas en entornos rural-forestal con manejos más sostenibles y cultivos compatibles con el paisaje, el mantenimiento de sendas forestales, etc. Existen, además, trabajos en los que se han estudiado los efectos en el suelo. Por ejemplo, se ha comprobado que el impacto de las quemas prescritas sobre el suelo es en general mucho menor que el de un incendio. Esto dependerá de muchos factores, pero al ser fuegos de baja intensidad, y hacerse solo en zonas estratégicas, se pueden realizar evitando un impacto negativo, aunque es importante atender a la recurrencia con la que se hagan, ya que una recurrencia alta podría resultar perjudicial (Alcañiz et al. 2018). Probablemente la combinación o alternancia de manejos sea la mejor opción. Un estudio reciente sobre el impacto de la ganadería extensiva en el Parque Natural de la Sierra de Cazorla, ha mostrado beneficios para la conservación del suelo, al estabilizar carbono orgánico a través de la biomasa microbiana y no suponer un impacto negativo en propiedades físicas (Marks et al. 2024). Sería de alto interés comparar con otras zonas con suelos diferentes. Respecto a los clareos, nuestros estudios no han mostrado a corto plazo efectos negativos en el suelo. Hemos observado un ligero aumento de biomasa microbiana, atribuible a la mayor entrada de agua y calor al suelo tras reducir la densidad de vegetación que intercepta luz y parte de las

lluvias.

MANEJOS POST-INCENDIO Y EFECTOS EN SUELOS

En cuanto a manejos post-incendio, son muchos los trabajos que hemos llevado a cabo. Respecto a la extracción de madera quemada utilizando maquinaria pesada, arrastre de troncos sobre un suelo recientemente quemado (meses) hemos comprobado que suponen un impacto que en ocasiones es mayor que el propio incendio, disparando las tasas de erosión y por tanto dejando un ecosistema con un suelo que ha perdido calidad (García-Orenes et al. 2017), una alteración profunda de la comunidad microbiana (García-Carmona et al. 2021), y afectando también a las biocostras dominadas por musgos, que juegan un papel crucial en la recuperación de suelos afectados por incendios forestales (García-Carmona et al. 2023a). Se ha demostrado la efectividad en la reducción de las tasas de erosión de tratamientos a corto plazo protectores para el suelo como los acolchados (*mulch*). Sin embargo, no siempre son necesarios, y en ocasiones pueden generar un impacto negativo si, por ejemplo, ya hay una biocostra incipiente desarrollándose sobre el suelo, éstos pueden inhibir su crecimiento y, por tanto, restar todos los beneficios que ésta aporta al suelo (García-Carmona et al. 2023b).

REFERENCIAS

Alcañiz M, Outeiro L, Francos M, Úbeda X. 2018. Effects of prescribed fires on soil properties: A review. *Science of the Total Environment* 613-614: 944-957.

García-Carmona M, García-Orenes F, Arcenegui V, Mataix-Solera J. 2023a. The recovery of Mediterranean soils after post-fire management: The role of biocrusts and soil microbial communities. *Spanish Journal of Soil Science* 13: 11388.

García-Carmona M, García-Orenes F, Mataix-Solera J, Roldán A, Pereg L, Caravaca F. 2021. Salvage logging alters microbial community structure and functioning after a wildfire in a Mediterranean forest. *Applied Soil Ecology* 168: 104130.

García-Carmona M, Lepinay C, Mataix-Solera J, Baldrian P, Arcenegui V, Cajthaml T, García-Orenes F. 2023b. Post-fire wood mulch negatively affects the moss biocrust cover and its positive effects on microbial diversity in a semi-arid Mediterranean forest. *Applied Soil Ecology* 191: 105026.

García-Orenes F, Arcenegui V, Chrenková K, Mataix-Solera J, Moltó J, Jara-Navarro AB, Torres MP. 2017. Effects of salvage logging on soil properties and vegetation recovery in a fire-affected Mediterranean forest: a two year monitoring research. *Science of the Total Environment* 586, 1057–1065

Mataix-Solera J, Arellano EC, Jaña JE, Olivares L, Guardiola J, Arcenegui V, García-Carmona M, García-Franco N, Valenzuela P. 2021. Soil vulnerability indicators to degradation by wildfires in Torres del Paine National Park (Patagonia, Chile). *Spanish Journal of Soil Science* 11: 10008.

Marks EAN, Barbosa JM, García-Orenes F, Mataix-Solera J, Arcenegui V, Albolafio S, Velamazán M, García-Carmona M, Sánchez-Zapata JA. 2024. Ungulate herbivores promote contrasting modifications of soil properties and organic carbon stabilization in a grazed grassland versus rewilded woodland environment. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 367: 108983

Pausas JG, Llovet J, Rodrigo A, Vallejo R. 2009. Are wildfires a disaster in the Mediterranean basin? A review. *International Journal of Wild land Fire* 17(6): 713-723.

ACTIVIDAD ENZIMÁTICA DEL SUELO COMO INDICADOR DE RESILIENCIA DE PINARES AFECTADOS POR DIVERSA SEVERIDAD DE QUEMADO Y RECURRENCIA AL FUEGO

Marina Riesco-Amurrio*, Botella-Bou R., Cano-Costa M., Díaz-Montero A., Peña-Molina E., Fajardo-Cantos A; de las Heras J, Moya D.

Forest Ecology Research Group (ECOFOR). High Technical School of Agricultural and Forestry Engineering and Biotechnology. University of Castilla-La Mancha, University Campus, s/n, 02071, Albacete, Spain.

[*Marinalabel.riesco@uclm.es](mailto:Marinalabel.riesco@uclm.es)

RESUMEN

Los incendios tienen un gran efecto sobre la calidad biológica del suelo, cambiando sus propiedades según la severidad alcanzada por el incendio. A nivel microbiológico se tiene constancia de que la actividad de las enzimas responsables de la descomposición de la materia orgánica (concretamente B glucosidasa, fosfatasa y ureasa) pueden servir como indicador de la severidad de un incendio forestal y de su impacto en el ecosistema. Este estudio profundiza en el conocimiento de los cambios en la actividad enzimática del suelo debidos a la perturbación que ocasiona un incendio forestal, respecto a la existencia de recurrencia y diferente severidad en los suelos de estudio. Se desarrolló en pinares de *Pinus halepensis*, caracterizados por un clima semiárido con temperatura media de 15 °C, un suelo formado por margas, dolomías y calizas y una altitud variable de 700 a 1500 m. Estos lugares fueron afectados por incendios de 1994 y 2017 en Yeste (Albacete) y su zona de recurrencia. En cada área de estudio se valoró la severidad de quemado con imágenes de satélite (índices de ratio de la diferencia de quemado normalizado (dNBR)) y validación en campo (índice de quemado compuesto (CBI)) y se implementaron tres parcelas de muestreo cuadradas (90 m²) por severidad de quemado y recurrencia. En cada parcela se tomaron nueve muestras compuestas de suelo (< 5 cm profundidad) para evaluar la actividad enzimática del suelo, antes y después del verano del 2022 y 2023. Los resultados obtenidos permiten establecer relaciones entre la severidad de quemado y la actividad enzimática. Siendo la severidad más elevada responsable de la recuperación más lenta de la actividad en suelos. Además, se observa que los valores de actividad de la B-glucosidasa se reducen en parcelas con recurrencia de incendio. La fosfatasa disminuye y la ureasa aumenta con el paso del tiempo tras el incendio en las muestras valoradas.

PALABRAS CLAVE: Incendio, severidad, interfaz planta-suelo, enzimas, manejo del monte

INTRODUCCIÓN

Los suelos sufren daños constantes por las diferentes actividades que se desarrollan en ellos, pero si hay una perturbación que es clave es la que es provocada por los incendios forestales. La intensidad, duración, recurrencia y carga del combustible disponible determinan el grado de perturbación que se originará en el suelo debido a un incendio. De forma general se sabe que los incendios de baja severidad con deposición de ceniza en la superficie causan cambios en la actividad química del suelo, incluyendo el aumento en la disponibilidad de nutrientes y pH, lo cual podría resultar beneficioso para obtener un rendimiento productivo (Agbeshie et al. 2022). Por otra parte, los incendios de alta severidad afectan mucho al suelo entre otras cosas por la variación del pH y destrucción de la materia orgánica que provocan y que resultan en una volatilización de los nutrientes y la reducción de la estabilidad de los agregados (Agbeshie et al. 2022) Además, este tipo de incendios provocan un aumento en la hidrofobicidad de las partículas del suelo que conlleva a una disminución de la capacidad de infiltración de agua con la consiguiente erosión y destrucción posterior de la vida de los microorganismos del suelo siendo cada vez más complicada su restauración. En este estudio

se han estudiado los cambios en el suelo que se producen en zonas de alta severidad con el efecto de la recurrencia.

MATERIALES Y MÉTODOS

Zona de estudio

La zona de estudio está situada en el municipio de Yeste provincia de Albacete, al sureste de la Península Ibérica (Figura 1). Se trata de una zona encuadrada en un clima seco con ciertos puntos subhúmedos (Allué 1990) donde la precipitación y temperatura media anual fueron de casi 500 mm y 15 °C de temperatura media.

El incendio de 1994 acaeció después de un período largo de sequía por lo que el combustible acumulado provocó la magnitud de ese incendio. En el 2017, año del segundo gran incendio de Yeste la situación climática fue similar, pues los años previos habían sido muy secos.

Los materiales que conforman esta zona son calizos, como dolomías, margas y arcillas. Los suelos son pobres, con bajo contenido de materia orgánica.

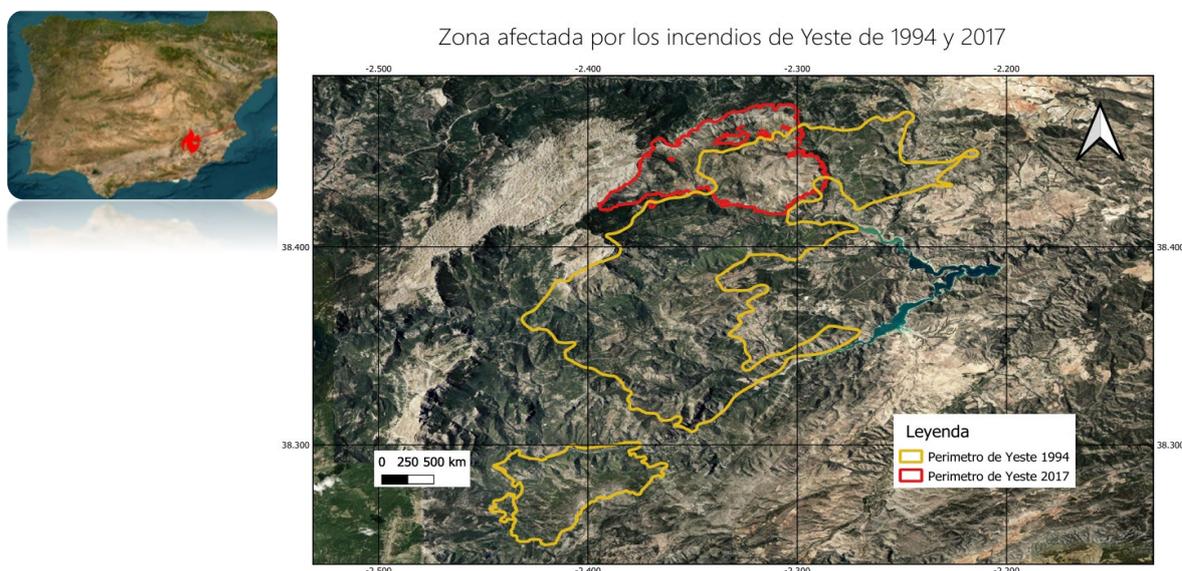


Figura 1. Situación de la zona de estudio y perímetro de los incendios de Yeste de 1994 y 2017. Creación propia.

El incendio más antiguo de estudio tuvo lugar el mes de julio de 1994 y quemó más de 14000 ha de pinar la mayoría en fincas privadas. La vegetación preponderante en la zona era un bosque abierto de pino mediterráneo acompañado de un estrato arbustivo dominado por jarales y lentiscales. En el mismo municipio, en 2017 volvió a suceder otro incendio que calcinó más de 3200 ha en una gran parte de parcelas no afectadas por el incendio de 1994 pero llegando también a generar zonas de recurrencia en una parte con el incendio de 1994. Debido al gran regenerado de pino carrasco que se produjo en algunas zonas tras el incendio de 1994 se realizaron diferentes tratamientos de manejo de reducción de densidad tras 5 y 10 años después del incendio. Alcanzando densidades 800 pies ha⁻¹ y 1600 pies/ ha. (Moya et al. 2013)

Diseño experimental

Habiendo pasado ya más de 5 años desde el último incendio acaecido en la zona se ha realizado un muestreo de suelo para observar la actividad enzimática del suelo de las diferentes zonas y cómo evoluciona a corto plazo.

Se establecieron 3 parcelas para cada una de las zonas de estudio, siendo estas: control, incendio del 1994, incendio de 2017 y su recurrencia. Los muestreos se realizaron en otoño de 2022, y en primavera y otoño de 2023. En cada parcela se toman 5 submuestras aleatorias en un cuadrado de 15 x 15cm en el suelo tras retirar toda la hojarasca y cogiendo el suelo mineral de los primeros 5 cm de profundidad, alcanzando los 300 g de suelo sin tamizar y se guardarán en frío inmediatamente.

Tratamiento de datos

En cuanto al tratamiento estadístico, se evaluó la significancia de las diferencias entre cada una de las muestras recogidas en el momento de muestreo por zona con el programa Statgraphics. La relación entre la recurrencia y las características del sedimento recogido se llevó a cabo con el cálculo del coeficiente de correlación de Pearson.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

B-Glucosidasa

Los resultados que se obtienen muestran que el comportamiento de la glucosidasa se ve muy afectado por el solape en los incendios. Siendo la regeneración muy lenta en estas zonas. Se puede ver como a medida que pasa el tiempo se tiende a los valores iniciales siendo los del incendio de 1994 más próximos a los de la parcela control que los del incendio de 2017. La actividad enzimática disminuye considerablemente en las zonas de recurrencia, además que se distingue una mayor actividad otoñal de la glucosidasa frente a la estival. En ambas épocas se puede ver como la menor actividad enzimática es la que se alcanza en las zonas donde hubo recurrencia de incendios, y las zonas del incendio del 94 son las más próximas a los valores de control.

Fosfatasa

La fosfatasa disminuye a medida que el tiempo pasa desde la aparición del incendio, al ser una enzima muy ligada al comportamiento de las plantas en el suelo es complicado alcanzar sus valores iniciales en zonas donde la regeneración sea tardía. El solape de incendios tiene una variabilidad escasa en otoño y la zona que ardió en 1994 es la que presentó menores valores lo que es coherente ya que como se dijo esta enzima disminuye con el paso del tiempo. Sin embargo, en verano sucedió todo lo contrario y la actividad más alta es la que se registra en las zonas que ardieron en el año 1994. Las muestras de otoño muestran diferencias significativas respecto de la recurrencia y la variabilidad de la fosfatasa se observa que es mayor en el verano.

Ureasa

La ureasa resulta muy afectada por el solape entre incendios, el valor medio de la parcela control disminuye en función de la recurrencia de incendios. Siendo menor cuando existe recurrencia. Además, de todas las enzimas analizadas la ureasa es la que muestra un mayor rango de valores en su actividad. Sin embargo, el comportamiento de la ureasa no muestra diferencias entre verano y otoño.

A partir de los resultados y comparando con diversas fuentes que han constatado que ciertos microorganismos ante un incremento de temperatura disminuyen la síntesis enzimática y la secreción de enzimas extracelulares como principal respuesta (Allison, 2005) se establece una estrecha relación entre la actividad enzimática y la temperatura del suelo.

Como ya se dijo, el incremento de la temperatura del suelo, los niveles elevados de dióxido de carbono atmosférico (Flinzi et al. 2006) y el cambio de los ciclos entre un terreno húmedo y seco (Fierir y Schimel 2003), pueden cambiar la composición microbiana y modificar las

actividades de la biomasa y las enzimas. Esto podría justificar por qué las actividades enzimáticas decaen de forma generalizada en verano. Además, no se puede dejar de mencionar que las enzimas se ven claramente afectadas por la recurrencia de los incendios. Siendo esta perjudicial para la regeneración del suelo y de la masa vegetal.

Por otra parte, diversas investigaciones concluyen que las parcelas de pino carrasco en el área mediterránea se ven muy afectadas por la severidad del fuego y que la actividad enzimática está totalmente relacionada con la recuperación de su comunidad vegetal. (Moya et al. 2019). También se ha de tener en cuenta que el aumento en la salinidad del suelo y su solidez dirige a una disminución exponencial de la actividad de la B-glucosidasa, lo cual es un gran inconveniente debido al notable aumento en la salinidad de los suelos tras un incendio y que se puede corroborar en el análisis de otoño de 2022.

CONCLUSIONES

Como ya se dijo las enzimas contenidas en el suelo afectan en todos los procesos bioquímicos de descomposición de la materia orgánica además de que son esenciales para mantener una buena salud en el suelo. Además, estas enzimas catalizan trabajando de forma conjunta las reacciones necesarias en procesos vitales de los microorganismos del suelo, estabilización de la estructura y ciclo de nutriente. De forma general las enzimas tienen mayor actividad en el verano, sin embargo, se ha visto como en las actividades enzimáticas de la glucosidasa, fosfatasa y ureasa las parcelas control expresan una menor actividad enzimática en el verano. Siendo en algunos casos incluso menor que en las zonas donde ocurrieron incendios.

Se esperan los resultados de los análisis del año 2023 y del 2024 con el fin de poder ver si hay una mejoría en las propiedades del suelo.

REFERENCIAS

- Agbeshie AA. 2022. A review of the effects of forest fire on soil properties. *Journal of Forestry Research* 33(2): 1-23.
- Allison SD. 2005. Cheaters, diffusion and nutrients constrain decomposition by microbial enzymes. *Ecology letters* 8: 626-635.
- Allué J. 1990. Atlas Fitoclimático de España: Taxonomía. Instituto Nacional de Investigaciones Agrarias. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Colección de monografías del INIA.
- Fierir N, Schimel J. 2003. A proposed mechanism for the pulse in carbon dioxide production. *Soil Science Society of America Journal* 67 (3): 798-805.
- Finzi AC, Sinsabaugh R, Long T, Osgood M. 2006. Microbial community responses to atmospheric carbon dioxide enrichment in a warm-temperature forest. *Ecosystems* 9 (2): 215-226.
- Moya D, Gonzalez de Vega S, Lozano E, García-Orenes F, Mataix-Solera J, Lucas-Borja M, de las Heras J. 2019. The burn severity and plant recovery relationship affect the biological and chemical soil properties of *Pinus halepensis* Mill. stands in the short and mid-terms after wildfire. *Journal of Environmental Management* 235, 250-256.
- Moya D, de las Heras J, Serrano FR. 2013. El gran incendio de Yeste en 1994: regeneración natural del monte quemado e influencia de los tratamientos silvícolas en su recuperación. *Sabuco. Revista de estudios Albacetenses*, 113-132.

CONCENTRACIÓN Y RESERVORIO DE Hg EN SUELO Y BIOMASA AÉREA DE UNA PLANTACIÓN DE *PINUS SYLVESTRIS* EN EL NO DE LA PENÍNSULA IBÉRICA.

Andrea Parente-Sendín^{1,2,*}, Melissa Méndez-López^{1,2}, Noemi Calvo-Portela^{1,2}, Paulo Nantes-Orge^{1,2}, Flora Alonso-Vega^{1,2}, Juan Carlos Nóvoa-Muñoz^{1,2}

¹ Universidade de Vigo, Departamento de Bioloxía Vexetal e Ciencia do Solo, Área de Edafoloxía e Química Agrícola, Facultade de Ciencias. Ourense, España.

² Instituto de Agroecoloxía e Alimentación (IAA). Universidade de Vigo, Campus Auga. Ourense, España.

[*andrea.parente@uvigo.gal](mailto:andrea.parente@uvigo.gal)

RESUMEN

Este estudio estima el reservorio de Hg en el suelo y en la biomasa aérea de una plantación de *P. sylvestris*, una especie forestal ampliamente distribuida por Europa y Asia. La concentración de Hg (THg) en diferentes componentes de la biomasa aérea (rango 1.4- 52 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$) aumentó en la secuencia: madera rama < madera tronco < corteza rama < acículas < corteza tronco. En el suelo, el promedio de THg en el horizonte orgánico fue de 129 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ y en el suelo mineral (hasta 60 cm) fue de 106 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$, superando ampliamente los niveles observados en la biomasa aérea. El reservorio de Hg (RHg) siguió la secuencia: biomasa aérea (3 $\text{g}\cdot\text{ha}^{-1}$) < horizonte orgánico (7 $\text{g}\cdot\text{ha}^{-1}$) < suelo mineral (288 $\text{g}\cdot\text{ha}^{-1}$). Así, el suelo mineral acumula el 97 % de todo el Hg almacenado en el sistema suelo-planta estudiado. Dada la elevada toxicidad potencial del Hg, se hace preciso minimizar la alteración de los suelos durante la fase de explotación forestal para reducir los riesgos de movilización del Hg acumulado hacia otros componentes sensibles de los ecosistemas terrestres, lo que facilitaría su entrada en la cadena trófica.

Palabras clave: mercurio, horizontes, sumidero, corteza, movilización.

INTRODUCCIÓN

El mercurio está considerado como un contaminante global, altamente tóxico y capaz de depositarse en zonas muy alejadas de sus fuentes de emisión (Gong et al. 2014). Los ecosistemas terrestres son un componente fundamental en el ciclo biogeoquímico global del Hg, en los que los suelos reciben el equivalente a la mitad de todas las emisiones anuales de Hg de fuentes naturales y antrópicas (Zhou y Obrist 2021). El Hg alcanza los suelos por deposición húmeda y/o seca, siendo este último el mecanismo dominante en los ecosistemas forestales ya que una importante fracción del Hg atmosférico es inicialmente acumulado por la biomasa aérea y luego transferido al suelo mediante la caída del fronde (*litterfall*). De este modo, los suelos son el principal receptor final de Hg en los ecosistemas terrestres a nivel global (Wang et al. 2019), hecho al que contribuye la afinidad del Hg por la materia orgánica del suelo (Du et al. 2019). Por su parte, la biomasa aérea también acumula a medio plazo una fracción considerable de Hg atmosférico, convirtiendo a bosques y plantaciones forestales en el segundo reservorio de Hg en los medios terrestres (Zhou et al. 2021).

El objetivo de este estudio es conocer el contenido, acumulación y distribución de Hg en diferentes componentes del sistema suelo-planta en una plantación de *Pinus sylvestris*.

MATERIALES Y MÉTODOS

La zona de estudio se localiza en el NO de España (Covelo-Pontevedra), a unos 750 m de altitud, con una temperatura media anual de 13,3 °C, precipitación anual de 1612 $\text{L}\cdot\text{m}^{-2}$, una litología predominantemente granítica y *Pinus sylvestris* como especie arbórea dominante.

En el área de estudio se seleccionaron tres subparcelas de 225 m² (15 x 15 m) representativas de una plantación de *P. sylvestris*, en las que se recogen datos de altura y diámetro de todos los árboles de cada subparcela. En las subparcelas se recogieron submuestras (n = 20-40) de acículas, ramas >2 cm de grosor, corteza de tronco y madera tronco para obtener entre 6 y 9 muestras compuestas representativas de cada uno de estos componentes de la biomasa aérea. En el entorno de las subparcelas, se recogieron muestras de los horizontes orgánicos (OL, OF y OH o OF+OH) en cuatro localizaciones y el suelo mineral (horizontes Ah y Ac) en dos de ellas (profundidades: 0-5, 5-10, 10-15, 15-20, 20-30, 30-40, 40-50 y 50-60 cm). La densidad aparente se estimó en los horizontes orgánicos a partir de su espesor y masa por unidad de superficie, y mediante camisas de densidad en el suelo mineral.

Tras su secado al aire, las muestras de vegetación y horizontes orgánicos se trituraron (4 mm) y se obtuvo la fracción tierra fina (<2 mm) del suelo mineral. Alícuotas de estas muestras se molieron finamente para determinar, por duplicado, los niveles de Hg total (autoanalizador DMA-80). En horizontes orgánicos y suelo mineral se determinaron pH (en agua, pH_w), C y N totales y la capacidad de intercambio catiónico efectiva (CICe). El reservorio de Hg (RHg) del suelo se calculó a partir del THg, espesor y densidad aparente de cada horizonte. En la biomasa aérea, el RHg en acículas, ramas y tronco se estimó utilizando las ecuaciones alométricas definidas para *P. sylvestris* por Ruíz-Peinado et al. (2012).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Características generales de los suelos

Los valores de algunas propiedades de los suelos se presentan en la Tabla 1. Son suelos ácidos (pH_w 3.6-4.6), ricos en C orgánico total (42 g·kg⁻¹ a 60 cm de profundidad) y una relación C/N y CICe que disminuyen con la profundidad. Las características químicas y morfológicas son indicativas de que se trata de suelos cumúlicos de tipo ránker (Umbrisols).

Tabla 1 – Promedio de diferentes características de los horizontes orgánicos y minerales de los suelos de la plantación de *P. sylvestris*.

Horizonte	pH _w	C** g·kg ⁻¹	N g·kg ⁻¹	C/N	CICe*** cmol _c ·kg ⁻¹
OL	4,5	460,2	12,9	35,7	22,5
OF	4,5	474,0	13,9	34,0	21,1
OH	4,4	434,5	15,7	27,6	14,8
0-5 cm	3,6	303,1	14,0	21,5	11,6
5-10 cm	3,6	149,6	8,6	17,2	8,2
10-15 cm	3,8	104,7	6,9	15,2	6,3
15-20 cm	4,1	75,6	5,5	13,6	4,5
20-30 cm	4,3	69,7	5,1	13,6	3,9
30-40 cm	4,4	66,9	4,8	13,9	3,7
40-50 cm	4,3	58,5	3,9	15,4	3,3
50-60 cm	4,6	42,0	2,6	16,2	2,2

Niveles de Hg total y reservorios de Hg en la biomasa aérea y en suelos.

Los valores de Hg total (THg) y su reservorio (RHg) en la biomasa aérea se presentan en la Tabla 2. El promedio de THg en acículas fue de 33,6 µg·kg⁻¹, siendo considerablemente mayor que en la madera de ramas (0,8-1,6 µg·kg⁻¹) indicando una mayor actividad de la biomasa foliar en la captación de Hg de la atmósfera. Niveles semejantes de THg (27 µg kg⁻¹) fueron obtenidos en la biomasa foliar de bosques de coníferas (Zhou y Obrist 2021). Nuestros valores de THg en la madera de ramas son muy inferiores al del estudio antes citado (16 µg·kg⁻¹),

aunque el de corteza de ramas es muy similar ($20,9 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$). Esto sugiere que los valores de THg en ramas de Zhou y Obrist (2021) proceden de muestras que incluyen la corteza.

El promedio para el reservorio de Hg (RHg) en la corteza y madera del tronco fue de 1,2 y 1,3 $\text{g}\cdot\text{ha}^{-1}$, respectivamente, siendo más del doble de lo acumulado en la biomasa foliar ($0,45 \text{g}\cdot\text{ha}^{-1}$) de *P. sylvestris*. Esto indica que solo un 15% del total del RHg, el derivado de la biomasa foliar, se transferiría al suelo a corto plazo (4-5 años), mientras que el 85% restante iría llegando al suelo progresivamente durante varias décadas.

Tabla 2. Estadísticos descriptivos de Hg total (THg, $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$) y del reservorio de Hg (RHg, $\text{g}\cdot\text{ha}^{-1}$) en la biomasa de acículas, madera y corteza de ramas y tronco de *P. sylvestris*.

	Acículas		Corteza Ramas		Madera ramas		Corteza Tronco		Madera Tronco	
	THg	RHg	THg	RHg	THg	RHg	THg	RHg	THg	RHg
promedio	33,6	0,45	20,9	0,12	1,4	0,03	52,2	1,3	4,8	1,2
des. est.	2,7	0,04	3,8	0,02	0,3	0,01	17,0	0,4	0,2	0,04
máximo	37,9	0,51	24,7	0,14	1,6	0,04	80,9	2,0	4,9	1,2
mínimo	29,4	0,40	14,6	0,08	0,8	0,02	28,4	0,7	4,6	1,1

En cuanto a los suelos, los niveles de THg en los horizontes orgánicos siguieron la secuencia $\text{OL} < \text{OF} < \text{OH}$, con promedios de 101, 132 y $181 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$, respectivamente (Fig. 1). El promedio del RHg fue de 0,55, 0,85 y $5,4 \text{g}\cdot\text{ha}^{-1}$ para OL, OF y OH, respectivamente. Los valores más elevados tanto de THg como de RHg se encontraron en el subhorizonte orgánico más humificado (OH). Esta tendencia coincide con estudios previos donde se evaluaron THg y RHg en horizontes O bajo diferentes especies arbóreas (Méndez-López et al. 2022), quienes además observaron una estrecha relación entre THg y la relación C/N.

Los valores de THg en el suelo mineral disminuyen con la profundidad desde $212,5 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ (0-5 cm) hasta $74 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ en la capa 50-60 cm (Fig. 1). Estos valores están muy por encima de los niveles de THg en la litología dominante de la zona ($1,5 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$), indicando que la mayor parte del Hg del suelo procede de fuentes atmosféricas. El valor medio del RHg en el suelo mineral aumenta con la profundidad (máximo de $46 \text{g}\cdot\text{ha}^{-1}$ a 50-60 cm, Fig. 1). El promedio de RHg para todo el suelo mineral (0-60 cm) en las parcelas analizadas fue de $288 \text{g}\cdot\text{ha}^{-1}$.

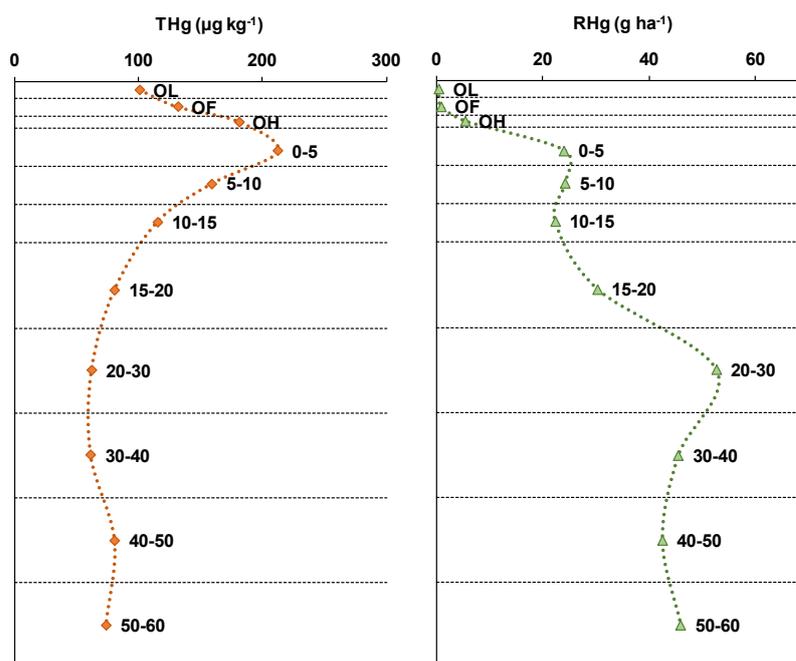


Figura 1. Distribución en profundidad de la concentración de Hg (THg) y reservorio de Hg (RHg).

CONCLUSIONES

El almacenamiento mayoritario de Hg en *P. sylvestris* ocurre en componentes con una tasa de descomposición (madera y corteza de tronco), lo que confiere a buena parte de su biomasa aérea un papel destacado como sumidero a medio plazo de Hg en bosques/plantaciones de esta especie. No obstante, los suelos son el principal responsable del almacenamiento de Hg en ecosistemas forestales dominados por *P. sylvestris* ya que superan en más de dos órdenes de magnitud el Hg acumulado en la biomasa aérea de este árbol (1,5 vs 288 g·ha⁻¹).

La capacidad del suelo para almacenar Hg en ecosistemas forestales dominados por *P. sylvestris* reside mayoritariamente en el suelo mineral (hasta el 97% de todo el Hg), lo que está estrechamente relacionado con la dinámica de la materia orgánica del suelo y, en menor medida, de los complejos metal (Al, Fe)-humus y oxihidróxidos de Fe y Al. El RHg en los horizontes O, aunque muy inferior al del suelo mineral, presenta un mayor dinamismo biogeoquímico siendo susceptible de incorporarse al suelo mineral, revolatilizarse, o movilizarse por escorrentía o lixiviado.

Alteraciones en el ciclo del C del suelo (consecuencia del forzamiento climático), cambios en el uso del suelo o una inadecuada explotación forestal, podrían afectar al papel del suelo como sumidero neto de Hg. Esto se traduciría en mayores riesgos de movilización de Hg hacia otros compartimentos de los ecosistemas terrestres más sensibles a la toxicidad del Hg, como la biota del suelo o la calidad del agua y diversidad de los ecosistemas acuáticos de agua dulce.

REFERENCIAS

Du B, Zhou J, Zhou L, Fan X, Zhou J. 2019. Mercury distribution in the foliage and soil profiles of a subtropical forest: Process for mercury retention in soils. *Journal of Geochemical Exploration* 205: 106337.

Gong P, Wang XP, Xue YG, Xu BQ, Yao TD. 2014. Mercury distribution in the foliage and soil profiles of the Tibetan forest: Processes and implications for regional cycling. *Environmental Pollution* 188: 94-101.

Méndez-López M, Gómez-Armesto A, Alonso-Vega F, Pontevedra-Pombal X, Fonseca L, de Figueiredo T, Arias-Estévez M, Nóvoa-Muñoz JC. 2022. The role of afforestation species as a driver of Hg accumulation in organic horizons of forest soils from a Mediterranean mountain area in SW Europe. *Science of The Total Environment* 827: 154345.

Ruiz-Peinado R, Montero G, del Rio M. 2012. Biomass models to estimate carbon stocks for hardwood tree species. *Forest Systems* 21: 42-52.

Wang X, Yuan W, Lin CJ, Zhang L, Zhang H, Feng X. 2019. Climate and vegetation as primary drivers for global mercury storage in surface soil. *Environmental Science & Technology* 53: 10665–10675.

Zhou J, Obrist D, Dastoor A, Jiskra M, Ryjkov A. 2021. Vegetation uptake of mercury and impacts on global cycling. *Nature Reviews Earth and Environment* 24: 269-284.

Zhou Z, Obrist D. 2021. Global mercury assimilation by vegetation. *Environmental Science & Technology* 55: 14245–14257.

MATORRAL AUTÓCTONO Y PRESENCIA DE GANADO EN MINAS DE CARBÓN RECUPERADAS ¿INDUCEN MEJORAS EN EL SUELO?

Elena Muñoz Cerro¹, Juan García-Duro¹, Carolina Martínez Ruiz¹, [Daphne López Marcos](mailto:daphne.lopez@uva.es)^{2,*}

¹Área de Ecología, Instituto Universitario de Investigación en Gestión Forestal Sostenible (iuFOR), Escuela Técnica Superior de Ingenierías Agrarias, Universidad de Valladolid, Avda. de Madrid 57, 34004 Palencia.

²Área de Edafología y Química Agrícola, Instituto Universitario de Investigación en Gestión Forestal Sostenible (iuFOR), Escuela Técnica Superior de Ingenierías Agrarias, Universidad de Valladolid, Avda. de Madrid 57, 34004 Palencia, Spain.

*daphne.lopez@uva.es

RESUMEN

Se ha demostrado que los arbustos autóctonos facilitan el establecimiento de las plántulas de roble en las minas de carbón a cielo abierto restauradas a pastizales en el norte de España, pero poco se sabe sobre cómo modifican el suelo, como mecanismo de facilitación, y menos aún sobre sus posibles efectos sinérgicos con el ganado. Así, en un diseño con y sin exclusión de ganado en pastizales post-mineros con y sin arbustos analizamos los cambios en el suelo inducidos por el matorral y el ganado. Observamos que el K^+ , la capacidad de intercambio catiónico y el ratio C/N alcanzan valores más altos bajo el matorral, y que la presencia de ganado aumenta la densidad aparente y disminuye la porosidad y la capacidad de retención de agua. Así mismo, el %arena, el C orgánico total, el P disponible y el Mg^{2+} alcanzan valores más altos bajo el matorral, pero sólo en presencia de ganado. Por otro lado, el Na^+ y el %arcilla son más altos sin matorral en presencia de ganado. Concluimos que la presencia de arbustos autóctonos en los suelos mineros restaurados mejora de manera directa la fertilidad del suelo e indirectamente evita los efectos negativos del pastoreo como la compactación del suelo, haciendo que las diferencias edáficas entre el pasto y el matorral se hagan más patentes en presencia de ganado.

PALABRAS CLAVE: Arbustos autóctonos, Pastizal, Propiedades fisicoquímicas del suelo, Recuperación de minas, Desarrollo del suelo.

INTRODUCCIÓN

La recuperación post-minería busca alcanzar un estado aceptable de la calidad física, química y biológica de los espacios perturbados por la actividad minera (Cooke y Johnson 2002). Sin embargo, los suelos mineros recuperados suelen ser poco profundos, no estructurados y con un elevado drenaje, lo que limita el establecimiento de la vegetación (Bradshaw 1997, Muñoz-Cerro et al. 2023). En las primeras etapas tras la recuperación algunas especies modifican el ambiente ayudando a otras a establecerse, actuando como nodrizas (Anthelme y Dangles 2012, Callaway y Walker 1997, Navarro-Cano et al. 2018). Los matorrales actúan como nodrizas, mejorando las condiciones microclimáticas y edáficas (Pugnaire et al. 1996) y, de manera indirecta, dan protección frente a los herbívoros.

Tras la restauración estos ambientes deben compatibilizar su recuperación con la ganadería extensiva. Por ello, es importante conocer cómo el efecto combinado de la presencia/ausencia de arbustos y la presencia/ausencia de ganado afectan a las condiciones edáficas tras la restauración. En este contexto, este estudio tuvo como objetivo conocer si los arbustos nodriza y el pastoreo de ungulados, tanto silvestres como domésticos, mejoran las propiedades edáficas en minas de carbón a cielo abierto recuperadas del norte de España. Las hipótesis eran que (1) las leguminosas arbustivas, que colonizan de manera natural las minas de carbón a cielo abierto recuperadas para el uso ganadero en el norte de España, tienen un efecto

positivo en las propiedades edáficas; (2) el efecto positivo de estos arbustos es más fuerte en áreas pastoreadas pues atenúan el impacto negativo del ganado en el suelo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El ensayo se ubicó en una mina de carbón a cielo abierto al norte de la provincia de Palencia, España (42° 48' N, 4° 52' W; 1200 m s. n. m.; Fig. 1 a). El clima es mediterráneo subhúmedo (Muñoz-Cerro et al. 2023). Los robledales constituyen la vegetación dominante en las proximidades de la mina, que fue recuperada en octubre de 2000 (Muñoz-Cerro et al. 2023). Tras la restauración, los pastizales fueron colonizados en algunos enclaves por los matorrales (López-Marcos et al. 2020). Estos pastizales pasaron a ser utilizados por ganado doméstico y ungulados silvestres (Milder et al. 2013). El suelo que rodea esta mina es un *Typic Dystrudept* y el suelo sobre la mina restaurada es un *Lithic Udorthents* (Soil Survey Staff 2022; ver López-Marcos et al. 2020).

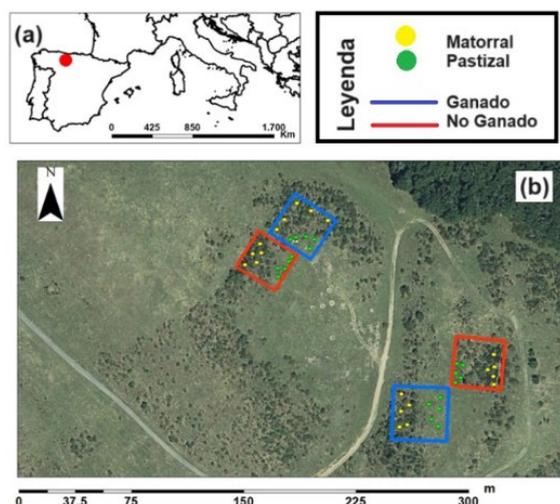


Figura 4. (a) Ubicación de la mina de carbón estudiada al noroeste de España; (b) Diseño experimental y ubicación de parcelas y subparcelas.

Diseño experimental

Para testar nuestras hipótesis, se utilizó un dispositivo experimental ya utilizado para demostrar el efecto facilitador de los arbustos nodriza y la exclusión de ganado en el establecimiento de plántulas de roble en suelos mineros (Torroba-Balmori et al., 2015): (a) Ganado+Pastizal, (b) Ganado+Matorral, (c) NoGanado+Pastizal, y (d) NoGanado+Matorral. Ahora, se estudia el suelo como mediador del proceso de facilitación planta-planta. En 2011, se instalaron 4 parcelas permanentes de 30m x 30m, dos valladas, con malla de 2 m de altura, y otras dos sin vallar (Fig.1B). En cada parcela permanente, se instalaron aleatoriamente 10 subparcelas de 2m x 2m ubicadas a 4 m (aprox.) de distancia entre ellas: 5 bajo matorral y 5 en pastizal.

Muestreo de suelos y análisis de laboratorio.

El muestreo de suelo se realizó en primavera de 2019. En cada subparcela se recolectó una muestra de suelo alterada de 25 cm x 25 cm hasta la profundidad del estéril (Espesor) y una muestra de suelo inalterada con cilindros de acero de 8 cm de diámetro y 5 cm de profundidad. Ver metodología de análisis de suelo en (Muñoz-Cerro et al. 2023).

Análisis de datos

Se realizó un análisis de componentes principales (ACP) de la matriz de datos de las propiedades físicas o químicas del suelo. Luego, se ajustaron los factores presencia de matorral y presencia de ganado, sobre la ordenación de las muestras de suelo en las dos primeras dimensiones de cada ACP utilizando la función 'envfit' (Oksanen 2016) con 9999 permutaciones. Se utilizó la función "ordiellipse" (Oksanen 2016) para dibujar las elipses de desviación estándar (límites de confianza del 95%) de los centroides (ponderados) de las muestras de suelo dentro de los cuatro grupos resultantes de la combinación de factores de presencia de Matorral y presencia de Ganado. Estos análisis estadísticos se implementaron en el entorno de software R (version 3.3.3; R-Core Team 2015) utilizando el paquete "vegan" (Oksanen 2016).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La presencia de matorral tiene un efecto positivo por sí solo en el suelo, pues el vector "envfit" fue significativo (Fig.2B), y las elipses de desviación estándar están parcialmente diferenciadas (Fig.2D). El matorral afecta positivamente a las propiedades químicas, aumentando la fertilidad: la caída de hojarasca y la renovación de las raíces subterráneas contribuyen a aumentar la materia orgánica del suelo (Muñoz-Cerro et al. 2023).

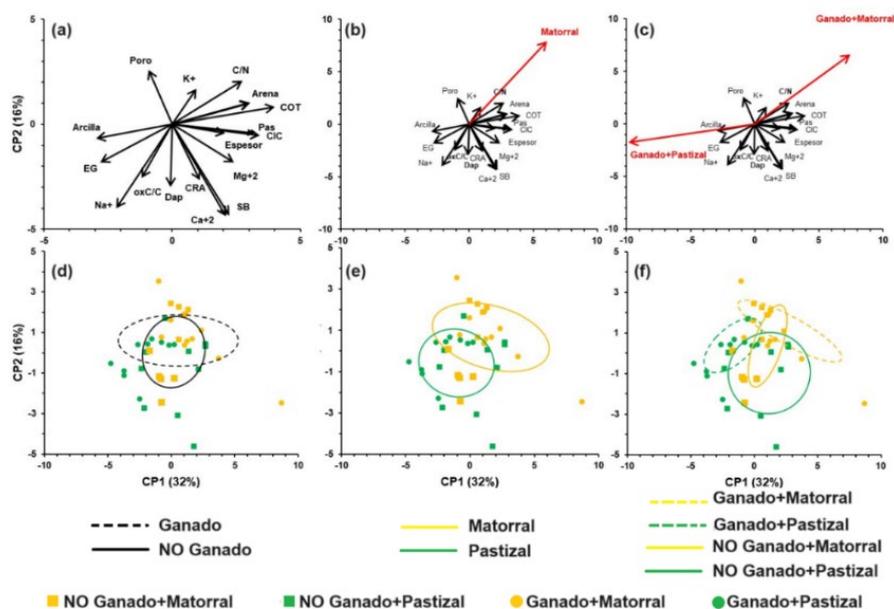


Figura 5. (a) Visualización de las variables edáficas del APC; (b) Visualización de las variables edáficas del APC más el vector "envfit" que indica la presencia de Matorral, ya que la influencia del ganado por sí solo no es significativa; (c) Visualización de variables edáficas del ACP y vectores "envfit" que los 4 tratamientos combinando: Ganado+Matorral, Ganado+Pastizal, NoGanado+Matorral, NoGanado+Pastizal; Solo aparecen representados los vectores "envfit" significativos ($p < 0,05$); (d) Visualización de las subparcelas en la ordenación ACP y las elipses de desviación estándar que indican la presencia o ausencia de ganado; (e) Visualización tras el ACP de las subparcelas y las elipses de desviación estándar que indican la presencia o ausencia de Matorral; y (f) Visualización tras el ACP de las subparcelas y las elipses de desviación estándar que indican las 4 combinaciones.

Si bien es cierto, se trata de una materia orgánica de baja calidad con alto valor C/N debido al elevado contenido en lignina de su hojarasca (López-Marcos et al. 2020).

La presencia de ganado no tiene un efecto por sí solo en el suelo, pues el vector "envfit" no fue significativo (Fig.2B), y las elipses de desviación estándar quedan totalmente superpuestas (Fig.2D). Esto indica que se están produciendo efectos sinérgicos derivados de

la presencia del ganado y el matorral (Fig. 2C), pues cuando se testan los cuatro tratamientos de manera independiente sólo las elipses de desviación estándar de los tratamientos Ganado+Pastizal y Ganado+Matorral aparecen totalmente diferenciados (Fig. 2F). Es decir, en ausencia de ganado los efectos del matorral sobre el suelo se ven atenuados y sólo cuando confluyen los factores Ganado+Matorral el efecto es mayor, pues el vector del Matorral (solo) y el vector Ganado+Matorral son casi coincidentes. Es posible que el ganado mediante el pisoteo, el ramoneo y los excrementos, contribuya a acelerar la descomposición de la hojarasca y así aumente el COT (Muñoz-Cerro et al. 2023).

CONCLUSIONES

El matorral tiene un efecto positivo en las propiedades del suelo de la mina que se hace más evidente en presencia de ganado. El matorral afecta positivamente a las propiedades químicas, aumentando la fertilidad y el ganado afecta negativamente las propiedades físicas aumentando la compactación. Indirectamente el matorral reduce los efectos negativos del pisoteo del ganado.

Agradecimientos: Este estudio fue financiado parcialmente por la Junta de Castilla y León [Proyecto VA035G18]; el contrato postdoctoral 'María Zambrano' de la Universidad de Valladolid para JGD [CONVREC-2021-11], fondos del programa EU-NextGenerationEU; y el contrato predoctoral de la Universidad de Valladolid para EMC [113-2019PREUVA27].

REFERENCIAS

- Anthelme F, Dangles O. 2012. Plant-plant interactions in tropical alpine environments. *Perspect. Plant Ecol. Evol. Syst.* 14: 363–372.
- Bradshaw A. 1997. Restoration of mined lands using natural processes. *Ecol. Eng.* 255: 255–269.
- Callaway RM, Walker LR. 1997. Competition and facilitation: A synthetic approach to interactions in plant communities. *Ecology* 78: 1958–1965.
- Cooke JA, Johnson MS. 2002. Ecological restoration of land with particular reference to the mining of metals and industrial minerals: A review of theory and practice. *Environ. Rev.* 10: 41–71.
- López-Marcos D, Turrión M-B, Martínez-Ruiz C. 2020. Linking soil variability with plant community composition along a mine-slope topographic gradient: Implications for restoration. *Ambio* 49: 337-349.
- Milder AI, Fernández-Santos B, Martínez-Ruiz C. 2013. Colonization Patterns of Woody Species on Lands Mined for Coal in Spain: Preliminary Insights for Forest Expansion. *L. Degrad. Dev.* 24: 39–46.
- Muñoz-Cerro E, García-Duro J, Martínez-Ruiz C, López-Marcos D. 2023. Soil amelioration induced by nurse shrubs in coal mines reclaimed to pastures and their synergistic effects with grazing. *Agric. Ecosyst. Environ.* 350: 108483.
- Navarro-Cano JA, Verdú M, Goberna M. 2018. Trait-based selection of nurse plants to restore ecosystem functions in mine tailings. *J. Appl. Ecol.* 55: 1195–1206.
- Oksanen J. 2016. *Vegan: an introduction to ordination* 1–12.
- Pugnaire FI, Haase P, Puigdefábregas J, Cueto M, Clark SC, Incoll LD. 1996. Facilitation and Succession under the Canopy of a Leguminous Shrub, *Retama sphaerocarpa*, in a Semi-Arid Environment in South-East Spain. *Oikos* 76: 455–464.

R-Core Team. 2015. R Studio: Integrated development environment for R.

Soil Survey Staff. 2022. Keys to Soil Taxonomy, 13th ed, Soil Conservation Service.

Torroba-Balmori P, Zaldívar P, Alday JG, Fernández-Santos B, Martínez-Ruiz C. 2015. Recovering Quercus species on reclaimed coal wastes using native shrubs as restoration nurse plants. *Ecol. Eng.* 77: 146–153.

TASAS DE INFILTRACIÓN EN DOS RESTAURACIONES FORESTALES DE LA CUENCA DEL DUERO. SÍNTESIS Y COMPARATIVA

Jorge Mongil-Manso^{1,*}, Joaquín Navarro-Hevia²

¹ Centro Tecnológico de Restauración Forestal y Sostenibilidad. Grupo de Investigación Forest, Water & Soil. Universidad Católica de Ávila, C/ Canteros s/n, 05005-Ávila

² Grupo de Investigación Forest, Water & Soil, E.T.S. Ingenierías Agrarias, Universidad de Valladolid, Av. De Madrid 57, 34004-Palencia

[*jorge.mongil@ucavila.es](mailto:jorge.mongil@ucavila.es), C/ Canteros s/n 05005-Ávila

RESUMEN

Las restauraciones hidrológico-forestales de la cuenca del río Corneja (Ávila) y de las laderas y cárcavas de Saldaña (Palencia), en la cuenca del río Carrión, son un modelo de restauración de la cubierta forestal y lucha contra la erosión, después de procesos de destrucción de los bosques debida a las roturaciones, los aprovechamientos forestales irracionales y las desamortizaciones. Aunque el objetivo original de las actuaciones era evitar la llegada de sedimentos a los cauces fluviales, indirectamente se consiguió recuperar en gran medida los servicios ecosistémicos, frenar los procesos erosivos, regular el ciclo hidrológico y regenerar los suelos degradados a lo largo de los siglos. En este trabajo, se analizan las tasas de infiltración en estas dos restauraciones, realizando una síntesis de los resultados obtenidos mediante ensayos con infiltrómetro inundador, y comparando ambos casos y diferentes usos del suelo (matorral, suelos desnudos, repoblados y cuñas de sedimentos). Las tasas de infiltración van desde los 3,2 mm/h en suelos sin vegetación de Saldaña a los 1198 mm/h de los pinares de repoblación de la cuenca del Corneja. Los resultados confirman el efecto positivo de la restauración de las masas forestales sobre las propiedades hidrológicas de los suelos. Esta información puede ser interesante en la toma de decisiones sobre la gestión del suelo y la restauración forestal en áreas degradadas.

Palabras clave: hidrología edáfica, infiltrómetro inundador, permeabilidad, propiedades del suelo, repoblación forestal

INTRODUCCIÓN

Las restauraciones hidrológico-forestales de la cuenca del río Corneja (Ávila) y de Saldaña, en la cuenca del Carrión (Palencia), son ejemplos de recuperación de las cubiertas forestales y de sus servicios ecosistémicos. Después de que a lo largo de los siglos las roturaciones, los aprovechamientos forestales irracionales y las desamortizaciones dejaron muy maltrechos los bosques de estas cuencas, las actuaciones llevadas a cabo revertieron la situación de degradación. En la cuenca del Corneja (municipios de Tórtoles y Bonilla de la Sierra), a partir de 1964, se repoblaron unas 800 ha, principalmente con coníferas, y se construyeron 233 diques (Mongil-Manso et al. 2019). En el municipio de Saldaña, fueron restauradas en sendos proyectos de 1928 y 1963, más de 100 ha y se construyeron más de 100 diques (Navarro-Hevia et al. 2017)

La infiltración del agua en el suelo es un proceso hidrológico complejo y de difícil medición (Mao et al. 2016). La hipótesis de partida de este trabajo es que la mejora de las cubiertas forestales mejora las propiedades del suelo que afectan a los procesos hidrológicos, especialmente la infiltración, por lo que ésta también se ve mejorada por la restauración de la vegetación forestal. Varios autores, por ejemplo, Sun et al. (2018) o Bierbaß et al. (2014), han demostrado que la infiltración tiende a incrementarse con la repoblación forestal. La cubierta forestal intercepta la lluvia y protege el suelo del impacto de las gotas de lluvia, y las raíces

de los árboles construyen una densa red de canales que conectan la superficie del suelo con las capas más profundas (Fields-Johnson et al. 2012). Ilstedt et al. (2007) muestran que la infiltración en repoblaciones forestales en áreas tropicales es tres veces mayor que en cultivos. La presencia de árboles suele ser más efectiva en el incremento de la infiltración que otros tipos de vegetación, lo cual puede estar relacionado con la profundidad de los sistemas radicales y un mayor contenido en materia orgánica (Ramos et al. 2019).

El objetivo de este estudio es analizar las tasas de infiltración con suelo saturado de diferentes usos del suelo en ambas restauraciones hidrológico-forestales, para así comprobar el efecto de la recuperación de las cubiertas forestales sobre la infiltración.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se han realizado en total 72 ensayos de infiltración mediante el infiltrómetro inundador de anillo simple Infiltest, siguiendo el protocolo establecido para este instrumento (Mongil et al. 2015). Los muestreos se llevaron a cabo en diferentes usos del suelo que fueran representativos de la situación antes y después de la restauración. Así, en Tórtoles se realizaron ensayos en (1) cárcavas y laderas degradadas, (2) matorral, (3) encinar preexistente a la restauración, (4) laderas repobladas principalmente con pinos y (5) cuñas de sedimentos de los diques; en Saldaña los ensayos se hicieron en (1) cárcavas degradadas, (2) robledal preexistente a la restauración y (3) laderas repobladas principalmente con pinar. En las mismas localizaciones se hicieron muestreos de suelos, analizándose posteriormente las muestras en laboratorio para obtener diversos parámetros físicos y químicos del suelo, de los que para esta comunicación se han seleccionado la textura, la densidad aparente y el contenido en materia orgánica. Para la comparación de los tipos de vegetación, en Tórtoles se utilizó un modelo mixto, en Saldaña un ANOVA simple y para la comparación entre las dos ubicaciones también un ANOVA simple.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la Tabla 1 y en la Figura 1 se pueden observar las tasas de infiltración con suelo saturado para las dos localizaciones y los diferentes usos del suelo. En Tórtoles, la tasa de infiltración es notablemente superior en las laderas repobladas, en las cuñas de sedimentos y en los encinares, respecto al matorral y a las cárcavas y laderas, existiendo diferencias estadísticamente significativas (p -valor = 0,0001). En Saldaña, las laderas con pinar son las que presentan valores más elevados frente al robledal y a las cárcavas degradadas (p -valor=0,0000). En esta zona, existen diferencias significativas entre el pinar y las cárcavas (p -valor=0,0001) pero no entre el robledal y las cárcavas (p -valor = 0,2507). Otros trabajos del mismo grupo de investigación (Navarro et al. 2014, Mongil-Manso et al. 2021) han profundizado en los efectos de las restauraciones sobre la infiltración, así como en la influencia de diferentes factores sobre esta variable.

Si se comparan ambas localizaciones, se comprueba que existen diferencias significativas (p -valor = 0,0054). Las tasas de infiltración son notablemente menores en Saldaña (media de 48,0 mm/h) que en Tórtoles (media de 768,4 mm/h). En este sentido, hay que destacar que los suelos de Tórtoles presentan texturas más gruesas (franco-arenosa o arenosa-franca) que los de Saldaña (arcillosa, franco-arcillosa o franca), y también mayor contenido medio en materia orgánica y menor densidad aparente media.

Tabla 1. Tasa de infiltración con suelo saturado (mm/h) (valores medios y desviación típica entre paréntesis) de los diferentes usos del suelo en las dos localizaciones, y otros parámetros del suelo (0-30 cm).

Localización	Uso del suelo	Tasa infiltración suelo saturado (mm/h)	Textura	Densidad aparente (g/cm ³)	M.O. (%)
Tórtoles	Encinar	770,4 (261,0)	Franco-arenosa, Arenosa-franca	1,34	1,79
	Matorral	420,8 (138,3)	Franco-arenosa, Arenosa-franca	1,42	1,19
	Laderas/cárcavas	365,0 (80,92)	Franco-arenosa, Arenosa-franca	1,51	0,34
	Laderas repobladas (pinar)	1198,0 (1451,0)	Franco-arenosa, Arenosa-franca	1,48	0,64
	Cuñas sedimentos	1088,0 (1167,0)	Franco-arenosa, Arenosa-franca	1,44	0,96
Media	-	768,4	-	1,44	0,98
p-valor	-	0,0001	-	-	-
Saldaña	Cárcava degradada	3,2 (2,1)	Arcillosa	1,95	0,00
	Laderas repobladas (pinar)	114,3 (24,3)	Franco-arcillosa	1,63	1,19
	Robledal	26,6 (22,8)	Franca	1,41	2,25
Media	-	48,0	-	1,67	1,15
p-valor	-	0,0000	-	-	-

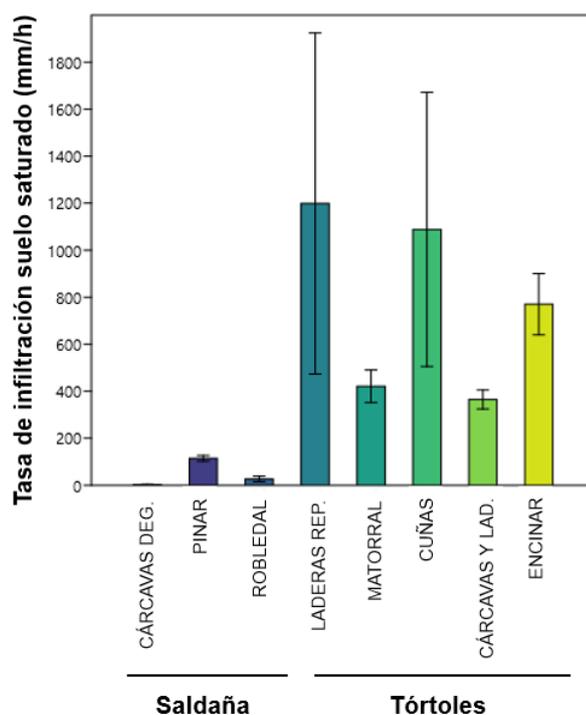


Figura 1. Tasas de infiltración final (con suelo saturado) para las dos ubicaciones y los distintos usos del suelo. Las barras negras indican el error estándar.

CONCLUSIONES

Los resultados muestran que la restauración forestal mejora de forma significativa la capacidad de infiltración. Las laderas repobladas principalmente con coníferas presentan las mayores tasas de infiltración frente a otros tipos de cubierta, de vegetación escasa o degradada, como las laderas y cárcavas o el matorral. Por otro lado, el papel de las características del suelo es fundamental en el proceso de infiltración, de tal manera que las tasas de infiltración son mucho mayores en las localizaciones de texturas más gruesas que en las de texturas más arcillosas. Los resultados confirman que la restauración forestal juega un importante papel en los servicios ecosistémicos hidrológicos, mejorando la infiltración y controlando la escorrentía.

REFERENCIAS

- Bierbaß P, Wündsche M, Michalzik B. 2014. The impact of vegetation on the stability of dispersive material forming biancane badlands in Val d'Orcia, Tuscany, Central Italy. *Catena* 113: 260-266.
- Fields-Johnson CW, Zipper CE, Burger JA, Evans DM. 2012. Forest restoration on steep slopes after coal surface mining in Appalachian USA: soil grading and seeding effects. *Forest Ecology and Management* 270: 126-134.
- Ilstedt U, Malmer A, Elke V, Mudiyarso D. 2007. The effect of afforestation on water infiltration in the tropics: a systematic review and meta-analysis. *Forest Ecology and Management* 251: 45-51.
- Mao L, Li Y, Hao W, Mei XR, Bralts VF, Li HR, Guo R, Lei TW. 2016. An approximate point source method for soil infiltration process measurement. *Geoderma* 264: 10-16.
- Mongil J, Navarro J, Díaz V, Cruz V. 2015. Nuevo infiltrómetro inundador para test de infiltración económico en terrenos agroforestales y espacios verdes. *Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales* 41: 281-290.
- Mongil-Manso J, Díaz-Gutiérrez V, Navarro-Hevia J. 2019. Cincuenta años de historia de la restauración hidrológico-forestal de la cuenca del río Corneja (Ávila). *Montes* 138: 28-34.
- Mongil-Manso J, Navarro-Hevia J, San Martín R. 2021. Does forest restoration influence soil infiltrability? A case study in the restored woodland of Sierra de Ávila (Central Spain). *Journal of Mountain Science* 18(7): 1778-1793. <https://doi.org/10.1007/s11629-020-6636-8>
- Navarro J, De Araújo JC, Mongil J. 2014. Assessment of 80 years of ancient-badlands restoration in Saldaña, Spain. *Earth Surface Processes and Landforms* 39(12): 1563-1575.
- Navarro-Hevia J, Mongil-Manso J, Ramos-Diez I, Oleagordia I, Campano A. 2017. Efectos y valor de la restauración hidrológico-forestal de los escarpes de páramo en la cuenca media del río Carrión (Palencia). 7º Congreso Forestal Español. Conferencia invitada. Plasencia.
- Ramos MC, Lizaga I, Gaspar L, Quijano L, Navas A. 2019. Effects of rainfall intensity and slope on sediment, nitrogen and phosphorous losses in soils with different use and soil hydrological properties. *Agricultural Water Management* 226: 105789.
- Sun D, Yang H, Guan D, Yang M, Wu J, Yuan F, Jin C, Wang A, Zhang Y. 2018. The effects of land use change on soil infiltration capacity in China: a meta-analysis. *Science of the Total Environment* 626: 1394-1401.

EL IMPACTO DEL FUEGO EN LAS CARACTERÍSTICAS DEL SUELO VARÍA SEGÚN LA COMUNIDAD VEGETAL Y EL GRADO DE SEVERIDAD

Rayo Pinto^{1,*}, Ana Reguero¹, José Manuel Fernández-Guisuraga¹, Gemma Ansola¹, Luis Enrique Sáenz de Miera², David Beltrán-Marcos¹, Reyes Tárrega¹, Ivan Prieto¹, Leonor Calvo¹, Elena Marcos¹

¹Área de Ecología, Departamento de Biodiversidad y Gestión Ambiental,

²Área de Genética, Departamento de Biología Molecular

Universidad de León. Campus Universitario de Vegazana, s/n. 24007. León (España)

*Rayo Pinto: rpinp@unileon.es

RESUMEN

Los incendios forestales pueden tener un gran impacto sobre los ecosistemas. Uno de los impactos más visibles es la pérdida de cobertura vegetal, dejando desprotegido al suelo frente a la erosión. Además, el incremento de la temperatura como consecuencia del fuego afectará sus propiedades físicas, químicas y biológicas. Estos cambios están relacionados tanto con el comportamiento del incendio, como con el tipo de comunidad vegetal afectada. En este trabajo analizamos los efectos del fuego sobre propiedades biológicas (β -glucosidasa, ureasa, fosfatasa) y químicas (C orgánico total, N total, P disponible) del suelo en distintas comunidades y niveles de severidad. Las zonas de estudio se localizan en el incendio de la Sierra de la Culebra de 2022, donde se quemaron 25.228 ha. Las comunidades vegetales consideradas están dominadas por *Cistus ladanifer* (jaral), *Quercus rotundifolia* (encinar), *Pinus pinaster* y *Pinus sylvestris* (pinares). Los resultados muestran un efecto negativo del fuego sobre las actividades biológicas analizadas, independientemente del tipo de comunidad. Sin embargo, el efecto del nivel de severidad está modulado por el tipo de comunidad, siendo el encinar la comunidad más sensible frente a los incendios de alta severidad. En el caso de las propiedades químicas, no se aprecian patrones claros para el N total y el C orgánico total, mientras que se observa un aumento generalizado del P disponible. Este aumento, también responde de manera diferente según el tipo de comunidad. Comprender los factores que determinan el efecto del fuego sobre distintas propiedades del suelo puede ayudarnos a identificar los ecosistemas más vulnerables a estas perturbaciones.

PALABRAS CLAVE:

Efectos post-incendio; actividades enzimáticas; resistencia del suelo; severidad del fuego; efectos ecosistémicos dependientes.

INTRODUCCIÓN

La investigación sobre los efectos de los incendios forestales en los distintos componentes del ecosistema proporciona una comprensión más amplia de las dinámicas de esta perturbación y sus consecuencias a corto, medio y largo plazo. En general, el impacto de los incendios forestales sobre los ecosistemas es definido por la severidad del fuego (Fernández-García et al. 2019). Así, el efecto sobre la vegetación y los suelos en diferentes ecosistemas propensos al fuego variará en función de la severidad. Dado que el suelo es un componente clave para el funcionamiento de los ecosistemas terrestres, su estudio se ha realizado de forma recurrente para comprender los efectos de los incendios forestales en sus diferentes propiedades (Agbeshie et al. 2022).

Actualmente, el cambio del régimen histórico de incendios se plantea como un reto para la conservación de la biodiversidad y el funcionamiento de los ecosistemas (Miller y Safford 2020). Las predicciones de los últimos años son consistentes en un aumento del riesgo de incendio y de la prolongación de la temporada de incendios en el sur de Europa. En la región mediterránea, el abandono de los sistemas tradicionales y los cambios en el régimen de incendios están conduciendo a una homogenización de los ecosistemas (Fernández-García et al. 2020), y un aumento en la cantidad y continuidad del combustible, que favorece la propagación del fuego.

Ante estos cambios, es importante poder identificar áreas vulnerables a fin de mitigar el riesgo de erosión y escorrentía, así como promover la recuperación del ciclo de nutrientes y especies vegetales clave (Vallejo y Alloza 2015). Para ello, es necesario conocer no solo los cambios producidos por la severidad del fuego, sino también entender el funcionamiento diferencial de cada tipo de ecosistema ante los incendios forestales. El objetivo de este trabajo es analizar el efecto de la severidad sobre las propiedades químicas y biológicas del suelo en cuatro ecosistemas diferentes.

MATERIALES Y MÉTODOS

El área de estudio se localiza en la Sierra de la Culebra, donde en julio del año 2022 se produjo un incendio de 25.228 ha que afectó a distintos ecosistemas y con una alta variabilidad espacial de la severidad. En la zona quemada se seleccionaron dos situaciones en cuanto a la severidad: baja (B) y alta (A). Con relación a las comunidades seleccionadas se diferenciaron cuatro tipos: (i) dominadas por *Cistus ladanifer* (jaral), (ii) dominadas por *Quercus rotundifolia* (encinar), (iii) dominadas por *Pinus pinaster* y (iv) *Pinus sylvestris*. Así mismo, de cada comunidad vegetal se seleccionó una situación control (NQ), es decir, sin sufrir incendios desde al menos 30 años. Por lo tanto, se ha trabajado con 12 escenarios diferentes. El muestreo del suelo se realizó 2 meses después del incendio. En cada una de las situaciones analizadas se establecieron 10 parcelas de 2m*2m, en las que se recogió una muestra compuesta de suelo de los tres primeros centímetros, previa eliminación de la materia orgánica superficial. Las propiedades biológicas y químicas analizadas han sido: actividades enzimáticas β -glucosidasa, ureasa, fosfatasa y, C orgánico total, N total, y P disponible.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados de este trabajo muestran que los cambios en propiedades químicas y biológicas del suelo dependen tanto de la severidad del fuego como del tipo de ecosistema afectado (Figura 1). Así, el contenido de carbono orgánico total y nitrógeno total se ve significativamente reducido respecto al control en el ecosistema de encinar, independientemente del nivel de severidad. Sin embargo, no se observaron cambios significativos para ambas propiedades en los ecosistemas de jaral y de pinar. Por el contrario, el fuego supuso un incremento significativo en el fósforo disponible para todos los ecosistemas, exceptuando el jaral, sin que se hayan observado diferencias significativas entre los dos niveles de severidad analizados para esta variable.

Las variables biológicas estudiadas han sido afectadas significativamente en la mayoría de las situaciones, mostrando una mayor vulnerabilidad al efecto de la severidad del fuego (Fernández-García et al. 2019). Para estas variables se diferencian patrones entre los pinares y los otros ecosistemas. En ambos tipos de pinares no hay diferencias significativas en la actividad enzimática ureasa. Sin embargo, se ha observado una disminución en las actividades enzimáticas β -glucosidasa y fosfatasa ácida, no presentando diferencias significativas en función de la severidad. En el ecosistema de encinar se observó una disminución significativa para todas las actividades enzimáticas, observándose además diferencias significativas entre severidad baja y alta en la ureasa y la fosfatasa ácida. Por lo

tanto, se identifica el encinar como el ecosistema más sensible frente a la severidad en las propiedades biológicas del suelo. Finalmente, el jaral muestra un patrón similar al del encinar para la fosfatasa ácida, si bien la β -glucosidasa y la ureasa no han mostrado diferencias significativas entre los dos niveles de severidad estudiados.

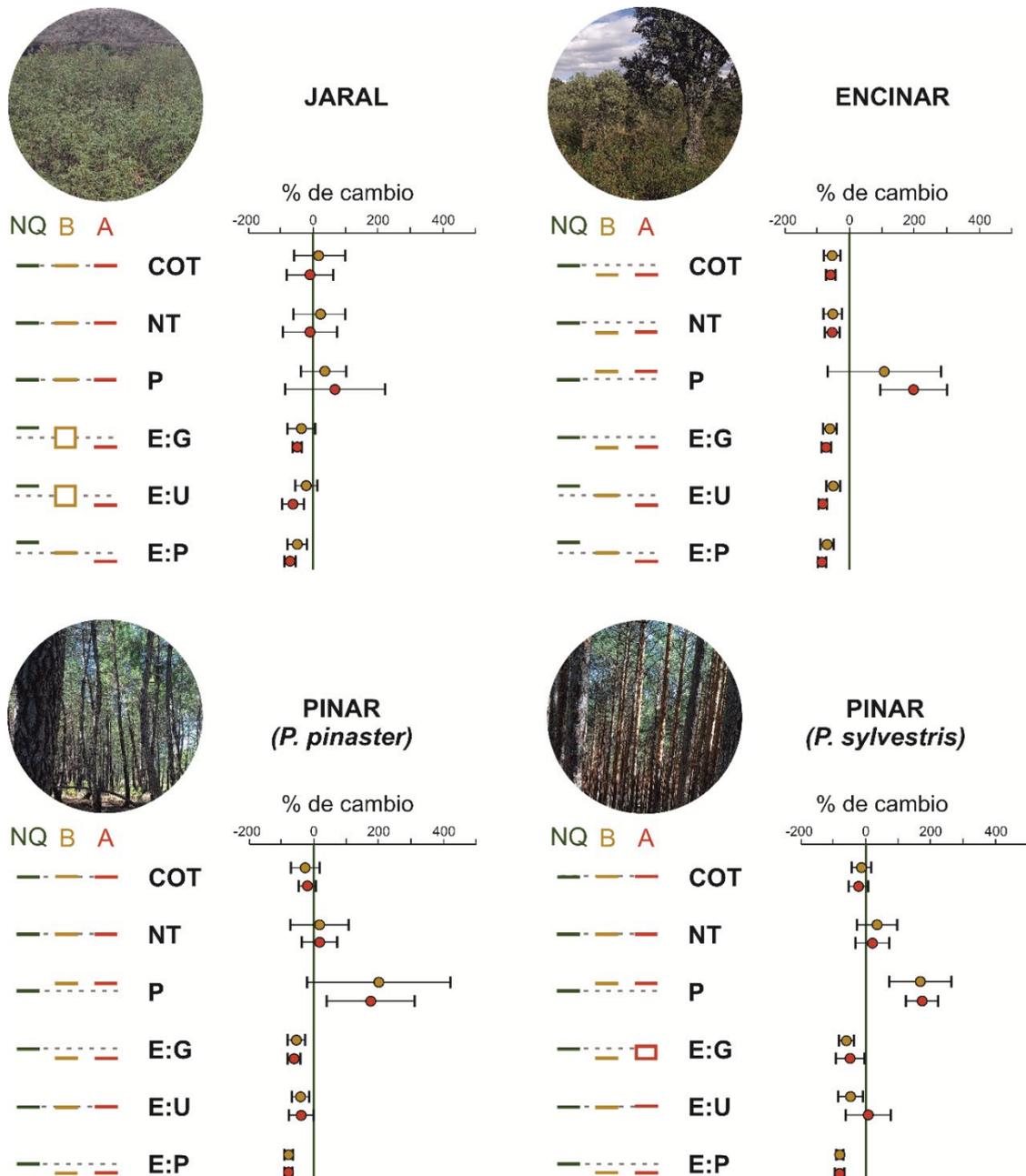


Figura 1. Evaluación del efecto del fuego sobre las variables químicas y biológicas estudiadas en cada ecosistema: Carbono orgánico (COT), nitrógeno total (NT), fósforo disponible (P), y las actividades enzimáticas β -glucosidasa (E:G), ureasa (E:U) y fosfatasa ácida (E:P). A la derecha, se muestra la presencia o ausencia de diferencias significativas entre las áreas no quemadas (NQ) y las quemadas con severidad baja (B) y alta (A). La posición relativa entre líneas horizontales indica la existencia o no de diferencias significativas, mostrando además si se ha producido un aumento o una disminución del valor de la variable, los cuadrados indican la ausencia de diferencias significativas con dos de los tratamientos simultáneamente. A la izquierda se representa el porcentaje de cambio respecto al valor promedio en el control para severidad baja (amarillo) y alta (rojo).

Estos resultados son coincidentes con el trabajo de Huerta et al. (2020) donde se demuestra que la resistencia de las propiedades del suelo no es solo condicionada por el nivel de severidad sino también por el tipo de ecosistema. En resumen, se ha observado un menor efecto de la severidad del incendio en las variables químicas que en las biológicas, siendo estas últimas afectadas de forma negativa. El ecosistema más sensible ha sido el encinar, mientras que el que ha mostrado una mayor resistencia ha sido el jaral. Una situación intermedia se observa en ambos pinares.

CONCLUSIONES

Los efectos del fuego sobre las propiedades del suelo dependen de la severidad y de los ecosistemas analizados. Las actividades enzimáticas son las propiedades más sensibles a los aumentos de severidad. Los encinares representan ecosistemas más vulnerables a la acción de la severidad del fuego y los jarales los más resistentes.

REFERENCIAS

Agbeshie AA, Abugre S, Atta-Darkwa T, Awuah R. 2022. A review of the effects of forest fire on soil properties. *Journal of Forestry Research* 33(5): 1419-1441.

Fernandez-Garcia V, Marcos E, Fule PZ, Reyes O, Santana VM, Calvo L. 2020. Fire regimes shape diversity and traits of vegetation under different climatic conditions. *Science of the Total Environment* 716: 137137.

Fernández-García V, Miesel J, Baeza J, Marcos E, Calvo L. 2019. Wildfire effects on soil properties in fire-prone pine ecosystems: Indicators of burn severity legacy over the medium term after fire. *Applied Soil Ecology* 135: 147-156.

Huerta S, Fernández-García V, Calvo L, Marcos E. 2020. Soil resistance to burn severity in different forest ecosystems in the framework of a wildfire. *Forests* 11(7): 773.

Miller JE, Safford HD. 2020. Are plant community responses to wildfire contingent upon historical disturbance regimes? *Global Ecology and Biogeography* 29(10): 1621-1633.

Vallejo VR, Alloza JA. 2015. Postfire ecosystem restoration. En: Shroder JF, Paton D. (eds.). *Wildfire hazards, risks and disasters*. Elsevier. p. 229-246.

LA EROSIÓN POST-INCENDIO COMO MECANISMO DE SECUESTRO DE CARBONO

Antonio Girona-García^{1*}, Diana Vieira², Stefan Doerr³, Panos Panagos², Cristina Santín^{1,3}

¹Instituto Mixto de Investigación en Biodiversidad (IMIB), CSIC-Universidad de Oviedo-Principado de Asturias, Mieres, España

²European Commission, Joint Research Centre (JRC), Ispra, Italia

³Centre for Wildfire Research, Swansea University, Swansea, Reino Unido

*a.girona@csic.es

RESUMEN

Los incendios forestales han sido una perturbación natural en numerosos ecosistemas durante millones de años y, en la actualidad, afectan alrededor de 774 millones de ha al año, liberando ~2,1 Pg de carbono (C) a la atmósfera. No obstante, el impacto de los incendios en el ciclo del C va más allá de las emisiones, y atañe interacciones complejas entre varios procesos que actúan como fuentes y/o sumideros de C. Uno de ellos, la erosión de C orgánico del suelo (COS), permanece sin evaluar como un mecanismo potencial de secuestro de C. La erosión de COS actúa como sumidero cuando la estabilización del material erosionado en zonas de depósito, junto a la recuperación de la producción primaria en las zonas erosionadas, supera las pérdidas de C a la atmósfera durante los movimientos erosivos. En este trabajo, hemos evaluado el potencial de la erosión post-incendio para actuar como sumidero de C. Además, hemos estimado su magnitud a escala continental, modelizando la erosión de COS después de la intensa temporada de incendios de 2017 en Europa. Nuestras estimaciones indican que la capacidad de la erosión de COS para actuar como sumidero de C, durante el primer año post-incendio, podría ser equivalente al 13% de las emisiones de C producidas por los incendios. Los resultados demuestran que la erosión de COS post-incendio puede jugar, en efecto, un papel cuantitativamente significativo como sumidero de C.

PALABRAS CLAVE: incendios forestales, quemadas prescritas, carbono orgánico del suelo, degradación de suelos

INTRODUCCIÓN

Los incendios forestales afectan a una media de 774 millones de hectáreas anualmente (Chen et al. 2023), lo que conlleva importantes impactos ambientales. Entre ellos, cabe destacar su efecto sobre el ciclo del carbono (C), liberando C a la atmósfera mediante la combustión de biomasa, afectando al crecimiento y productividad de la vegetación y alterando la respiración del suelo. El fuego también afecta al ciclo de C a través de su impacto en la erosión de suelos, aunque este mecanismo ha sido muy poco estudiado hasta el momento. En los primeros años después un incendio, las tasas de erosión de suelos pueden aumentar hasta varios órdenes de magnitud, en comparación a zonas no quemadas (Girona-García et al. 2021). Durante estos procesos erosivos, parte del C edáfico es mineralizado (emitido a la atmósfera) pero otra parte queda depositada y enterrada y, por lo tanto, protegida frente a la degradación (Figura 1). Esta protección ocasiona que el mecanismo de erosión edáfica pueda actuar como un sumidero de C. Se estima que, en suelos agrícolas, a escala global un 26% del C erosionado podría actuar como sumidero de C (Van Oost et al. 2007). No obstante, no se ha investigado este potencial en sistemas forestales afectados por incendios, el cual podría ser de relevancia por, por lo menos, tres puntos clave: 1) los incendios son un fenómeno global que ocurren en numerosas zonas propensas a la erosión; 2) la erosión hídrica desplaza las capas más superficiales del suelo, con mayor contenido de COS; 3) en áreas quemadas, gran

parte del C erosionado es pirogénico (PyC), siendo éste resistente a la degradación. Existen numerosos estudios cuantificando las tasas de erosión de suelos en zonas afectadas por incendios forestales, aunque muy pocos de ellos han evaluado la redistribución de COS. Ello resulta en una laguna de conocimiento en la comprensión de los efectos de los incendios forestales en la dinámica del C, tanto a nivel local como global. En este trabajo, exploramos la magnitud de la erosión hídrica de COS y su potencial para actuar como sumidero de C. Para ello, analizamos datos extraídos de la literatura y, además, para ilustrar la relevancia cuantitativa de la erosión hídrica post-incendio de COS a escala continental, modelizamos la magnitud de este proceso tras los incendios de Europa de 2017, considerada la peor temporada de incendios de las últimas décadas en términos de superficie afectada.

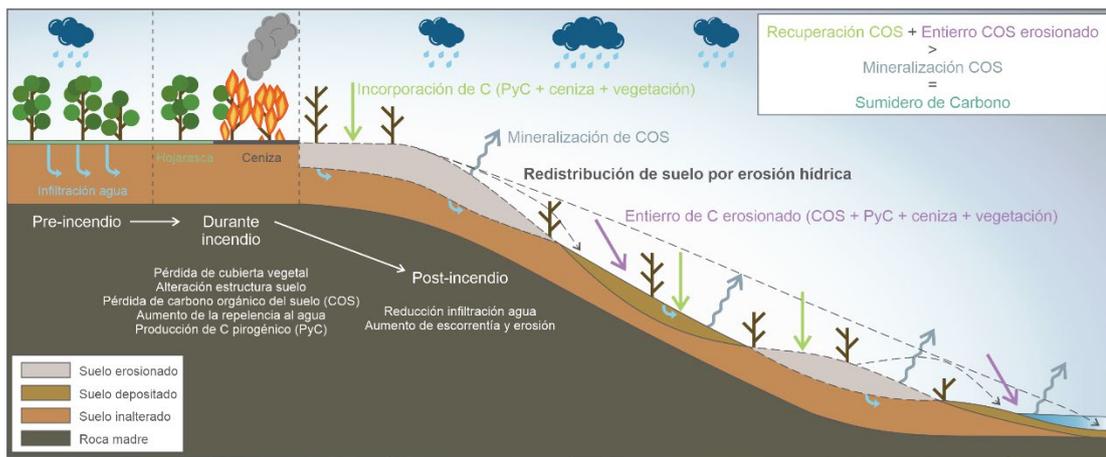


Figura 1. Mecanismos que intervienen los procesos de erosión post-incendio y determinan su potencial para actuar como sumidero de C.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se realizó una búsqueda bibliográfica en Scopus usando los términos *fire OR *burn AND *carbon OR PyC OR *soil AND erosion OR redistribution. Esta búsqueda resultó en 2740 artículos, que fueron cribados para identificar aquellos que cuantificaron tasas de erosión de suelos y COS bajo condiciones de lluvia natural. La selección consistió en 15 publicaciones correspondientes a 31 casos de estudio según tipología de fuego (incendio forestal, quema prescrita), lugar (zonas de los Estados Unidos, Portugal, España), pendiente, vegetación dominante (bosque, matorral, bosque y matorral), severidad del fuego (baja, media, alta), y escala del estudio (parcela, microcuenca, cuenca). Se eligió usar solo datos del primer año post-incendio porque es el periodo donde se produce la mayor cantidad de erosión, y porque hay escasos estudios que la monitoricen durante más tiempo. Para modelizar la cantidad de COS erosionado en Europa después de los incendios de 2017, usamos como punto de partida el trabajo de Vieira et al. (2023), donde se usó el modelo RUSLE para estimar las pérdidas de suelo en las 633.430 ha de bosque, matorral y pastos que ardieron dicho año. A partir de los datos obtenidos, se derivó una ratio de erosión de COS (cantidad de COS erosionado por cantidad total de sedimentos) en función del tipo de vegetación y la severidad con la que se quemó. Estas ratios se implementaron en la modelización de Vieira et al. (2023) para estimar las pérdidas de COS durante el primer año post-incendio.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Magnitud de la erosión de carbono orgánico del suelo post-incendio

Los datos obtenidos de la revisión bibliográfica indican que, de media, la erosión de suelos durante el primer año post-incendio asciende a $5,4 \pm 7,1 \text{ Mg ha}^{-1}$, de las cuales $0,6 \pm 0,9 \text{ Mg ha}^{-1}$ corresponden a COS (Figura 2a), lo que representa un $12 \pm 9 \%$ de los sedimentos totales. Para poner estas cifras en perspectiva, las comparamos con valores de erosión de suelos en zonas agrícolas. Así, aunque las tasas de erosión son mayores de media en suelos agrícolas ($13,2 \pm 5,0 \text{ Mg ha}^{-1}$), la proporción de COS erosionado es un orden de magnitud inferior ($1,2 \pm 0,6 \%$) (Van Oost et al. 2007). En esta línea, si se contrastan las tasas de erosión de COS con los stocks de COS en los dos primeros cm de suelo (Figura 2b), también se observa que, potencialmente, se puede erosionar un $8 \pm 11 \%$ de estos stocks durante el primer año post-incendio frente al $3 \pm 1 \%$ al año en zonas agrícolas.

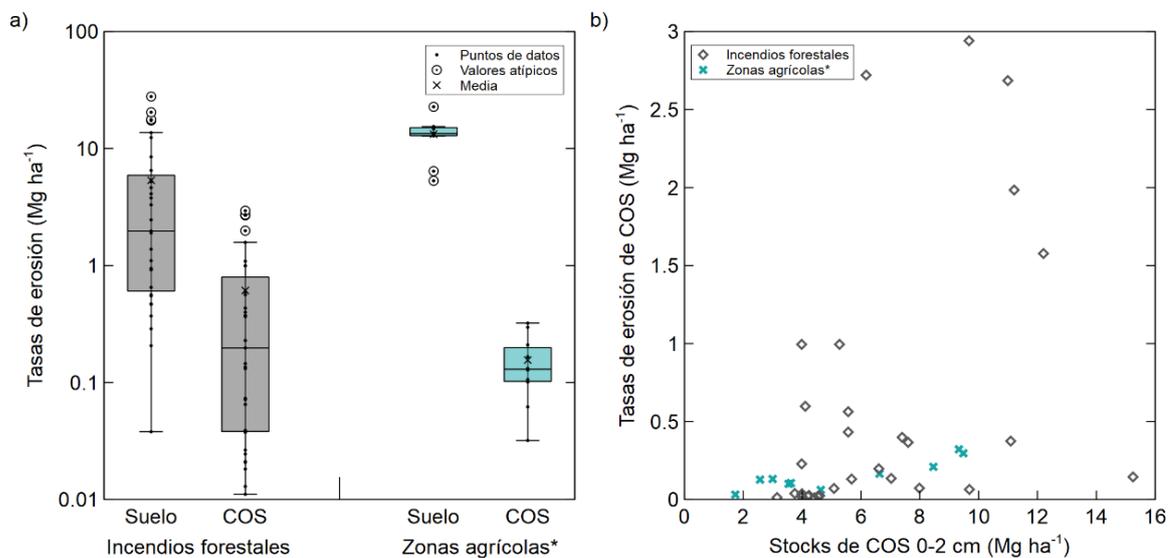


Figura 2. Tasas de erosión de suelos y carbono orgánico del suelo (COS) en zonas afectadas por incendios forestales y zonas agrícolas, en escala logarítmica (a); comparación de las tasas de erosión de COS en relación a los stocks de COS del suelo (0-2cm). *Datos obtenidos de Van Oost et al. (2007)

Erosión post-fuego de carbono orgánico del suelo en Europa

En el primer año tras los incendios de Europa de 2017 se estima que se erosionaron $21,2 \pm 8,5$ millones de Mg de suelo (Vieira et al. 2023). Según nuestra modelización, ello se traduce a un total de 2,5 millones de Mg de COS erosionado a una tasa de $3,9 \text{ Mg ha}^{-1}$. Esta cifra muestra la relevancia de este proceso, puesto que equivale al 25% de las pérdidas de suelo medias anuales en suelos agrícolas de Europa, los cuales ocupan una extensión 300 veces mayor (Lugato et al. 2016). Siguiendo nuestra estimación de $3,9 \text{ Mg COS ha}^{-1}$ erosionados durante el primer año tras los incendios de 2017, y asumiendo que 26% de ese COS podría actuar como sumidero de C (Van Oost et al. 2007), $1,01 \text{ Mg COS ha}^{-1}$ se podrían secuestrar en el suelo de zonas afectadas por incendios forestales durante este periodo. Considerando que durante los incendios europeos de 2017 se emitieron $7,7 \text{ Mg ha}$ de C (Copernicus Atmosphere Monitoring Service Information), nuestras estimaciones sugieren que el COS potencialmente secuestrable durante el primer año post-incendio en el suelo equivale a un 13% de esas emisiones.

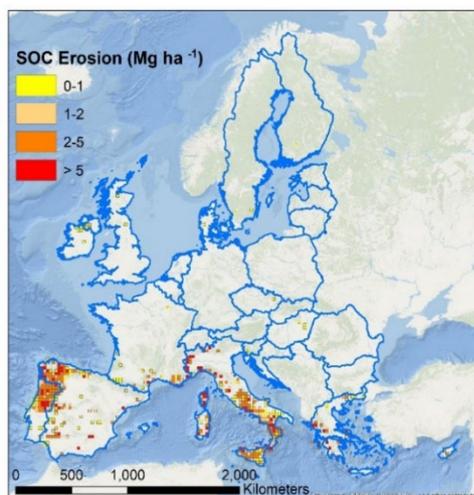


Figura 3. Tasas de erosión de carbono orgánico del suelo durante el primer año tras los incendios de 2017

CONCLUSIONES

La erosión post-incendio juega un papel relevante en el ciclo del C y es necesario desarrollar esta línea incluyendo el efecto de eventos de erosión sucesivos con recurrencia de incendios, la recuperación de la producción primaria, y el entierro y estabilización del COS y PyC. Para ello, es necesario producir más datos de campo para alimentar los modelos y reducir la incertidumbre en los balances de C de zonas afectadas por incendios.

Agradecimientos: Antonio Girona García es beneficiario de la ayuda RYC2021-031262-I financiada por MICIU/AEI/ 10.13039/501100011033 y por la Unión Europea NextGenerationEU/PRTR y ha sido parcialmente financiado por el proyecto 20208AT007 del CSIC. Stefan Doerr recibe apoyo del proyecto FirEURisk (101003890) de la European Commission (H2020) y del Natural Environment Research Council grant UK-FDRS (NE/T003553/1).

REFERENCIAS

Chen Y, Hall J, van Wees D, Andela N, Hantson S, Giglio L, van der Werf GR, Morton DC, Randerson JT. 2023. Multi-decadal trends and variability in burned area from the fifth version of the Global Fire Emissions Database (GFED5). *Earth System Science Data* 15: 5227-5259.

Girona-García A, Vieira DCS, Silva J, Fernández C, Robichaud PR, Keizer JJ. 2021. Effectiveness of post-fire soil erosion mitigation treatments: A systematic review and meta-analysis. *Earth-Science Reviews* 217: 103611.

Lugato E, Paustian K, Panagos P, Jones A, Borrelli P. 2016. Quantifying the erosion effect on current carbon budget of European agricultural soils at high spatial resolution. *Global Change Biology* 22: 1976-1984

Van Oost K, Quine TA, Govers G, de Gryze S, Six J, Harden JW, Ritchie JC, McCarty GW, Heckrath G, Kosmas C, Giraldez JV, Marques da Silva JR, Merckx R. 2007. The Impact of Agricultural Soil Erosion on the Global Carbon Cycle. *Science* 318: 626-629

Vieira DCS, Borrelli P, Jahanianfard D, Benali A, Scarpa S, Panagos P. 2023. Wildfires in Europe: Burned soils require attention. *Environmental Research* 217: 114936.

ESTRUCTURA Y COMPOSICIÓN DE LAS COMUNIDADES DE HONGOS Y BACTERIAS EN ZONAS SUB-MEDITERRÁNEAS

Clara Maluenda Garín*, Rayo Pinto, Elena Marcos, Leonor Calvo, Enrique García de la Riva, Luis Sáenz de Miera, Iván Prieto

Área de Ecología, Departamento de Biodiversidad y Gestión Ambiental, Universidad de León. Campus Universitario de Vegazana, s/n. 24007. León (España)

*Clara Maluenda Garín: cmalug00@estudiantes.unileon.es

RESUMEN

La Península Ibérica es uno de los límites más amplios entre la vegetación Mediterránea y Eurosiberiana donde coexisten comunidades vegetales de ambas regiones, formando una de las áreas de vegetación más diversas del planeta, las zonas Sub-Mediterráneas. En ellas se pueden diferenciar comunidades vegetales dominadas mayoritariamente por especies Mediterráneas del género *Quercus* como *Quercus pyrenaica* (roble), comunidades dominadas por especies Eurosiberianas como *Betula alba* (abedul) y comunidades intermedias con co-dominancia de ambas especies. Para analizar posibles diferencias en la estructura y composición de las comunidades microbianas se muestreó el suelo en cinco parcelas por tipo de comunidad vegetal (abedul, mixto y roble) y se realizó un análisis genómico con técnicas de secuenciación masiva Illumina. La riqueza de bacterias no fue diferente entre comunidades, pero la diversidad (Simpson) fue mayor en el abedul que en el roble, e intermedia en las mixtas. La abundancia relativa de actinobacterias fue mayor en el roble que en el abedul mientras que las acidobacterias mostraron la tendencia opuesta. La riqueza y la dominancia de las comunidades de hongos (ITS) no fue diferente entre comunidades, pero si se observó que la abundancia de Basidiomycetes fue mayor en las comunidades mixtas y de roble mientras que se observó la tendencia opuesta en Ascomycetes. Los análisis de componentes principales usando Bray Curtis mostraron que el primer eje nos diferencia la estructura de las comunidades de bacterias y hongos del roble y del abedul. Las comunidades mixtas no se diferenciaban de las comunidades de abedul y roble en función de la composición y riqueza de bacterias, pero sí para los hongos donde las comunidades mixtas fueron claramente diferentes de ambas.

Palabras clave: Comunidades bacterianas; comunidades fúngicas; secuenciación Illumina; ecosistemas Sub-Mediterráneos.

INTRODUCCIÓN

La Península Ibérica es uno de los límites longitudinales más amplios entre la vegetación Eurosiberiana y Mediterránea, conocida como franja Sub-Mediterránea. En estas zonas hay un cambio gradual de vegetación coexistiendo comunidades de ambas regiones. La Sierra de Cabrera (situada al suroeste de la provincia de León) pertenece a esta zona de transición, por lo que pequeños cambios en las condiciones de altitud hacen que coexistan bosques dominados por vegetación Eurosiberiana e.g. abedules (*Betula alba*) y bosques dominados por vegetación con requerimientos más mediterráneos, como *Quercus pyrenaica* (Quezel 1985, Takhtajan 2009).

La biodiversidad y el tipo de vegetación dominante de las comunidades vegetales es uno de los factores que influye directamente en los procesos de descomposición de la hojarasca (Gessner et al. 2010) y el ciclado de nutrientes (Hannula et al. 2020, Berg and McLaugherty 2008), en gran parte está determinada por el tipo de rasgos funcionales como el contenido en carbono y nutrientes de la hojarasca de las distintas especies coexistentes (Hättenschwiler et al. 2005, Berg y McLaugherty 2008, Cornwell et al. 2008). Así los cambios graduales en la

dominancia desde bosques más Eurosiberianos a más Mediterráneos sugieren cambios paralelos en la estructura y composición de la comunidad microbiana del suelo (entendida como la comunidad bacteriana y fúngica). El estudio de esta variación permitirá una mayor comprensión de los procesos que ocurren en el suelo en la transición entre zonas Eurosiberianas y Mediterráneas. Así, el objetivo principal de este estudio es analizar si existen cambios en la estructura de las comunidades microbianas asociados a los cambios en la vegetación a lo largo del gradiente eurosiberiano-mediterráneo.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se llevó a cabo en tres comunidades de bosque de una de las zonas Sub-Mediterráneas del suroeste de León, la Sierra de la Cabrera Alta. Se seleccionaron tres zonas de bosque: una zona de bosque más templado dominada por el abedul (*Betula alba*), otra dominada por especies más mediterráneas dominados por *Quercus pyrenaica*, y por último una zona de transición (bosque mixto) con codominancia de ambas especies. El muestreo se realizó a finales de la primavera de 2023 coincidiendo con el máximo crecimiento vegetativo tanto de las especies arbóreas como de las arbustivas y una mayor actividad de la microbiota del suelo. En cada una de las zonas se seleccionaron 5 parcelas de 25 x 25 m separadas unas de otras al menos 30 m. En cada parcela se tomaron muestras de suelo de los primeros 5 cm en 5 puntos (las cuatro esquinas y el centro de la parcela). Estas cinco muestras se homogeneizaron en una sola muestra compuesta para cada parcela y se conservaron en frío durante su traslado al laboratorio en el mismo día de muestreo. Una vez en laboratorio se congelaron a -20°C hasta la extracción y secuenciación de ADN con técnicas de secuenciación masiva Illumina. Para las bacterias se secuenció la región codificante V3-V4 del ARNr16S y para hongos la región ITS1. De este modo se obtuvieron los OTUs (Unidades taxonómicas operacionales por sus siglas en inglés) que nos permitieron calcular la riqueza rarefactada (Srare), la diversidad (índice de Shannon) y la dominancia (índice de Simpson) para cada parcela.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados no muestran diferencias significativas ($p=0,939$) entre comunidades en la riqueza de bacterias entre los tres sistemas forestales. Sin embargo, si se han observado diferencias en diversidad (índice de Simpson, $p=0,022$), mostrando una dominancia significativamente menor ($p[AvsR]=0,008$) el abedular frente al robledal (Figura 1).

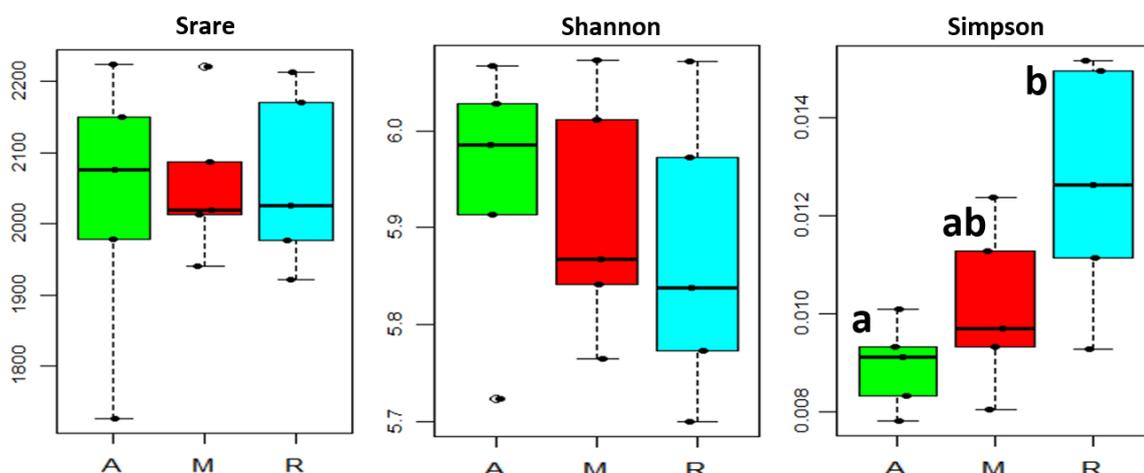


Figura 1. Riqueza (Srare), e índices de diversidad de Shannon y Simpson en los tres tipos de bosque: abedular (A), mixto (M) y robledal (R).

Por otro lado, la abundancia relativa de actinobacterias fue mayor en el robleal que en el abedular, mientras que las acidobacterias muestran la tendencia opuesta (Figura 2). Entre los géneros más abundantes donde se aprecian estas diferencias son *Mycobacterium* ($p[\text{AvsR}]=0,036$), actinobacterias, y *Occallatibacter* ($p[\text{AvsR}]=0,030$), acidobacterias.

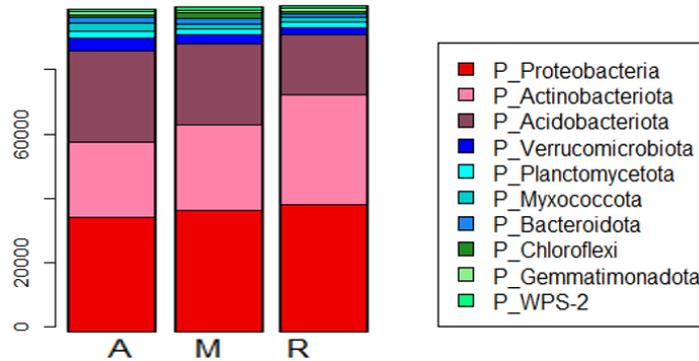


Figura 2. Abundancia relativa de los fillos de la comunidad bacteriana en los tres tipos de bosque: abedular (A), mixto (M) y robleal (R).

En relación con las comunidades de hongos, no apreciamos diferencias significativas en la riqueza ($p=0,635$), en la diversidad de Shannon ($p=0,894$) ni en la dominancia ($p=0,618$) entre los distintos bosques (Figura 3).

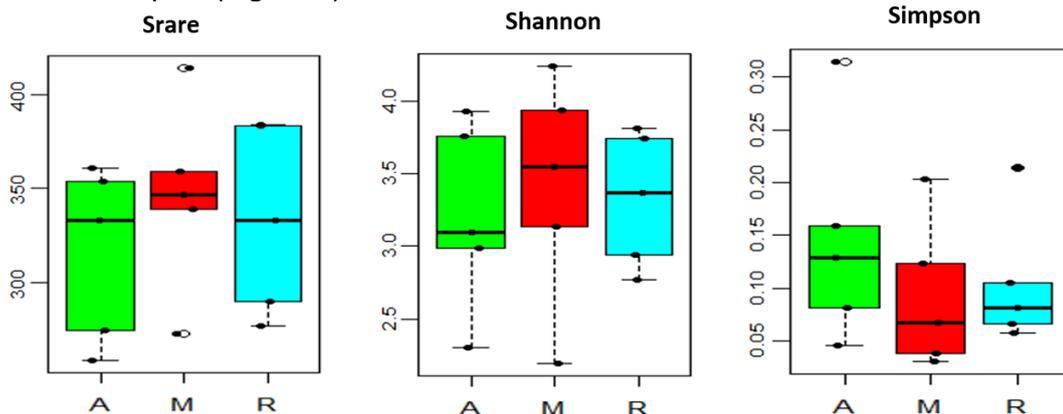


Figura 3. Riqueza (Srare), e índices de diversidad de Shannon y Simpson en los tres tipos de bosque: abedular (A), mixto (M) y robleal (R).

Sin embargo, se apreció una mayor abundancia relativa de basidiomicetos en las comunidades mixtas y de robleal que en los abedulares, mientras que en ascomicetos se detectó la tendencia opuesta (Figura 4).

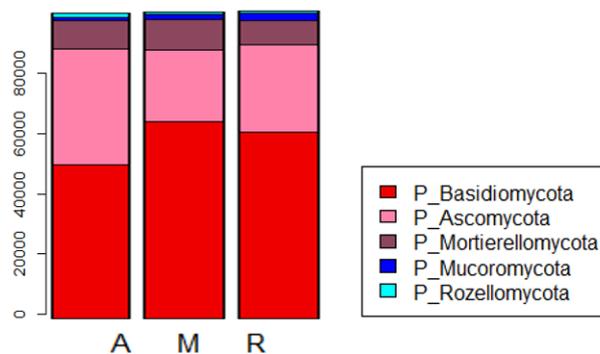


Figura 4. Abundancia relativa de los fillos de la comunidad fúngica en los tres tipos de bosque: abedular, (A), mixto (M) y robleal (R).

En el filo Ascomycota, más dominante en abedulares, destaca el género *Leptodontidium*, siendo significativamente más abundante en el abedular respecto a los bosques mixtos y robledales ($p[\text{AvsM}]=0,017$ y $p[\text{AvsR}]=0,006$). En el caso del filo Basidiomycota, más dominantes en robledales y bosques mixtos, se ha observado que los géneros característicos de estos dos tipos de bosque son diferentes. En el bosque mixto destacan los géneros *Piloderma*, que presenta una mayor abundancia que en abedular ($p[\text{MvsA}]=0,042$), y *Cortinarius* con una mayor abundancia en el bosque mixto respecto al robledal ($p[\text{MvsR}]=0,032$). En el caso del robledal destaca el género *Tomentella*, donde puede apreciarse una abundancia significativamente mayor que en bosque mixto y el abedular ($p[\text{RvsM}]=0,040$ y $p[\text{RvsA}]=0,019$). Esto parece indicar que, aunque a nivel de filo parece haber un patrón compartido entre los bosques mixtos y robledales (mayor abundancia de basidiomicetes), los géneros pertenecientes a este filo presentan diferencias entre ambos ambientes.

Por tanto, podemos afirmar que pequeñas variaciones en las condiciones climáticas que derivan en cambios en la dominancia de la cubierta vegetal en sistemas sub-Mediterráneos, pueden explicar los cambios observados en la comunidad microbiana del suelo (Labouyrie et al 2023).

CONCLUSIONES

Los abedulares son bosques que poseen una mayor diversidad en las comunidades bacterianas del suelo. A nivel de filos, en la comunidad bacteriana se aprecia que la abundancia relativa de acidobacterias es mayor en abedulares que en robledales, mientras que las actinobacterias poseen la tendencia opuesta, pudiendo verse estos patrones también a nivel de género. En el caso de las comunidades de hongos, se observa mayor abundancia de basidiomicetos en los bosques mixtos y robledales que en los abedulares, mientras que los ascomicetos muestran la tendencia opuesta. A nivel de género también se observan diferencias entre la composición de la comunidad fúngica de los bosques mixtos y los robledales.

REFERENCIAS

- Berg B, McLaugherty C. 2008. Plant Litter: decomposition, humus formation, carbon sequestrations, 2. Berlin: Springer.
- Cornwell WK, Cornelissen JHC, Amatangelo K, et al. 2008. Plant species traits are the predominant control on litter decomposition rate within biomes worldwide. *Ecology Letters* 11: 1065-1071.
- Gessner MO, Swan CM, Dang CK, McKie BG, Bardgett RD, Wall DH, Hättenschwiler S. 2010. Diversity meets decomposition. *Trends in Ecology & Evolution* 25: 372-380.
- Hättenschwiler S, Tiunov AV, Scheu S. 2005. Biodiversity and Litter Decomposition in Terrestrial Ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 36: 191-218.
- Labouyrie M., Ballabio C, Romero F, Panagos P, Jones A, Schmid MW, Mikryukov V, Dulya O, Tedersoo L, Bahram M, Lugato E, van der Heijden MGA, Orgiazzi, A. 2023. Patterns in soil microbial diversity across Europe. *Nature Communications* 14(1): 3311.
- Quezel P. (1985) Definition of the Mediterranean region and the origin of its flora, En: Gómez-Campo, C. ed. *Plant conservation in the Mediterranean area*. 1ª ed. Junk, Dordrecht: Springer. p. 9-24.
- Takhtajan A. 2009. Class Magnoliopsida (Dicotyledons). En: Takhtajan, A. Ed. *Flowering Plants*. Dordrecht Springer. p. 7-588.

COMPARACIÓN DEL SECUESTRO DE CARBONO ORGÁNICO DEL SUELO EN TRES PARQUES NATURALES DEL SUR DE ESPAÑA

Manuel Jesús Perales Vallejo¹, Concepción Moreno Alarcón¹, José Antonio Sillero Medina^{1,2}, Paloma Hueso González¹, José Damián Ruíz Sinoga¹

¹ Instituto de Hábitat, Territorio y Digitalización. Universidad de Málaga. mjpv@uma.es; cmambyg@uma.es; jasillero@uma.es; phueso@uma.es; sinoga@uma.es.

² Departamento de Geografía. Universidad Complutense de Madrid. jsillero@ucm.es

* conchimoreno0206@gmail.com

RESUMEN

La región mediterránea se determina como uno de los territorios más vulnerables a los impactos del cambio climático según el último informe del IPCC. Consecuentemente, destaca el avance significativo de la desertificación en esta área, el cual ha despertado una importante atención en la comunidad científica en los últimos años. La creciente identificación de procesos de erosión y degradación del suelo está dando lugar a una evidenciada disminución en la salud y calidad de los suelos. En esta línea, el secuestro de carbono orgánico por parte del suelo es considerado como un buen indicador de calidad edáfica, siendo fundamental su evaluación para la creación de políticas y estrategias encaminadas a la mitigación de los efectos del Cambio Global. En este sentido, los Espacios Naturales Protegidos juegan un papel fundamental, identificándose como elementos clave para preservar y proteger los servicios ecosistémicos además de servir como importantes sumideros de carbono. Bajo este paradigma, este estudio pretende estimar la capacidad de secuestro de carbono orgánico del suelo en tres parques naturales del sur de la Península Ibérica, con condiciones climáticas contrastadas: Los Alcornocales, de condiciones mediterráneas húmedas; Montes de Málaga, con un clima mediterráneo seco; y Cabo de Gata-Níjar, vinculado a condiciones de aridez. Los resultados muestran una tendencia de disminución en los valores de SOCC a medida que las condiciones climáticas se tornan más áridas, permitiendo la identificación de áreas con gran fragilidad frente a los efectos del cambio climático.

PALABRAS CLAVE: SOC stock, Cambio climático, Desertificación, Parques Naturales, Mediterráneo

INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas Mediterráneos se encuentran entre los territorios con mayor vulnerabilidad del mundo en un contexto de cambio climático (IPCC 2019), generando una gran preocupación en el ámbito de la investigación a escala internacional (FAO 2017). En este sentido, la capacidad de secuestro de carbono (SOCC) del suelo se ha considerado clave por la gran cantidad de beneficios físicos, químicos e hidrológicos que aporta al suelo (Van der Wal y de Boer 2017), y por su contribución colateral en la lucha contra el cambio climático (Rumpel et al. 2020). Su evaluación permite determinar aquellas áreas de particular interés debido a su alta fragilidad y susceptibilidad a los efectos del cambio climático (Bermúde, 2001). En este marco, los espacios protegidos se vuelven fundamentales en la batalla contra el cambio climático al implementar políticas de protección y gestión, con el objetivo central de salvaguardar la biodiversidad y los servicios ecosistémicos (Suarez et al. 2016). Sin embargo, estas acciones pueden generar resultados variados según las condiciones climáticas del sistema. En ambientes mediterráneos húmedos y subhúmedos, se anticipa un incremento en el SOC, mientras que, en ambientes áridos y semiáridos, la regeneración podría no ser favorable, lo que provocaría la activación de procesos de degradación del suelo y repercutiría negativamente en la calidad del suelo y, concretamente, en su capacidad para secuestrar

carbono (Ruíz-Sinoga y Martínez-Murillo 2012). En este trabajo, el objetivo principal se centra en estimar la capacidad de secuestro de carbono orgánico (SOCC) en tres espacios naturales protegidos ubicados en el sur del mediterráneo andaluz (España), atendiendo a patrones pluviométricos contrastados. Este enfoque nos permitirá evaluar el estado del suelo en estos entornos y constatar diferentes dinámicas eco-geomorfológicas a partir de sus propias características climáticas.

MATERIALES Y MÉTODOS

Este trabajo se ha llevado a cabo en tres Parques Naturales ubicados al sur de la Península Ibérica (Figura 1), con condiciones climáticas contrastadas. En primer lugar y en el extremo más occidental de la vertiente mediterránea andaluza, Los Alcornocales, de condiciones mediterráneas húmedas (700 - 1.250 mm anuales); en una ubicación intermedia, Montes de Málaga, con un clima mediterráneo seco (500 - 700 mm anuales); y, por último, en el extremo oriental, Cabo de Gata-Níjar, vinculado a condiciones de aridez (alrededor de 200 mm anuales) (Ruíz-Sinoga y Martínez-Murillo 2012).



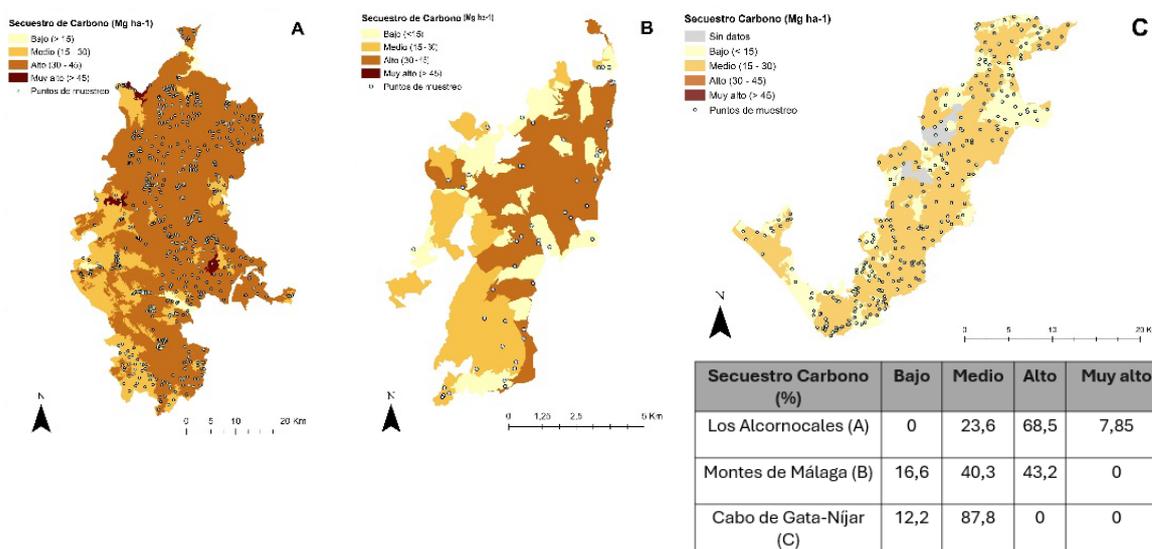
Figura 1. Localización de los espacios naturales.

Para la evaluación del SOCC, en primer lugar, se recogieron un total de 813 muestras superficiales de suelo (0-10 cm de profundidad), tanto alteradas (1 Kg aproximadamente) como inalteradas (dos cilindros de 100 cm³) distribuidas de forma aleatoria por los diferentes Parques Naturales. Las muestras de suelo se secaron al aire y tamizaron, eliminando aquellas fracciones con tamaños superiores a 2 mm. Luego, se procedió al análisis de propiedades edáficas, incluyendo el contenido de Carbono Orgánico (SOC), la densidad aparente (BD) y, finalmente, el porcentaje de gravas (G). Los métodos empleados fueron descritos por Sillero-Medina (2022). Tras ello, se procedió a delimitar unidades cartográficas homogéneas (Brum 2001), realizando una evaluación multicriterio muy similar a la descrita por Salinas y Ramón (2013). Así que, se identificaron unidades cartográficas homogéneas para los diferentes Parques Naturales, considerando sus características litológicas, usos del suelo y pendientes. En Los Alcornocales, se obtuvieron un total de 17 unidades homogéneas, en los Montes de Málaga se identificaron 6 delimitaciones, y, por último, en Cabo de Gata-Níjar se establecieron 16 áreas. Finalmente, el SOC para los tres espacios naturales se calculó utilizando el método propuesto por Muñoz-Rojas et al. (2012), que se basa en la siguiente ecuación: $SOCC = SOC \times BD \times D \times (1-G)$. Donde, SOCC representa la densidad de carbono orgánico del suelo en unidades de megagramos por hectárea (Mg ha⁻¹), SOC corresponde al contenido de carbono orgánico del suelo (g 100⁻¹ g⁻¹), BD indica la densidad aparente del suelo (g cm⁻³), D representa el espesor de la capa estudiada, en este caso, 10 centímetros, y G es la proporción en volumen de los fragmentos gruesos (gravas). Asimismo, se realizó la representación cartográfica de los valores de SOCC, en las diferentes unidades homogéneas, mediante el software ArcGIS 10.8.2

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La distribución espacial del SOCC retenido en cada uno de los espacios analizados se ha recogido en la Figura 2. El Parque Natural de Los Alcornocales, es el espacio natural con los valores de SOCC más altos, coincidiendo con sus condiciones climáticas húmedas. El 76,85% de su superficie muestra niveles altos y muy altos ($> 30 \text{ Mg ha}^{-1}$), mientras que el resto se sitúa en valores intermedios ($15\text{-}30 \text{ Mg ha}^{-1}$). Los Montes de Málaga refleja los valores medios de SOCC, aglutinando el 83,5% de los datos en los rangos altos y medios. Y, finalmente, Cabo de Gata-Níjar muestra los resultados de SOCC más bajos de los entornos analizados, ofreciendo valores únicamente en los rangos medios y bajos ($<15 \text{ Mg ha}^{-1}$).

Figura 2. Valores medios de SOCC en las unidades homogéneas de los Parques Naturales.



El contraste climático refleja que, a medida que la pluviometría disminuye y las condiciones se vuelven más áridas, también descienden los valores del SOCC, lo que puede tener serias implicaciones para la productividad de los ecosistemas y su capacidad para ofrecer servicios ecosistémicos esenciales (Suarez et al., 2016). Esta fragilidad ante los efectos del cambio climático y la desertificación se hace evidente en Cabo de Gata-Níjar, donde los bajos niveles de SOCC indican una degradación en la calidad y salud del suelo. En contraste, Los Alcornocales muestra condiciones más favorables en este aspecto. Por lo tanto, es esencial implementar estrategias de conservación en estos entornos vulnerables para contrarrestar estos efectos negativos y preservar su biodiversidad.

CONCLUSIONES

Este trabajo destaca la importancia de analizar las dinámicas eco-geomorfológicas en entornos mediterráneos, donde el cambio climático genera tendencias ambientales contrastadas. La determinación del SOCC ha identificado a Cabo de Gata-Níjar con los valores más bajo y, por tanto, con unas condiciones de calidad y salud del suelo más reducida. Esto está relacionado con unas condiciones climáticas más áridas y donde los procesos de rexiestasia son los predominantes. Una situación opuesta se ha determinado para los Alcornocales, donde la dinámica eco-geomorfológica se asocia a procesos de biostasia y donde existe unas condiciones ambientales mucho más favorables para la conservación del suelo. En definitiva, este trabajo subraya la necesidad de gestionar estos ecosistemas frente al cambio climático y la desertificación, implementando estrategias de conservación específicas para mantener su productividad y resiliencia. Especialmente en condiciones mediterráneas y en el sur de España, donde en menos de 300 km existe un gradiente pluviométrico superior a 1.300 mm y, por tanto, dinámicas ambientales muy contrastadas.

Agradecimientos: Este estudio forma parte del trabajo realizado en el proyecto de investigación denominado “Laboratorio de Cambio Climático Ambiental y Biodiversidad (Lifewatch EnBi2Lab)” (LW-2019-UMA-01-SU), siendo cofinanciado por la Unión Europea y la Universidad de Málaga mediante los Fondos de Desarrollo Europeo Regional (FEDER). Además, parte de esta investigación fue posible gracias a la financiación obtenida de la Universidad de Málaga, a través del I Plan Propio de Investigación, Transferencia y Divulgación Científica.

REFERENCIAS

- Bermúdez FL. 2001. Cambio climático y desertificación, amenazas para la sostenibilidad de las tierras del Arco Mediterráneo. Situación y perspectiva. *Revista Valenciana d'Estudis Autònoms* 36: 93-116.
- Brum A. 2001. Metodologias de análise e de classificação das paisagens. O exemplo do projecto Estrela. *Finisterra* 36(72): 157-178.
- FAO. 2017. Carbono Orgánico del Suelo: El potencial del suelo. Roma (Italia): Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). 2019. Climate Change and Land: An IPCC Special Report on Climate Change, Desertification, Land Degradation, Sustainable Land Management, Food Security and Greenhouse Gas Fluxes in Terrestrial Ecosystems.
- Muñoz-Rojas M, Jordán A, Zavala LM, De la Rosa D, Abd-Elmabod SK, Anaya-Romero M. 2012. Organic carbon stocks in Mediterranean soil types under different land uses (Southern Spain). *Solid Earth Discussions* 4: 1-34.
- Rumpel C, Amiraslani F, Chenu C, et al. 2020. The 4p1000 initiative: Opportunities, limitations and challenges for implementing soil organic carbon sequestration as a sustainable development strategy. *Ambio* 49: 350-360.
- Salinas E, Ramón AM. 2013. Propuesta metodológica de la delimitación semiautomatizada de unidades de paisaje de nivel local. *Revista do Departamento de Geografia-USP* 25: 1-19.
- Sillero-Medina JA. 2022. Repercusiones eco-geomorfológicas de la dinámica paisajística reciente, en ambientes mediterráneos contrastados [Internet]. Universidad de Málaga. Tesis Doctoral. Disponible en: <https://riuma.uma.es/xmlui/handle/10630/24375>
- Sinoga JDR, Murillo JFM. 2012. Respuesta eco-hidrológica de los suelos en campos abandonados (sur de España). *Cuadernos de Investigación Geográfica* 38(2): 31-52.
- Van der Wal A, De Boer W. 2017. Dinner in the dark: Illuminating drivers of soil organic matter decomposition. *Soil Biology and Biochemistry* 105: 45-48.

PROPIEDADES DE LA MATERIA ORGÁNICA EDÁFICA EN PINARES MIXTOS Y PUROS: EL PAPEL DE LA VEGETACIÓN DEL SOTOBOSQUE

Daphne López-Marcos^{1*}, María-Belén Turrión¹, Felipe Bravo³, Juan García-Duro², Carolina Martínez-Ruiz²

¹Área de Edafología y Química Agrícola, Instituto Universitario de Investigación en Gestión Forestal Sostenible (iuFOR), Escuela Técnica Superior de Ingenierías Agrarias, Universidad de Valladolid, Avda. de Madrid 57, 34004 Palencia, Spain.

²Área de Ecología, Instituto Universitario de Investigación en Gestión Forestal Sostenible (iuFOR), Escuela Técnica Superior de Ingenierías Agrarias, Universidad de Valladolid, Avda. de Madrid 57, 34004 Palencia.

³SMART research group, Departamento de Producción Vegetal y Recursos Forestales, Instituto Universitario de Investigación en Gestión Forestal Sostenible (iuFOR), Escuela Técnica Superior de Ingenierías Agrarias, Universidad de Valladolid, Avda. de Madrid 57, 34004 Palencia, Spain

*daphne.lopez@uva.es

RESUMEN

Muchos estudios destacan el efecto positivo de la mezcla de especies arbóreas en el almacenamiento de carbono edáfico, pero poco se sabe sobre la dinámica de la materia orgánica edáfica en pinares mixtos vs. puros y menos aún del papel del sotobosque. Por ello, en un diseño de tripletes de pinares puros y mixtos del centro-norte de España, estudiamos el efecto del tipo de rodal y del sotobosque en la variabilidad de la materia orgánica del suelo. Se analizó el carbono orgánico total (COT), nitrógeno total, C/N y stock de carbono del suelo superficial (5 cm de profundidad), la cobertura de familias taxonómicas del sotobosque (1 m x 1 m) y el área basal de cada especie del estrato arbóreo (4 m de radio) en 180 parcelas [6 tripletes x 3 tipos de rodales (PS: pura de *P. sylvestris*; PP: pura de *P. pinaster*; MM: mixta de ambos pinos) x 10 parcelas/rodal]. Observamos que la cantidad de materia orgánica del suelo (~COT) siguió la tendencia esperada dada la composición del estrato arbóreo (PS > MM > PP), pero la calidad (~C/N), mostró una tendencia distinta (PS ~ MM > PP) que relacionamos con la riqueza de familias del sotobosque. Concluimos que la cantidad y la calidad de la materia orgánica de los primeros 5 cm del suelo en los pinares mixtos responde a la composición del estrato arbóreo y del sotobosque, y se recomiendan estrategias de gestión orientadas a conservar la diversidad del sotobosque para mantener dinámicas de incorporación de materia orgánica que promuevan el secuestro de carbono y una materia orgánica de mayor calidad.

PALABRAS CLAVE: Carbono orgánico total de los primeros 5 cm de suelo, C/N de los primeros 5 cm de suelo, *Pinus sylvestris*, *Pinus pinaster*, riqueza alfa de familias del sotobosque

INTRODUCCIÓN

Es ampliamente conocido que el efecto que el estrato arbóreo ejerce sobre materia orgánica del suelo forestal, a través de su hojarasca, varía en función de la identidad (Andivia et al. 2016) y riqueza de las especies (Ruiz-Peinado et al. 2017). Sin embargo, se desconoce cuál es el efecto del sotobosque que, aunque sólo supone una pequeña parte de la biomasa de la hojarasca (Pan et al. 2018), su efecto tiene una gran transcendencia en procesos como el ciclo del carbono (Augusto et al. 2015). La gestión de las masas mixtas, que suponen el 27,07% de los bosques españoles (Sainz-Ollero et al. 2017), ha cobrado gran relevancia en las últimas décadas (Gamfeldt et al. 2013). Por ello, estudiar la variabilidad de la materia orgánica del suelo superficial en masas mixtas vs puras de dos de las especies forestales más

comunes de España (i.e. *Pinus sylvestris* y el *Pinus pinaster*; Serrada et al. 2008) y su relación con el sotobosque es una necesidad urgente. Los objetivos de este estudio fueron: (1) conocer la variabilidad, a pequeña escala de la materia orgánica del suelo superficial (0-5 cm) y (2) evaluar el nicho de las especies arbóreas dominantes, *P. sylvestris* y *P. pinaster*, de cada familia taxonómica del sotobosque y de la riqueza de familias del sotobosque.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se llevó a cabo en un ensayo de 6 tripletes en la Sierra de la Demanda (latitud 41°47'N y 41°53'N, y longitud 2°56'O y 3°20'O; Fig.1.A). Cada triplete constaba de tres parcelas de 15 m de radio, dos puras dominadas por *P. sylvestris* o *P. pinaster* y una mixta con ambas especies (Fig.1.B; más detalles en López-Marcos et al. 2018). El clima es Templado (*Cfb*, *Csb*) según Köppen. La altitud varía de 1093-1277 m s.n.m., y la pendiente de 0,9-20 %. Los suelos son Inceptisoles, asentados sobre areniscas y margas del Mesozoico. En cada parcela se ubicaron 10 puntos de muestreo (Fig.1.C). Cada punto incluía 1 inventario del estrato arbóreo (4m radio), donde se midió el área basal (pies > 7,5 cm de diámetro a la altura del pecho: G_PS: área basal de *P. sylvestris*; G_PP: área basal de *P. pinaster*); 1 inventario del sotobosque (1m x 1m), donde se estimó la cobertura (%) de cada especie del sotobosque que se agrupó por familias taxonómicas, para posteriormente calcular la riqueza de familias (S α _Fam); y una muestra inalterada de los primeros 5 cm (251,3 cm³) de suelo mineral, que se secó (105 °C/24 h) y se pesó para calcular la densidad aparente (Dap). Posteriormente el suelo se tamizó (2 mm) antes de realizar los análisis químicos: carbono orgánico total (COT) y nitrógeno total (TN) con un analizador elemental Leco CHN 2000. Por último, se calculó la relación C/N y el stock de carbono para cada muestra de suelo superficial (stock de C = COT · x Dap · x %TF x 5 cm (espesor), siendo %TF = % de tierra fina (< 2 mm).

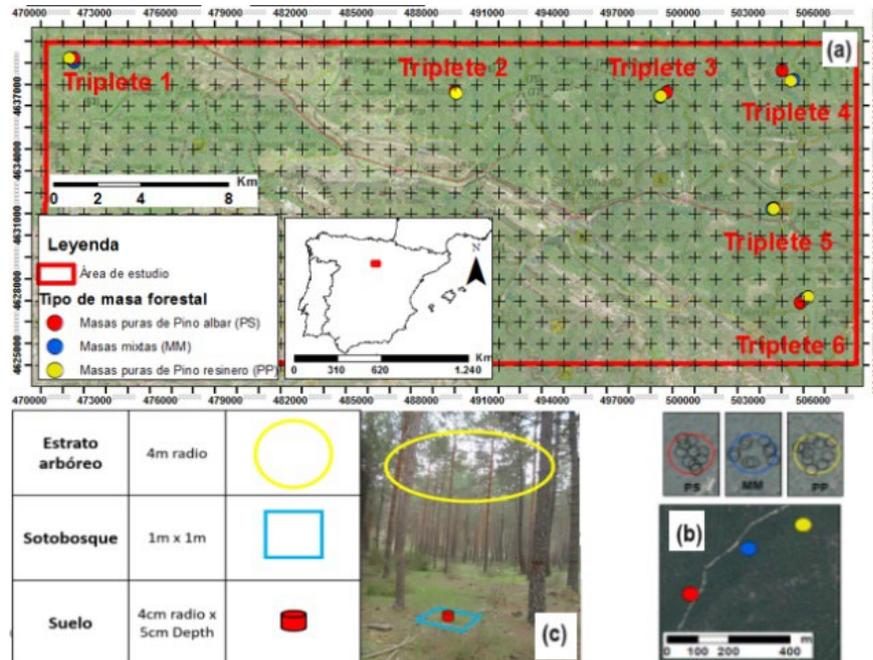


Figura 1. (a) los tripletes

(b) Detalle de un triplete (círculos rojos: parcelas puras de *P. sylvestris*, PS; círculos amarillos: parcelas puras de *P. pinaster*, PP; círculos azules: parcelas mixtas de ambas especies de *Pinus*, MM) y localización de los inventarios del estrato arbóreo (pequeños círculos negros) dentro de cada parcela; y (c) Detalle de cada punto de muestreo [1 inventario del estrato arbóreo de 4 m de radio (círculo amarillo), 1 inventario de sotobosque de 1 m x 1 m (cuadrado azul), y 1 cilindro de suelo 4 cm radio x 5 cm de profundidad (cilindro rojo)].

Ubicación de en el centro-norte

En el análisis de datos, primero las parcelas se ordenaron según las variables del suelo en un análisis de componentes principales (ACP). Después, el patrón de respuesta del área basal (*P. sylvestris*: G_PS; *P. pinaster*: G_PP), el % de cobertura y la riqueza alfa de familias (S_{α_fam}) se modelizaron frente a ejes del ACP (CP1 y CP2) mediante modelos de HOF (Huisman et al. 1993), utilizando el Criterio de Información de Akaike para seleccionar el modelo más apropiado. Se utilizó el coeficiente de Pearson ($p \leq 0,05$) para relacionar las variables con los ejes del ACP. Finalmente, se ubicaron los óptimos (μ) y los anchos de nicho ($2t$) de cada familia del sotobosque, área basal de los pinos y riqueza de familias con respuesta unimodal en los modelos HOF (Lawesson y Oksanen 2002) en los ejes del ACP. Todos los análisis estadísticos se implementaron en el entorno del software R (versión 3.3.3; R-Core Team 2015) utilizando el paquete “vegan” para análisis multivariantes (versión 2.3-5; Oksanen, 2016) y “eHOF” para el análisis de nicho (versión 3.2.2; Jansen y Oksanen 2013). Una parcela monoespecífica de *P. sylvestris* se excluyó de todos los análisis porque era la única que presentaba condiciones áquicas (ver López-Marcos et al. 2019).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El CP1 ($\lambda_1 = 1,68$) explica el 70,43% de la variabilidad y junto al CP2 ($\lambda_2 = 1,00$) explican el 95,82% (Fig. 2C). COT, TN y stock de C aumentan hacia la parte positiva del CP1 con el que están positivamente correlacionados (COT: $r = 0,97$; TN: $r = 0,99$; stock de C: $r = 0,94$), y el C/N aumenta hacia la parte positiva del CP2 con el que está positivamente correlacionado (C/N: $r = 0,97$). Así, el ACP nos permitió relacionar el CP1 y CP2 con la cantidad y la calidad de la materia orgánica del suelo superficial, respectivamente, ya que el COT es un buen indicador de la cantidad de materia orgánica del suelo (Gasch y DeJong-Hughes 2019) y el C/N de la calidad de la materia orgánica (Ostrowska y Porębska 2015).

Cuando se modelizó la respuesta del sotobosque y el estrato arbóreo sobre estos gradientes, encontramos que las parcelas puras de *P. sylvestris* y G_PS presentan su óptimo y nicho en zonas de alta cantidad y calidad de materia orgánica del suelo superficial (Fig. 2.B), donde aparecen familias como Dennstaedtiaceae, Hypnaceae o Pinaceae (Fig. 2.A). Las parcelas puras de *P. pinaster* y G_PP presentan su óptimo y nicho en zonas de baja cantidad y calidad de materia orgánica del suelo superficial (Fig. 2.B), donde aparecen familias como Ericaceae o Poaceae (Fig. 2.A). Las parcelas mixtas así como el óptimo y nicho de la S_{α_Fam} aparecen en zonas de baja cantidad, pero alta calidad de la materia orgánica del suelo (Fig. 2.B), donde aparecen la mayoría de las familias como Cistaceae, Cupresaceae, Fagaceae, Rosaceae, Rubiaceae, Scrofulariaceae o Volaceae (Fig. 2.A).

La hojarasca de *P. pinaster* presenta mayor relación C/N que la de *P. sylvestris* (López-Marcos et al. 2018). Por ello, en las masas mixtas esperaríamos una situación intermedia de cantidad y calidad la materia orgánica del suelo dada la composición del estrato arbóreo y las características de la hojarasca. Sin embargo, encontramos una calidad superior a la esperada (menor C/N) que relacionamos con la mayor diversidad de hojarasca. La mayor diversidad de hojarasca proviene: 1) de la presencia de hojarasca de pinos con diferentes características foliares y 2) de la mayor riqueza del sotobosque (López-Marcos et al. 2019) que también deja una hojarasca más diversa. Esta mayor diversidad de hojarasca en las masas mixtas se relaciona con una mayor diversidad de sustratos ofrecidos a los microorganismos en el proceso de descomposición, lo que puede impulsar una mayor diversidad de enzimas (Fontaine et al., 2003), y una mayor actividad microbiana que puede favorecer una menor ratio C/N derivado del efecto “priming” (Tian et al. 2023) como previamente han descrito otros autores en masas mixtas (Getino-Álvarez et al. 2023).

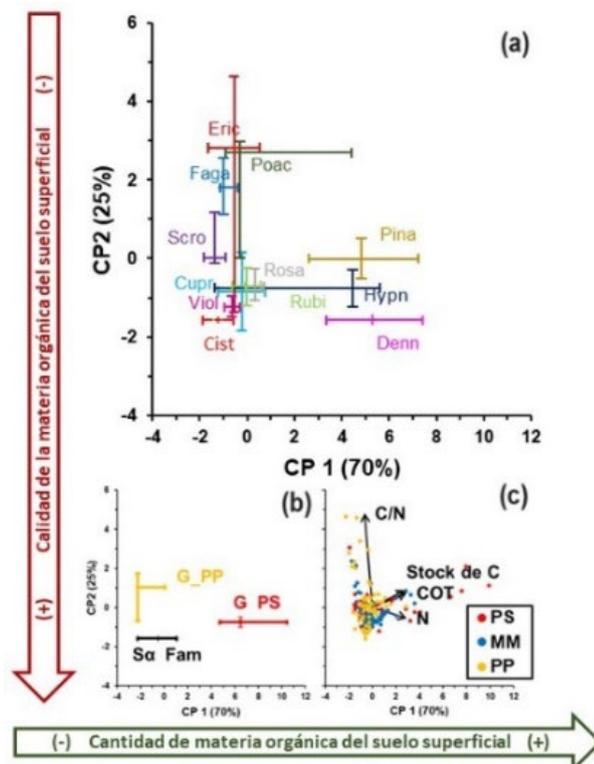


Figure.2. (a) Nicho bidimensional de las Familias del sotobosque (códigos de familias: Cist: Cistaceae; Cupr: Cupresaceae; Denn: Dennstaedtiaceae; Eric: Ericaceae; Faga: Fagaceae; Hynp: Hydnaceae; Pina: Pinaceae; Poac: Poaceae; Rosa: Rosaceae; Rubi: Rubiaceae, Scro: Scrofulariaceae, Viol: Volaceae) y (b) nicho bidimensional de la riqueza alfa de familias del sotobosque (S α _Fam) y del área basimétrica de ambas especies de *Pinus* (G_PS: *P. sylvestris*; G_PP: *P. pinaster*) incluyendo simultáneamente el óptimo (+) y los intervalos de tolerancia (\leftrightarrow) a ambos ejes del ACP, y (c) Biplot del ACP de parcelas [PS: masas monoespecíficas de *P. sylvestris* (n=50), MM: masas mixtas (n=60) y PP: masas monoespecíficas de *P. pinaster* (n=60)] y variables edáficas (flechas negras: COT: carbono orgánico total; N: nitrógeno total; Stock de C: stock de carbono de los primeros 5 cm de suelo mineral; C/N: relación carbono y nitrógeno del suelo).

CONCLUSIONES

Las masas mixtas de *P. sylvestris* y *P. pinaster* presentan mayor calidad de materia orgánica del suelo superficial a la esperada dada la composición del estrato arbóreo. Relacionamos esta mayor calidad con la mayor diversidad de hojarasca de estas posiciones proveniente de una hojarasca arbórea y del sotobosque más diverso.

Agradecimientos: Este estudio fue financiado por el Proyecto 'CLU-2019-01-iuFOR Institute Unit of Excellence' and International Reinforce (CL-EI-2021-05) de la Universidad de Valladolid, financiado por la Junta de Castilla y la Unión Europea (ERDF "Europe drives our growth") y el Proyecto IMFLEX (PID2021-126275OB-C22) financiado por MCIN/AEI/10.13039/501100011033 y los "FEDR una manera de hacer Europa" financiado por el Ministerio Español de Ciencia, Innovación y Universidades y la Unión Europea.

REFERENCIAS

Andivia E, Rolo V, Jonard M, Formánek P, Ponette Q. 2016. Tree species identity mediates mechanisms of topsoil carbon sequestration in a Norway spruce and European beech mixed forest. *Annals For. Sci.* 73: 437–447.

Augusto L, De Schrijver A, Vesterdal L, Smolander A, Prescott C, Ranger J. 2015. Influences of evergreen gymnosperm and deciduous angiosperm tree species on the functioning of temperate and boreal forests. *Biol. Rev.* 90: 444–466.

- Fontaine S, Mariotti A, Abbadie L. 2003. The priming effect of organic matter: A question of microbial competition? *Soil Biol. Biochem.* 35: 837–843.
- Gamfeldt L, Snäll T, Bagchi R, Jonsson M, Gustafsson L, Kjellander P, Ruiz-Jaen MC, Fröberg M, Stendahl J, Philipson CD, Mikusiński G, Andersson E, Westerlund B, Andrén H, Moberg F, Moen J, Bengtsson J. 2013. Higher levels of multiple ecosystem services are found in forests with more tree species. *Nat. Commun.* 4.
- Gasch C, DeJong-Hughes J. 2019. Soil organic matter. Does matter, NDSU Extension. North Dakota State University.
- Getino-Álvarez M, San-Martin R, Pretzsch H, Pach M, Bravo F, Turrión MB. 2023. Assessing soil C stock and C to N ratio of soil organic matter under mixed pine-beech forests at different scales. *Eur. J. For. Res.* 142: 1081–1098.
- Huisman J, Olf H, Fresco LFM. 1993. A hierarchical set of models for species response analysis. *J. Veg. Sci.* 4(1): 37–46.
- Jansen F, Oksanen J. 2013. How to model species responses along ecological gradients – Huisman-Olf-Fresco models revisited. *J. Veg. Sci.* 24: 1108–1117.
- Lawesson JE, Oksanen J. 2002. Niche characteristics of Danish woody species as derived from coenoclines. *J. Veg. Sci.* 13, 279–290.
- López-Marcos D, Martínez-Ruiz C, Turrión MB, Jonard M, Titeux H, Ponette Q, Bravo F. 2018. Soil carbon stocks and exchangeable cations in monospecific and mixed pine forests. *Eur. J. For. Res.* 137: 831–847.
- López-Marcos D, Turrión MB, Bravo F, Martínez-Ruiz C. 2019. Understorey response to overstorey and soil gradients in mixed vs. monospecific Mediterranean pine forests. *Eur. J. For. Res.* 138: 939-955
- Oksanen J. 2016. *Vegan: an introduction to ordination* 1–12.
- Ostrowska A, Porębska G. 2015. Assessment of the C/N ratio as an indicator of the decomposability of organic matter in forest soils. *Ecol. Indic.* 49: 104–109.
- Pan P, Zhao F, Ning J, Zhang L, Ouyang X, Zang H. 2018. Impact of understorey vegetation on soil carbon and nitrogen dynamic in aerially seeded *Pinus massoniana* plantations. *PLoS One* 13: 1–13.
- R-Core Team. 2015. *R Studio: Integrated development environment for R*.
- Ruiz-Peinado R, Bravo-Oviedo A, López-Senespleda E, Bravo F, del Río M. 2017. Forest management and carbon sequestration in the Mediterranean region: A review. *For. Syst.* 26: 1–25.
- Sainz-Ollero H, Velázquez JC, Sánchez de Dios R. 2017. Hacia una clasificación de los bosques mixtos españoles. 7o Congr. For. Español 7CFE01-045.
- Serrada R, Montero G, Reque JA. 2008. *Compendio de silvicultura aplicada en España*. Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria-INIA., Madrid (Spain).
- Tian, P., Liu, S., Zhu, B., Wang, Q., 2023. Soil priming effect and its response to nitrogen addition in regional and global forests: Patterns and controls. *Catena* 222, 106806.

LA INTENSIDAD DEL FUEGO Y SU RELACIÓN CON LAS PROPIEDADES BIOQUÍMICAS EN SUELOS DE ALTA MONTAÑA

Alfaro Leránoz, A.¹; Quintana Esteras, S.¹; Florio Furno, M.², Varese C.², Oddi L.², Escuer Arregui, M.¹; Martí Dalmau, C.¹; Badía Villas, D.¹

¹ Instituto de Investigación en Ciencias Ambientales (IUCA, GEOFOREST), Departamento de Ciencias Agrarias y del Medio Natural, Escuela Politécnica Superior, Universidad de Zaragoza, 22071 Huesca

² Department of Life Sciences and Systems Biology, University of Torino, Italy

badia@unizar.es

RESUMEN

La disminución de la carga ganadera en extensivo y la pérdida del uso tradicional del fuego como herramienta de desbroce favorece la matorralización de los pastos de alta montaña, lo que conlleva la acumulación de combustible leñoso y, en consecuencia, aumenta el riesgo de incendios. Las quemaduras prescritas tratan de reducir este riesgo, pero pueden producir modificaciones en la actividad comunitaria microbiana del suelo. El objetivo de este estudio es evaluar cómo distintas intensidades de quema (combinaciones de temperatura y persistencia de la quema) afectan a la comunidad microbiana de un suelo de montaña, mediante CLPP. Se muestrearon bloques de suelo bajo pasto matorralizado, por *Echinopartum horridum*, en Asín de Broto (Pirineo Central). Estos bloques fueron sometidos a una quema en condiciones controladas de laboratorio, variando la temperatura (50, 80 °C) y el tiempo de exposición (12, 24 minutos) a una profundidad de 1 cm. Posteriormente, una vez fríos, cada bloque se decapó a 1, 2 y 3 cm. En estas muestras, se obtuvieron los perfiles fisiológicos de uso de fuentes de carbono por parte de la comunidad microbiana (CLPPs), además de cuantificarse el pH, la CE y la materia orgánica (total, lábil y recalcitrante). Los resultados muestran un significativo descenso en la MOT y un aumento del C lábil, no variando el C recalcitrante. A pesar de estas variaciones, no se produjeron cambios en la comunidad microbiana y su actividad potencial. Esto demuestra que las quemaduras, incluso siendo de alta intensidad, no producen efectos inmediatos en la funcionalidad global potencial del microbioma edáfico.

PALABRAS CLAVE:

Microorganismos (CLPPs), materia orgánica, diversidad, intensidad de quema

INTRODUCCIÓN

En las últimas décadas se lleva produciendo una acelerada disminución de la carga ganadera en montaña, lo que ha conducido a la invasión de los pastos de puerto/de verano por matorral (Gartzia et al., 2014). Este hecho, junto con los efectos del cambio climático, está produciendo una acumulación de combustible leñoso en ecosistemas tradicionalmente no pirófitos (Pausas & Keeley, 2009), como los pisos subalpino y montano del Pirineo Central. Una de las principales especies colonizadoras de este territorio es el erizón (*Echinopartum horridum* (Vahl) Rothm.), una especie que forma comunidades prácticamente monoespecíficas y con una alta inflamabilidad. Las quemaduras prescritas son una herramienta de gestión del combustible forestal, que se realizan bajo condiciones específicas para minimizar sus efectos sobre el suelo, aunque pueden producir efectos en las propiedades más sensibles del suelo, como las biológicas (Alcañiz et al., 2018). El fuego no solo afecta directamente a los componentes individuales del suelo, sino que también influye en la funcionalidad general del ecosistema, relacionada con la transformación de la MO (Sáenz de Miera et al., 2020). Los microorganismos responden con mucha facilidad a las perturbaciones medioambientales (Lucas-Borja et al., 2019), pudiéndose usar como bioindicadores de la salud y calidad del suelo (Vega et al., 2013). El objeto de este estudio es determinar los efectos inmediatos de

distintas intensidades de quema en un suelo de alta montaña en condiciones controladas, minimizando los efectos producidos por la variabilidad espacial y por la incorporación de restos vegetales y cenizas. En este trabajo se parte de la hipótesis de que el fuego afectará de forma distinta a las distintas fracciones de materia orgánica del suelo lo que, a su vez, inducirá cambios en la diversidad funcional de la comunidad microbiana.

MATERIAL Y MÉTODOS

Para este estudio, se tomaron bloques de suelo inalterado bajo pastos matorralizados por *E. horridum* en la localidad de Asín de Broto (Pirineo Central, Aragón); se muestreó el horizonte superficial de un Calcaric Cambisol (Loamic, Humic). Después del muestreo, se realizó una quema experimental de los bloques, combinando distintas temperaturas (50, 80 °C) y tiempos de residencia (12, 24 min), medidos a 1 cm de profundidad, para crear un gradiente de intensidades de quema: UB (control, sin quema), LS (50 °C, 12 min), LL (50 °C, 24 min), HS (80 °C, 12 min) y HL (80 °C, 24 min). El muestreo se realizó decapando los bloques desde la superficie hasta los 3 cm, centímetro a centímetro (Pereira et al., 2023). Los patrones de utilización de fuentes de carbono fueron determinados con Biolog EcoPlates (BIOBLOG INC, Hayward, CA). Las placas se inocularon con suspensiones de suelo 1:1000 en cloruro de sodio 0,85% y se incubaron durante 10 días a 25 °C en un lector-incubador OMNILOG de Biolog. Los valores máximos de desarrollo de color (AWCD) se emplearon para calcular el índice de diversidad de Shannon (H'), la riqueza de sustratos utilizados (R) y el índice de equitatividad en el uso de sustratos de Pielou (J). También se determinaron otras propiedades bioquímicas del suelo según métodos estándar: pH actual, conductividad eléctrica (CE), materia orgánica total (MOT) y carbono lábil (Clab). La materia orgánica recalcitrante (MOR) se calculó según Rovira y Vallejo (2007). El análisis estadístico se realizó empleando el software abierto Rstudio. Se realizaron ANOVAs de 2 factores (el tratamiento y la profundidad) con interacción para cada variable. Las relaciones entre parámetros se calcularon mediante una correlación de Pearson ($p < 0,05$).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las quemaduras más intensas aumentaron significativamente la CE y el C lábil reduciendo la MOT; el resto de los parámetros (pH, AWCD, etc) no variaron significativamente (Tabla 1).

Tabla 1. Efectos de las quemaduras sobre propiedades del suelo: desarrollo máximo de color (AWCD), diversidad (H'), equitatividad (J), pH, conductividad eléctrica (CE), materia orgánica total (MOT), materia orgánica recalcitrante (MOR) y carbono lábil (Clab); se muestran los valores F y p de la ANOVA bifactorial para todos ellos.

Parámetro	Tratamiento		Profundidad		Interacción	
	F - valor	p - valor	F - valor	p - valor	F - valor	p - valor
AWCD	0,315	0,866	6,313	0,005	0,679	0,706
H'	0,459	0,765	7,557	0,002	0,598	0,772
J	0,959	0,444	6,329	0,005	0,348	0,939
pH	1,699	0,176	13,654	<0,001	1,187	0,113
CE	2,826	0,042	111,852	<0,001	4,890	<0,001
MOT	5,416	0,002	18,516	<0,001	2,307	0,047
MOR	0,633	0,643	8,485	0,001	0,612	0,761
Clab	6,183	<0,001	58,745	<0,001	0,312	0,955

En incendios estivales con índices de quema superior e incorporación de cenizas, es habitual encontrar cambios más intensos en múltiples propiedades del suelo (Dou et al., 2023; Mora et al., 2022). En esta quema experimental los cambios observados son menos drásticos puesto que no ha habido incorporación de cenizas u otros restos vegetales procedentes de

biomasa quemada en la superficie del suelo. Por otro lado es remarcable como todas las propiedades del suelo medidas (Tabla 1) muestran cambios significativos con la profundidad, lo que evidencia el fuerte gradiente de las mismas a pequeña escala (0-1, 1-2 y 2-3 cm).

Tampoco ha variado significativamente la funcionalidad de la comunidad bacteriana pues se han mantenido invariables los valores de AWCD máximo (Tabla 1), de la diversidad (H') y la abundancia (J) de las fuentes de carbono utilizados por la misma. Esto sugiere que, a pesar de aplicar quemas con intensidades térmicas relativamente elevadas, los efectos generados no son comparables a los observados en incendios forestales recurrentes y con gran biomasa vegetal (Lombao et al., 2020).

El AWCD se correlaciona con la MOT ($p < 0,01$) y sus fracciones ($p < 0,05$) pero esta relación (Tabla 2) es insuficiente como para modificar significativamente la funcionalidad potencial de la comunidad microbiana (Moya et al., 2022). A pesar de que los valores máximos del desarrollo promedio de color (AWCD) no hayan variado, queda por analizar si se han producido variaciones en el uso de determinados sustratos carbonados que evidenciarían cambios cualitativos en la microbiota.

Tabla 2. Matriz de correlaciones de Pearson ($*p < 0,05$; $**p < 0,01$) entre las variables desarrollo máximo de color (AWCD), diversidad (H'), equitatividad (J), pH, conductividad eléctrica (CE), materia orgánica total (MOT), materia orgánica recalcitrante (MOR) y carbono lábil (Clab).

Parámetro	pH	CE	MOT	MOR	C lábil
CE	0,79**				
MOT	0,28	0,33*			
MOR	0,43**	0,51**	0,59**		
C lábil	0,54**	0,77**	0,31*	0,43**	
AWCD	0,36*	0,31*	0,47**	0,38*	0,33*

CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos ponen de manifiesto los efectos de las distintas intensidades de quema sobre propiedades bioquímicas del suelo; así las quemas de mayor intensidad redujeron la MOT y aumentaron el C lábil como consecuencia a la oxidación de la materia orgánica. Por el contrario, la fracción recalcitrante no sufrió ningún efecto significativo. Ni la actividad biológica potencial ni su funcionalidad sufrieron cambios significativos, lo que evidenciaría la resiliencia de la comunidad bacteriana del suelo frente a las intensidades de quema experimentadas.

AGRADECIMIENTOS

Andoni Alfaro disfruta de un contrato predoctoral DGA (BOA20200713012) y Silvia Quintana de una Ayuda del programa INVESTIGO. Los trabajos en la Universidad de Torino han contado con el apoyo del proyecto "Over the HEDGE" (ref. ODDL_GFI_22_01F).

REFERENCIAS

Alcañiz, M., Outeiro, L., Francos, M., & Úbeda, X. (2018). Effects of prescribed fires on soil properties: A review. *Science of the Total Environment*, 613–614, 944–957. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.144>

Dou, X., Köster, K., Sun, A., Li, G., Yue, Y., Sun, L., & Ding, Y. (2023). Temporal dynamics of soil dissolved organic carbon in temperate forest managed by prescribed burning in Northeast China. *Environmental Research*, 237(June). <https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.117065>

Gartzia, M., Alados, C. L., & Pérez-Cabello, F. (2014). Assessment of the effects of biophysical and anthropogenic factors on woody plant encroachment in dense and sparse mountain grasslands based on remote sensing data. *Progress in Physical Geography*, 38(2), 201–217. <https://doi.org/10.1177/0309133314524429>

Lombao, A., Barreiro, A., Fontúrbel, M. T., Martín, A., Carballas, T., & Díaz-Raviña, M. (2020). Key factors controlling microbial community responses after a fire: Importance of severity and recurrence. *Science of the Total Environment*, 741. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140363>

Lucas-Borja, M. E., Miralles, I., Ortega, R., Plaza-Álvarez, P. A., Gonzalez-Romero, J., Sagra, J., Soriano-Rodríguez, M., Certini, G., Moya, D., & Heras, J. (2019). Immediate fire-induced changes in soil microbial community composition in an outdoor experimental controlled system. *Science of the Total Environment*, 696, 134033. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134033>

Mora, J. L., Badía-Villas, D., & Gómez, D. (2022). Fire does not transform shrublands of *Echinopartum horridum* (Vahl) Rothm. into grasslands in the Pyrenees: Development of community structure and nutritive value after single prescribed burns. *Journal of Environmental Management*, 315(April). <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.115125>

Moya, D., Fonturbel, T., Peña, E., Alfaro-Sanchez, R., Plaza-Álvarez, P. A., González-Romero, J., Lucas-Borja, M. E., & de Las Heras, J. (2022). Fire Damage to the Soil Bacterial Structure and Function Depends on Burn Severity: Experimental Burnings at a Lysimetric Facility (MedForECOtron). *Forests*, 13(7). <https://doi.org/10.3390/f13071118>

Pausas, J. G., & Keeley, J. E. (2009). A burning story: The role of fire in the history of life. *BioScience*, 59(7), 593–601. <https://doi.org/10.1525/bio.2009.59.7.10>

Pereira, J.S., Badía-Villas, D., Martí-Dalmau, C. Mora, J.L., P. Donzeli, V.P. (2023). Fire effects on biochemical properties of a semiarid pine forest topsoil at cm-scale. *Pedobiología*, vol. 96: 150860. <https://doi.org/10.1016/j.pedobi.2022.150860>.

Rovira, P., & Vallejo, V. R. (2007). Labile, recalcitrant, and inert organic matter in Mediterranean forest soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 39(1), 202–215. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2006.07.021>

Sáenz de Miera, L. E., Pinto, R., Gutiérrez-González, J. J., Calvo, L., & Ansola, G. (2020). Wildfire effects on diversity and composition in soil bacterial communities. *Science of the Total Environment*, 726, 138636. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138636>

Vega, J. A., Fontúrbel, T., Merino, A., Fernández, C., Ferreiro, A., & Jiménez, E. (2013). Testing the ability of visual indicators of soil burn severity to reflect changes in soil chemical and microbial properties in pine forests and shrubland. *Plant and Soil*, 369 (1–2), 73–91. <https://doi.org/10.1007/s11104-012-1532-9>

LA RECURRENCIA DE LOS INCENDIOS FORESTALES EJERCE MAYOR INFLUENCIA EN LA RECUPERACIÓN DEL SUELO QUE LA SEVERIDAD

Elena Marcos^{*}, David Beltrán-Marcos, Rayo Pinto, José Manuel Fernández-Guisuraga, Reyes Tárrega, Leonor Calvo, Víctor Fernández-García

Área de Ecología, Departamento de Biodiversidad y Gestión Ambiental. Universidad de León. Campus Universitario de Vegazana, s/n. 24007. León (España)

*Elena Marcos: emmarp@unileon.es

RESUMEN

Los incendios forestales son uno de los principales elementos de perturbación de los ecosistemas, sin embargo, el impacto que producen puede depender en gran medida de los atributos del régimen de fuego. En las últimas décadas, los regímenes de fuego están cambiando hacia incendios más extensos y severos que pueden comprometer la resiliencia del ecosistema forestal. En este trabajo se trata de determinar cómo los atributos del régimen de fuego (recurrencia y severidad) condicionan la capacidad de recuperación del suelo a medio plazo. El estudio fue realizado en un gran incendio que tuvo lugar en agosto de 2012 en la Sierra del Teleno (suroeste de la provincia de León) y que afectó cerca de 12.000 has. Dentro del perímetro de dicho incendio se determinaron dos niveles de recurrencia en los últimos 15 años: baja (1 incendio) y alta (2 o más incendios) y dos niveles de severidad: baja y alta. Se recogieron muestras de suelo para cada situación y se analizaron las siguientes variables: pH, carbono orgánico, fósforo asimilable, actividades enzimáticas β -glucosidasa y fosfatasa, y carbono microbiano. Las zonas con recurrencia alta muestran, cuatro años después, una lenta recuperación del carbono orgánico y fósforo asimilable, pero valores más altos del carbono de la biomasa microbiana y las actividades enzimáticas. Por otro lado, las zonas con alta severidad muestran mayores valores de actividades enzimáticas, aunque menor contenido de carbono microbiano. Se observa cómo la recurrencia ejerce una mayor influencia, a medio plazo, que la severidad en los cambios detectados en el suelo.

PALABRAS CLAVE: Grandes incendios, propiedades del suelo, resiliencia del suelo, recurrencia del fuego, severidad del fuego.

INTRODUCCIÓN

Las perturbaciones, como los incendios forestales, son procesos que producen alteraciones en el ecosistema, y en función de su intensidad, frecuencia y estacionalidad aseguran la supervivencia de unas u otras especies (Castellnou y Nebot 2007). Los regímenes de fuego en los ecosistemas han cambiado a través de la historia, favoreciendo la aparición de incendios descontrolados y de gran magnitud asociados a cambios en el clima y las actividades socioeconómicas, causando daños medioambientales graves, especialmente en la zona Mediterránea (San-Miguel-Ayanz et al. 2012).

El fuego afecta a las propiedades del suelo dependiendo de varios factores como son la intensidad, y la cantidad de tiempo transcurrido con temperaturas superiores a los 100°C. El incremento en la recurrencia de incendios produce una pérdida continua de nutrientes en el suelo, especialmente nitrógeno y fósforo ya que una elevada recurrencia de incendios no permite la recuperación de la vegetación y por lo tanto de los nutrientes aportados al suelo (Abdul et al. 2015). La severidad también afecta a la pérdida de materia orgánica en el suelo, e indirectamente a las características físicas y químicas del suelo. El impacto de la severidad de los incendios forestales en la microbiota también es notorio, llegando a disminuir en un 30% la abundancia microbiana (Flutz et al. 2016).

En este trabajo se pretende determinar la influencia de la recurrencia y la severidad sobre algunas propiedades del suelo (pH, carbono orgánico, fósforo asimilable, carbono microbiano, actividad β -glucosidasa y actividad fosfatasa) cuatro años después del último incendio. Se espera que cuatro años después del incendio se hubieran recuperado parcialmente algunas propiedades del suelo como el pH, el carbono orgánico y el fósforo, mientras que la recuperación del carbono microbiano y las actividades enzimáticas sería más lenta en aquellas zonas afectadas por elevada severidad (Fernández-García et al. 2019)

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio fue realizado en la Sierra del Teleno situada al suroeste de la provincia de León, que se caracteriza por presentar abundantes masas de *Pinus pinaster* Ait. utilizadas por la población local para la extracción de madera y resina. En esta zona se produjo un gran incendio forestal en agosto de 2012 que afectó unas 12.000 ha. Parte de esta superficie quemada se superponía con la afectada por un incendio ocurrido en septiembre de 1998 que quemó 3.670 ha. Esta situación generó la oportunidad de establecer cuatro escenarios diferentes con dos clases de recurrencia (baja y alta) y dos clases de severidad (baja y alta) (Figura 1).

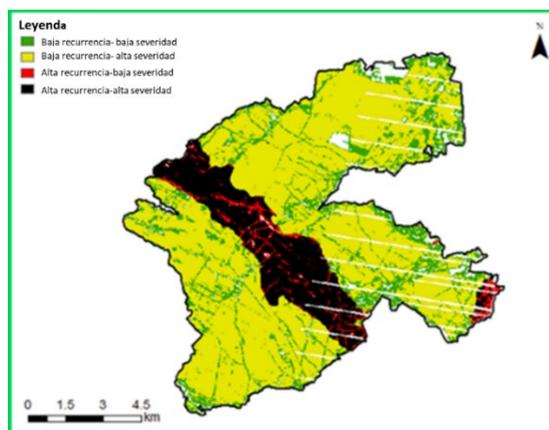


Figura 1. Perímetro del incendio ocurrido en la Sierra del Teleno en 2012. La franja central oscura corresponde al incendio de 1998.

En la superficie afectada por el incendio de 2012, se establecieron 20 parcelas de 2 m x 2 m en cada una de las cuatro situaciones anteriormente señaladas. Cuatro años tras el incendio, en cada parcela se tomó una muestra de suelo compuesta por 4 submuestras (80 muestras, 20 para cada situación). Las muestras fueron recogidas con un core de 5 cm de diámetro y 3 de profundidad y en ellas se analizaron las siguientes propiedades: pH, carbono orgánico, fósforo asimilable, las actividades enzimáticas β -glucosidasa y fosfatasa y carbono de la biomasa microbiana. Se realizaron GLMs para analizar los efectos de la recurrencia y severidad del incendio (variables explicativas) en cada propiedad del suelo (variable de respuesta).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La recurrencia de incendios forestales muestra una importante influencia en la capacidad de recuperación del pH, carbono orgánico y fósforo asimilable. Cuatro años después los valores del pH no presentan ya diferencias significativas ($p=0,07$) en función de la recurrencia. Además, se encontró que las zonas de baja recurrencia muestran un contenido de carbono ($p=0,001$) y de fósforo asimilable ($p<0,001$) significativamente mayor que las de alta recurrencia. Una elevada recurrencia no permite al suelo recuperar las condiciones iniciales de carbono orgánico ya que su recuperación está muy ligada a la recuperación de la cubierta vegetal

(Catalanotti et al. 2018). El mismo patrón de comportamiento se observa en el caso del fósforo asimilable.

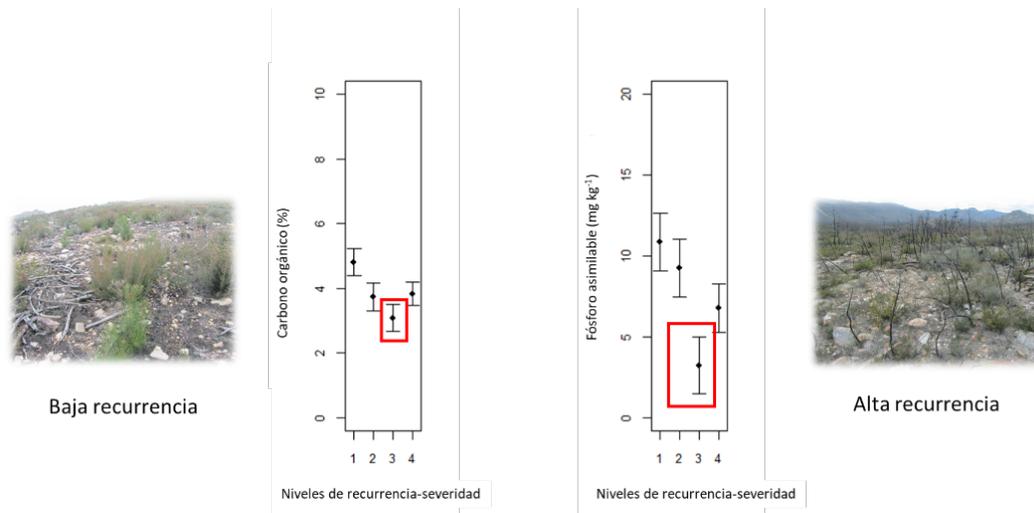


Figura 2. Valores medios \pm intervalos de confianza del 95% de las variables de carbono orgánico (%) y fósforo asimilable (mg/kg) en relación a los niveles de recurrencia y severidad (1: baja recurrencia y baja severidad; 2: baja recurrencia y alta severidad; 3: alta recurrencia y baja severidad; 4: alta recurrencia y alta severidad).

Sin embargo, se observa un patrón opuesto en las actividades enzimáticas y el carbono microbiano, los cuales muestran valores más elevados en las zonas de alta recurrencia, siendo estas diferencias significativas solo para el carbono microbiano ($p = 0,014$). Sin embargo, en otros estudios que analizan la recurrencia de incendios y el carbono microbiano (Catalanotti et al. 2018) se puede observar como su cantidad, después de dos quemadas espaciadas por cinco años es bastante similar a la de las zonas quemadas solo una vez. La cantidad de β -glucosidasa y fosfatasa es significativamente mayor en las zonas con mayor recurrencia ($p = 0,015$ para de β -glucosidasa y $p < 0,001$ para fosfatasa) respecto a las zonas con baja recurrencia. Estos resultados indican la necesidad de los microorganismos de incorporar nutrientes mediante la síntesis de proteínas que permitan facilitar su asimilación (Figura 3).

En relación a la severidad solo se encontraron diferencias significativas para el carbono microbiano ($p = 0,022$), siendo mayor en las zonas donde la severidad fue menor con 400 mg/kg mientras que en las zonas de alta severidad ronda los 300 mg/kg, tal y como señala la biomasa microbiana disminuye por altas intensidades (Figura 3). El resto de las propiedades analizadas no mostraron ninguna diferencia a medio plazo en función de la severidad.

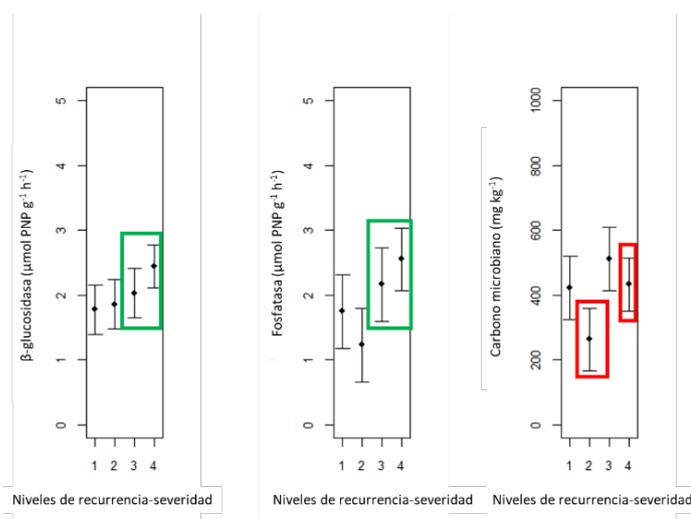


Figura 3. Valores medios \pm intervalos de confianza del 95% de las variables de actividad β -glucosidasa ($\mu\text{mol PNP g}^{-1} \text{h}^{-1}$) y fosfatasa ($\mu\text{mol PNP g}^{-1} \text{h}^{-1}$), y carbono microbiano (mg kg^{-1}) en relación a los niveles de recurrencia y severidad (1: baja recurrencia y baja severidad; 2: baja recurrencia y alta severidad; 3: alta recurrencia y baja severidad; 4: alta recurrencia y alta severidad).

CONCLUSIONES

Las situaciones de alta recurrencia afectan más a la recuperación de las propiedades químicas de los suelos que a las biológicas que se ven favorecidas por esta situación incrementando su concentración y actividad para paliar el déficit de nutrientes provocado por los incendios recurrentes. Las propiedades del suelo muestran una gran resiliencia a la severidad de los incendios, recuperándose cuatro años después del fuego, excepto el carbono de la biomasa microbiana.

REFERENCIAS

- Abdul Malak D, García Pausas J, Pardo-Pascual JE, Ruiz LA. 2015. Fire Recurrence and the Dynamics of the Enhanced Vegetation Index in a Mediterranean Ecosystem. *International Journal of Applied Geospatial Research* 6(2): 18-35.
- Castellnou M, Nebot E. 2007. El papel del fuego en la gestión del paisaje. En: IV International Wildfire Fire Conference 2007, Sevilla, Spain. Thematic Session N^o1.
- Catalanotti AE, Giuditta E, Marzaioli R, Ascoli D, Esposito A, Strumia S. 2018. Effects of single and repeated prescribed burns on soil organic C and microbial activity in a *Pinus halepensis* plantation of Southern Italy. *Applied Soil Ecology* 125: 108-116.
- Fernández-García V, Miesel J, Baeza MJ, Marcos E, Calvo L. 2019. Wildfire effects on soil properties in fire-prone pine ecosystems: Indicators of bur severity legacy over the medium term after fire. *Applied Soil Ecology* 135: 147-156.
- Fultz LM, Moore-Kucera J, Dathe J, Davinic M, Perry G, Wester D, Schwilk D, Rideout-Hanzak S. 2016. Forest wildfire and grassland prescribed fire effects on soil biogeochemical processes and microbial communities: Two case studies in the semiarid Southwest. *Applied Soil Ecology* 99: 118-128.
- San-Miguel-Ayanz J, Schulte E, Schmuck G, Camia A, Strobl P, Liberta G, Giovando, Boca R, Sedano F, Kempeneers P. 2012. Comprehensive Monitoring of Wildfires in Europe: The European Forest Fire Information System.

DESCOMPOSICIÓN DE LA HOJARASCA EN MASAS MIXTAS: LA FERTILIDAD DEL SUELO COMO FACTOR MODULADOR DEL EFECTO PRIMING

Marina Getino-Álvarez^{1,4}, Francisco Lafuente^{1,4,*}, Ruth C. Martín-Sanz^{2,4}, Valentín Pando^{3,4}
María-Belén Turrión^{1,4}

¹Área de Edafología y Química Agrícola, Universidad de Valladolid

²Departamento de Producción Vegetal y Recursos Forestales, Universidad de Valladolid

³Área de Estadística e Investigación Operativa. Universidad de Valladolid.

⁴Instituto Universitario de Investigación en Gestión Forestal Sostenible (iuFOR). Universidad de Valladolid

* francisco.lafuente@uva.es

RESUMEN

Se estudia el efecto “*priming*” de la hojarasca de especies caducifolias (roble y haya), en la descomposición de las acículas de pino, teniendo en consideración la fertilidad del suelo y el clima. Para ello se seleccionaron parcelas puras de pino (*Pinus sylvestris* L.), roble (*Quercus sp.*), y haya (*Fagus sylvatica* L.), y parcelas mixtas de pino-roble y pino-haya sobre suelos de fertilidad contrastada (Calcisol, Cambisol y Podsol) siguiendo un transecto climático desde el sur al norte de Europa: Aguilar de Campoo (Palencia), Sierra de Montgrony (Girona), Schrobenhausen (Munich) y Niepolomice (Cracovia). Se establecieron 72 subparcelas circulares de 5 m de radio; 22 de ellas en rodales puros de pino, 12 en rodales puros de haya, 10 en rodales puros de roble, 12 en rodales mixtos de pino y roble, y 16 en rodales mixtos de pino y haya. Se muestreó la hojarasca diferenciando entre material fresco (L), hojarasca fragmentada (F) y hojarasca humificada (H) de las distintas especies arbóreas presentes. Se determinaron las concentraciones de carbono orgánico total (TOC), nitrógeno total (TN) y se caracterizaron mediante espectroscopía infrarroja por transformada de Fourier con Reflectancia Total Atenuada (FTIR-ATR). Los resultados muestran que el efecto *priming* originado por la presencia de hojarasca de fagáceas y de acículas de pino, acelera la descomposición de ésta última, y ralentiza la descomposición de la hojarasca de las caducifolias en comparación con la descomposición en sus respectivas masas puras. El efecto *priming* fue más marcado en los suelos menos fértiles.

PALABRAS CLAVE: Espectroscopía de infrarrojo medio, FTIR-ATR, horizontes orgánicos de suelos forestales, bosques mixtos, descomposición de la materia orgánica del suelo.

INTRODUCCIÓN

La vegetación constituye la principal fuente de material orgánico para los suelos en entornos forestales, aportándola principalmente a través de su capa de hojarasca. Se reconoce ampliamente el impacto del estrato arbóreo (López Marcos et al. 2018). Además, se ha observado que la descomposición de la hojarasca puede ser influenciada por la presencia de hojarasca de otras especies acelerando o bien ralentizando la descomposición de la materia orgánica más estable (Getino-Álvarez et al. 2023), aunque se necesita mayor comprensión sobre cómo este efecto varía en suelos con diferentes niveles de fertilidad (Tian et al. 2023). La gestión de bosques mixtos ha ganado importancia en años recientes (Preztsch 2018). Por lo tanto, es crucial investigar el efecto *priming* de la hojarasca de especies caducifolias en la descomposición de las acículas de pino debido a su impacto potencial en la dinámica de nutrientes del suelo y en la regulación del ciclo del carbono. La interacción entre la composición de la hojarasca y la fertilidad del suelo puede influir en la velocidad y eficacia de la descomposición, afectando así la disponibilidad de nutrientes para la vegetación

circundante. Además, el clima puede modular este proceso, siendo necesario entender cómo estas interacciones se manifiestan en diferentes condiciones climáticas para prever los efectos del cambio climático en los ecosistemas forestales.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se llevó a cabo en 18 parcelas forestales (6 tripletes) que forman parte de la red de tripletes del proyecto EuMIXFOR (Acción COST FP 1206 EuMiXFOR) localizadas en un gradiente climático en Europa. Cada triplete estaba conformado por una parcela pura de *Pinus sylvestris*, una parcela pura de una especie caducifolia (*Quercus sp* o *Fagus Sylvatica*) y una mixta de *P. sylvestris* y la especie caducifolia correspondiente. Las parcelas dentro de los tripletes presentaron condiciones similares del sitio: suelo, clima y topografía, edad, densidad de árboles y manejo (Tabla 1).

Tabla 1. Características de las parcelas.

Localización	Altitud (m)	Pendiente (%)	Especies arbóreas	Clasificación de Köppen	TMA (°C)	PMA (mm)	Suelo (WRB, 2020)	pH	Textura
Aguilar de Campoo, Palencia (España)	1205	13	<i>P. sylvestris</i> <i>Q. petraea</i>	Csb	9,9	682	Cambisol	4,5-6,4	Fr.A.
Sierra de Montgrony, Girona (España)	1141	40	<i>P. sylvestris</i> <i>Q.pyrenaica</i>	Cwb	7,5	951	Calcisol	7,8-8,9	Fr.Li.; Fr.a.
Schrobenhausen, Munich (Alemania)	461	<5	<i>P. sylvestris</i> <i>F. sylvatica</i>	Cfb	7,5	827	Podsol	3,6-5,9	A.; A.Fr.
Niepolomice, Cracovia (Polonia)	211	<5	<i>P. sylvestris</i> <i>F. sylvatica</i>	Dfb	8,4	670	Podsol	3,4-5,8	A.; A.Fr.

Nota: TMA: temperatura media anual, PMA: precipitación media anual. Clases texturales: Fr.A.(Franco Arenoso); Fr.Li. (Franco limoso), Fr.a. (Franco arcilloso); A. Fr. (Arenoso Franco) y A (Arenoso)

Se establecieron 72 subparcelas circulares de 5 m de radio; 22 de ellas en rodales puros de pino (*P. sylvestris* L.), 12 en rodales puros de haya (*F. sylvatica* L.), 10 en rodales puros de roble (*Quercus* sp.), 12 en rodales mixtos de pino y roble, y 16 en rodales mixtos de pino y haya. En cada subparcela se recolectaron muestras de hojarasca utilizando un marco de madera de 25x25 cm. En las parcelas mono-específicas, se diferenciaron las tres fracciones de hojarasca (L, F y H) para cada una de las especies de árboles dominantes existentes. En las parcelas mixtas, se diferenciaron las fracciones L y F para cada una de las dos especies presentes en la mezcla, y la fracción H se tomó sin diferenciar entre especies debido a la imposibilidad de distinguirlas. Se analizaron 274 muestras de hojarasca.

El carbono orgánico total (TOC), y el nitrógeno total (TN) se determinaron mediante un analizador elemental LECO CNS928. Las muestras se caracterizaron mediante espectroscopía infrarroja por transformada de Fourier con Reflectancia Total Atenuada FTIR-ATR (equipo Nicolet iS50 FT-IR-ATR) a una resolución de 4 cm⁻¹ y 64 escaneos por espectro. Se corrigió de línea base y se normalizaron los picos (Tinti et al. 2015). Se estimó el índice de aromaticidad (Obeng et al. 2023) mediante la relación de los grupos aromáticos (1610+1520 cm⁻¹) con los alifáticos (2983+2921 cm⁻¹) y el índice de humificación relacionando la señal de los grupos carboxílicos (1729 cm⁻¹) y la de los carbohidratos (1031 cm⁻¹).

Para el análisis estadístico se ha utilizado un modelo lineal mixto generalizado (MLMG) de análisis de la varianza. Se han considerado tres factores intersujetos fijos: tipo de bosque (puro y mixto), tipo de suelo (Calcisol, Cambisol y Podsol) y tipo de restos de hojarasca (hojarasca de fagáceas, de coníferas y ambas) en un diseño factorial 2x3x3 incompleto y un factor intra-sujetos de medidas repetidas con tres niveles (capa: L, F y H). Se consideró una matriz de varianzas-covarianzas 3x3 no estructurada y diferente para cada uno de los dos tipos de bosque. El sitio de muestreo se incluyó como un factor aleatorio con varianza distinta para cada nivel del factor capa. Para las concentraciones de TOC y TN se utilizó una

distribución de probabilidad Beta con función link Logit. Para todos los índices calculados como cocientes se utilizó una distribución de probabilidad Gamma con función link Log. Las medias estimadas se obtuvieron utilizando la inversa de la función link de los valores obtenidos mediante el modelo mixto generalizado. La normalidad de los residuales studentizados marginales y condicionales se verificó mediante el test de Kolmogorov-Smirnov.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados obtenidos se muestran en la Tabla 2; únicamente el índice de humificación mostró diferencias significativas para la interacción “Bosque*Suelo*Hojarasca*Capa”. El índice de aromaticidad aumentó significativamente en el horizonte H en las masas puras y mixtas tanto para la hojarasca de especies caducifolias como para las coníferas (Tabla 3) incrementando los grupos aromáticos durante la humificación (Oliver et al. 2002).

Tabla 2. Resultados del modelo lineal mixto generalizado de análisis de la varianza.

	TOC	TN	Índice de Aromaticidad	Índice de Humificación
Bosque*suelo*hojarasca*capa	ns	ns	ns	***
Bosque* hojarasca*capa	***	ns	*	*
Bosque*suelo* capa	***	**	ns	**

Nota: índice de aromaticidad $(1614+1512 \text{ cm}^{-1})/(2838+2919 \text{ cm}^{-1})$; Índice de humificación: $(1729 \text{ cm}^{-1}/1031 \text{ cm}^{-1})$

El índice de aromaticidad aumentó significativamente en el horizonte H en las masas puras y mixtas tanto para la hojarasca de especies caducifolias como para las coníferas (Tabla 3) incrementando los grupos aromáticos durante la humificación (Oliver et al. 2002).

Tabla 3. índice de Aromaticidad y concentración de carbono orgánico total (TOC) según el tipo de masa y en las capas de hojarasca.

	TOC (%)			Índice de Aromaticidad			
	L	F	H	L	F	H	
Masa pura de fagáceas	46,0	a 39,8	b 38,4	b 1,34	a 1,64	a 1,82	b
Masa mixta de fagáceas	46,2	a 45,6	a 37,7	b 1,36	a 1,48	a 1,82	b
	ns	***	ns	ns	**	ns	
Masa pura de coníferas	46,2	a 45,9	a 43,7	a 1,21	a 1,13	a 1,77	b
Masa mixta de coníferas	49,8	a 47,6	a 37,7	b 1,31	a 1,21	a 1,82	b
	*	ns	***	ns	*	ns	

Nota: Letras distintas indican diferencias significativas entre capas de hojarasca L, F y H.

*: $p < 0,05$; **: $p < 0,01$; ***: $p > 0,001$ en la comparación de masas mixtas frente a puras.

El nivel de aromaticidad de la capa L no mostró diferencias entre tipos de masas ni entre tipos de hojarasca, lo mismo sucedió con la fracción humificada. Sin embargo, el índice de aromaticidad del horizonte F correspondiente a las acículas de pino cuando está en presencia de hojarasca de fagáceas fue significativamente mayor que en la masa pura de pino, mientras que para la hojarasca de caducifolias fue significativamente menor en presencia de acículas de pino. Por lo que en el primero de los casos la actividad de los microorganismos se vio frenada por la presencia de la hojarasca de pino, y en el segundo se vio mejorada por la presencia de hojarasca de fagáceas. Ese mismo efecto se observa con el índice de humificación (Tabla 4), aumentando la humificación de la hojarasca de pino en las masas mixtas en comparación con la existente en masas puras de pino y disminuyendo la humificación de la hojarasca de fagáceas en las masas mixtas en comparación con las puras, siendo este efecto sobre todo observable en el Podsol y en el Cambisol.

Tabla 4. Índice de humificación en masas puras y mixtas de fagáceas y coníferas según el tipo de suelo.

Ind Humificación A1729/A1031	CALCISOL			CAMBISOL			PODSOL		
	L	F	H	L	F	H	L	F	H
Pura de fagáceas	0,27 a	0,20 a	0,14 b	0,24 a	0,104 b	0,10 b	0,20 a	0,18 a	0,13 b
Mixta de fagáceas	0,25 a	0,24 a	0,12 b	0,25 a	0,210 a	0,09 b	0,20 a	0,18 a	0,13 b
	ns	ns	ns	ns	***	ns	ns	ns	ns
Pura de coníferas	0,32 a	0,22 b	0,16 c	0,22 a	0,17 a	0,13 b	0,23 a	0,26 a	0,17 b
Mixta de coníferas	0,28 a	0,20 b	0,12 c	0,24 a	0,19 a	0,09 b	0,17 b	0,24 a	0,14 c
	ns	ns	ns	ns	ns	***	**	ns	***

Nota: Letras distintas indican diferencias significativas entre capas de hojarasca L, F y H.

*: p < 0,05; ** p < 0,01; ***: p > 0,001 en la comparación de masas mixtas frente a puras.

El valor de TN en la hojarasca no se vio afectado por el tipo de masa para cada suelo considerado (Tabla 5), sin embargo el de TOC mostró diferencias entre masas mixtas y puras, siendo significativamente más alta en el horizonte F de las masas mixtas que en ese mismo horizonte de las masas puras desarrolladas sobre los suelos más fértiles (Calcisoles y Cambisoles); por el contrario, fue significativamente inferior en el horizonte H de las masas mixtas que en las puras en las masas desarrolladas sobre los suelos menos fértiles (Podsoles).

Tabla 5. Valores del TOC y del TN en los horizontes orgánicos de las masas puras y mixtas para los distintos suelos considerados.

		TOC (%)			TN (%)		
		L	F	H	L	F	H
CALCISOL	Masa pura	48,6 a	47,1 a	44,1 a	0,94 a	1,17 a	1,66 b
	Masa mixta	50,3 a	51,2 a	47,9 a	1,03 a	1,353 a	1,78 b
		ns	**	ns	ns	ns	ns
CAMBISOL	Masa pura	46,9 a	35,9 b	37,4 b	1,44 ab	1,19 a	1,49 b
	Masa mixta	47,2 a	43,5 b	33,1 c	1,36 a	1,36 a	1,36 a
		ns	***	*	ns	ns	ns
PODSOL	Masa pura	45,1 a	45,4 a	42,1 a	1,17 a	1,25 a	1,82 b
	Masa mixta	47,9 a	44,7 b	37,6 b	1,23 a	1,33 a	1,84 b
		*	ns	**	ns	ns	ns

Nota: Letras distintas indican diferencias significativas entre capas de hojarasca L, F y H.

*: p < 0,05; ** p < 0,01; ***: p > 0,001 en la comparación de masas mixtas frente a puras.

CONCLUSIONES

La presencia de hojarasca de especies caducifolias junto con las acículas de pino aumentó el índice de aromaticidad y la humificación de la hojarasca de las coníferas, sin embargo, ralentizó la descomposición de la hojarasca de especies de hoja ancha en las masas mixtas en comparación con su descomposición en las masas puras. La fertilidad del suelo juega un papel importante en el efecto *priming* observado, viéndose incrementado en los suelos menos fértiles.

Agradecimientos: Este estudio fue financiado por un contrato predoctoral a MGA (FPU16/02748) y los Proyectos FORMIXING (AGL2014-51964-C2-1-R), IMFLEX PID2021-126275OB-C22 de investigación financiado por MCIN/AEI /10.13039/501100011033/ y por FEDER Una manera de hacer Europa y CL-EI-2021-05- iuFOR Unidad de Excelencia de la Universidad de Valladolid y cofinanciado por el Fondo Europeo de Desarrollo Regional.

REFERENCIAS

Getino-Álvarez M, San-Martin R, Pretzsch H, Pach M, Bravo F, Turrión MB. 2023. Assessing soil C stock and C to N ratio of soil organic matter under mixed pine-beech forests at different scales. *European Journal of Forest Research* 142: 1081-1098.

López-Marcos D, Martínez-Ruiz C, Turrión MB, Jonard M, Titeux H, Ponette Q, Bravo F. 2018. Soil carbon stocks and exchangeable cations in monospecific and mixed pine forests. *European Journal of Forest Research* 137: 831–847.

Obeng S, Giltrap M, Tian F. 2023. Topsoil organic carbon and soil pH across different peatland use types in Co-Offaly, Ireland. *Soil Science Annual* 74(4): 183768.

Oliver L, Pérez–Corona ME, de Castro B. 2002. Degradación de la hojarasca en un pastizal oligotrófico mediterráneo del centro de la Península Ibérica. *Anales de Biología* 24: 21-32.

Pretzsch H. 2018. Growth and structure in mixed-species stands compared with monocultures. Review and perspectives. En: Bravo-Oviedo A, Pretzsch H, del Rio M. (eds.). *Dynamics, silviculture and management of mixed forests*. Springer, Cham, p 131–183.

Tian P, Liu S., Zhu B., Wang Q. 2023. Soil priming effect and its response to nitrogen addition in regional and global forests: Patterns and controls. *Catena* 222: 106806.

Tinti A, Tugnoli V, Bonora S, Francioso O. 2015. Recent applications of vibrational mid-infrared spectroscopy for studying soil components: A review. *Journal Central European Agriculture* 16(1): 1-22.

EL PASTOREO Y LA REPOBLACIÓN FORESTAL PARA INCREMENTAR EL CARBONO EDÁFICO. PRESENTACIÓN DEL PROYECTO CarPasFor

Jorge Mongil-Manso^{1,*}, Laura Teresa Martín Sampedro¹, María del Pino Pérez², Raimundo Jiménez-Ballesta¹

¹Centro Tecnológico de Restauración Forestal y Sostenibilidad. Grupo de Investigación Forest, Water & Soil. Universidad Católica de Ávila

²Centro de Análisis del Medio Natural. Grupo de Investigación Analysis and Sustainability Production of Agroindustrial Sector, Universidad Católica de Ávila

[*jorge.mongil@ucavila.es](mailto:jorge.mongil@ucavila.es), C/ Canteros s/n 05005-Ávila

RESUMEN

El proyecto CarPasFor es un proyecto de transferencia de conocimiento cofinanciado por el Centro de Transferencia del Conocimiento (CTC) de Ávila y en el que participan la Universidad Católica de Ávila, la Fundación Ávila y la empresa Acapri. El objetivo general es transferir a la empresa y a la sociedad herramientas frente al cambio climático, como son la restauración forestal (plantaciones como sumidero de carbono), el pastoreo en extensivo (incrementa el almacenamiento de carbono en el suelo), combinadas con la sensibilización y divulgación ambientales. El proyecto contempla la ejecución de una repoblación forestal y el pastoreo con cabras de la raza autóctona Guadarrameña, cuyos efectos sobre el suelo se evaluarán mediante muestreos y análisis de laboratorio. Se han elegido estas herramientas debido a que: (i) los suelos son el principal reservorio terrestre de carbono (C), de hecho, más del 71% de los stocks de C orgánico terrestre se encuentra en los suelos; (ii) los suelos de los bosques tienen una capacidad de almacenamiento de entre 1.500 y 2.400 Gt; y (iii) el pastoreo permanente incrementa el C activo, lábil y soluble en los suelos. Finalmente, como se ha indicado, se desarrollarán talleres en centros educativos, charlas de transferencia y una jornada final de difusión de resultados. Como era preceptivo en la convocatoria, el proyecto está alineado con el European Green Deal. En el presente momento, se están iniciando las actuaciones, y los resultados se obtendrán a medio y largo plazo.

Palabras clave: forestación, ganado, materia orgánica, restauración forestal, sumidero de carbono

INTRODUCCIÓN

El suelo es un recurso natural que proporciona valiosos servicios ecosistémicos, incluido el almacenamiento de carbono. Los sistemas ganaderos y forestales juegan un papel importante tanto en el C orgánico del suelo como en el total del suelo. Con esta idea inicial, se desarrolla el proyecto CarPasFor, que es un proyecto de transferencia de conocimiento cofinanciado por el Centro de Transferencia del Conocimiento (CTC) de Ávila, y en el que participan la Universidad Católica de Ávila (a través de su grupo de investigación Forest, water & soil y del Centro Tecnológico de Restauración Forestal y Sostenibilidad-Sostefor), la Fundación Ávila y la empresa Acapri. El objetivo general del proyecto es transferir a la empresa y a la sociedad herramientas de lucha, adaptación y mitigación frente al cambio climático, concretamente la restauración forestal para crear sumideros de carbono y el pastoreo de cabras de raza Guadarrameña en extensivo, combinadas con la sensibilización y divulgación ambientales. Este proyecto se enmarca dentro de un sector estratégico para Ávila como son las energías renovables y eficiencia energética, jugando un papel fundamental en la reducción y compensación de los gases de efecto invernadero.

Los servicios ecosistémicos cada día toman más importancia, y el almacenamiento de carbono en los suelos es uno de los más importantes (Mongil-Manso et al. 2018), estando algunos estudios focalizados en la valoración monetaria del secuestro de carbono en el suelo y la producción primaria en ecosistemas de pastizales (Liu et al. 2005, Wen et al. 2013). Globalmente, los suelos constituyen según Lal et al. (2021), la mayor reserva de carbono terrestre (orgánico e inorgánico), habiéndose estimado, según Patton et al. (2019), que el stock global de C orgánico del suelo oscila entre 1500 y 2400 PgC. Hay también varios estudios centrados en los cambios de uso del suelo como, por ejemplo, Don et al. (2023). La estimación de las reservas de C, pero también sus interacciones y su dependencia de diferentes variables, en distintos tipos de suelo y agroecosistemas podría revelar las relaciones e interacciones, que podrían proporcionar orientación sobre medidas de gestión adecuadas para la conservación de carbono y nitrógeno en los suelos. Por otro lado, existen evidencias de que tanto el pastoreo (Brewer et al. 2023) como la restauración forestal (Bastin et al. 2019) mejoran el almacenamiento de C en el suelo. Con esta perspectiva, los objetivos de este trabajo son (1) estimar las reservas de carbono en diferentes tipos de suelo de la provincia de Ávila, y varios usos del suelo (pastizal y forestal), y (2) examinar cómo el manejo del suelo (pastoreo con cabras en extensivo y repoblación forestal) influyen en el almacenamiento de carbono.

MATERIALES Y MÉTODOS

El proyecto se desarrolla en tres fincas de la provincia de Ávila, ubicadas en los municipios de Bohoyo, La Colilla (finca Bascarrabal) y Villanueva de Gómez (Figura 1). Las dos primeras ubicaciones son las fincas donde pastan las cabras de raza Guadarrameña, y la tercera es el lugar elegido para hacer la repoblación. En Bohoyo, la finca donde pastan las cabras es un robleal adhesionado de *Quercus pyrenaica*, habiéndose dividido en tres zonas: Muy pastado, ocasionalmente pastado y no pastado. En la finca Bascarrabal sólo existe vegetación herbácea, y las cabras entraron después de tomar las muestras, dividiéndose así mismo en una zona donde se va a pastar y otra no pastada. En Villanueva de Gómez, existe ya un pinar adulto de *Pinus pinaster* que servirá como referencia, y se delimitó un rodal de unas 4 ha para ejecutar la repoblación forestal. Se trata de una superficie en la que se quemó el pinar preexistente en un incendio ocurrido hace unos 10 años; la repoblación se realizó mediante un ahoyado con retroexcavadora y se plantó un 93% de *Pinus pinea* y un 7% de *Quercus ilex* ssp. *ballota*. La toma de muestras, realizada entre enero y marzo de 2024, intenta plasmar la realidad antes de las actuaciones. Un segundo muestreo está previsto para el próximo mes de agosto y futuros muestreos se llevarán a cabo el próximo año. En las tres ubicaciones se tomaron seis muestras por zona, en tres se hicieron análisis completos y en las otras tres solamente se analizó el carbono orgánico (42 muestras en total). Las muestras son representativas de 30 cm de profundidad del suelo. Se llevó a cabo un ANOVA para comprobar la existencia de diferencias significativas entre las zonas respecto al contenido de carbono.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la Tabla 1 se pueden observar los resultados de los análisis del muestreo inicial. Se trata de suelos bastante homogéneos morfológicamente y en cuanto a textura y pH. Los resultados preliminares obtenidos muestran diferencias significativas solamente en Bohoyo, concretamente entre la zona muy pastada y de pastado ocasional (p-valor=0,001), presentando la zona pastado ocasional los valores más bajos, menores incluso que los de la zona no pastada. No existen diferencias significativas en Villanueva, donde no se había ejecutado aún la repoblación en el momento del muestreo, ni en Bascarrabal, donde no había entrado el ganado. Realmente el primer muestreo se toma como referencia para su

comparación con los siguientes, por lo que no eran esperables en este momento diferencias importantes.

Esperamos que a lo largo del estudio se pueda observar una evolución en el carbono almacenado en el suelo en las zonas pastadas, ya que según Brewer et al. (2023), el pastoreo de agroecosistemas contribuye a mejorar la productividad del suelo, la actividad microbiana y el almacenamiento de carbono en el suelo, y según Marks et al. (2024) el pastoreo contribuye a estabilizar el carbono del suelo. Así mismo, en la zona repoblada, cuando se consiga un pinar de cierta madurez, se espera que incremente el contenido en carbono orgánico en el suelo, además de lo almacenado en la biomasa (Paul et al. 2002, Bastin et al. 2019).



Figura 1. Parcelas de estudio: Bascarrabal no pastado (a) y pastado (b); Villanueva de Gómez repoblación (c) y pinar adulto (d); Bohoyo muy pastado (e), pastado ocasional (f) y no pastado (g).

Tabla 1. Contenido en carbono orgánico (%), pH y granulometría (USDA). Valores medios y desviación típica (entre paréntesis). Se indican también los p-valores para el contenido en C.

LOCALIZACIÓN	C orgánico (%) ³	pH	Arena ⁴ (%)	Limo ⁴ (%)	Arcilla ⁴ (%)	
BOHOYO						
		p-valor				
Muy pastado	6,80 a (2,60)	0,012*	6,4 (2,9)	83,3 (7,6)	10,0 (8,7)	6,7 (2,9)
Pastado ocasional	2,49 b (1,64)		6,2 (0,4)	75,0 (8,7)	11,7 (7,6)	13,3 (10,4)
No pastado	4,55 ab (1,14)		6,3 (0,4)	80,0 (0,0)	13,3 (2,9)	6,7 (2,9)
BASCARRABAL						
Pastado ¹	2,07 a (0,34)	0,543	7,6 (0,2)	71,7 (5,8)	8,3 (2,9)	20,0 (5,0)
No pastado	1,92 a (0,51)		7,8 (0,0)	71,7 (2,9)	6,7 (2,9)	21,7 (2,9)
VILLANUEVA DE GÓMEZ						
Zona repoblación ²	2,38 a (0,17)	0,773	6,1 (0,1)	71,7 (7,6)	5,0 (0,0)	23,3 (7,6)
Pinar adulto	1,98 a (1,25)		6,1 (0,2)	68,3 (12,6)	8,3 (5,8)	23,3 (7,6)

¹Se trata de una zona no pastada y donde no van a entrar las cabras.

²Muestreo realizado antes de la ejecución de la repoblación.

³Las letras junto a los valores indican los grupos con diferencias significativas.

*Denota diferencias significativas.

⁴USDA.

CONCLUSIONES

En esta comunicación, se ha presentado el proyecto CarPasFor, un proyecto de transferencia de conocimiento cuyo objetivo principal es transferir a la empresa y a la sociedad herramientas frente al cambio climático, como son la restauración forestal (plantaciones como sumidero de carbono), el pastoreo en extensivo), acompañadas de la sensibilización y divulgación ambientales.

Con los resultados preliminares no se han podido observar diferencias significativas en el contenido de C entre las diferentes zonas estudiadas, salvo entre la zona muy pastada y la ocasionalmente pastada de una de las fincas. El seguimiento de las parcelas a lo largo del tiempo permitirá aceptar o no la hipótesis de partida de que el pastoreo en extensivo y la repoblación forestal incrementan el carbono almacenado en el suelo.

REFERENCIAS

Bastin JB, Finegold Y, Garcia C, Mollicone D, Rezende M, Routh D, Zohner CM, Crowther TW. 2019. The global tree restoration potential. *Science* 365: 76-79.

Brewer KM, Muñoz-Araya M, Martínez I, Marshall KN, Gaudin ACM. 2023. Long-term integrated crop-livestock grazing stimulates soil ecosystem carbon flux, increasing subsoil carbon storage in California perennial agroecosystems. *Geoderma* 438: 116598.

Don A, Seidel F, Leifeld J, Kätterer T, Martin M, Pellerin S, Emde D, Seitz D, Chenu C. 2023. Carbon sequestration in soils and climate change mitigation—definitions and pitfalls. *Global Change Biology* 30(1): 16983.

Lal R, Monger C, Nave L, Smith P. 2021. The role of soil in regulation of climate. *Philosophical Transactions of the Royal Society B Biological Sciences* 376: 20210084.

Liu MC, Li DQ, Luan XF, Wen YM. 2005. Ecosystem services and its value evaluation of Sanjiangyuan Region. *Journal of Plant Resources and Environmental* 14: 40–43.

Marks EAN, Barbosa JM, García-Orenes F, Mataix-Solera J, Arcenegui V, Albolafio S, Velamazán M, García-Carmona M, Sánchez-Zapata JA. 2024. Ungulate herbivores promote contrasting modifications of soil properties and organic carbon stabilization in a grazed grassland versus rewilded woodland environment. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 367: 108983.

Mongil-Manso J, Díaz-Gutiérrez V, Navarro-Hevia J, Espina M, San Segundo L. 2018. The role of check dams in retaining organic carbon and nutrients. A study case in the Sierra de Ávila mountain range (Central Spain). *Science of the Total Environment* 657: 1030-1040.

Patton NR, Lohse KA, Seyfried MS, Godsey SE, Parsons SB. 2019. Topographic controls of soil organic carbon on soil-mantled landscapes. *Scientific Reports* 9: 6390.

Paul KI, Polglase, PJ, Nyakuengama, JG, Khanna, PK. 2002. Change in soil carbon following afforestation. *Forest Ecology and Management* 168: 241-257.

Wen L, Dong S, Li Y, Li X, Shi J, Wang Y, Liu D, Ma Y. 2013. Effect of degradation intensity on grassland ecosystem services in the alpine region of Qinghai-Tibetan Plateau, China. *PLoS ONE* 8: e58432.

EL ARGÁN COMO ESPECIE MODELO PARA REFORESTACIÓN: ESTUDIO DE SU IMPACTO EN LA MATERIA ORGÁNICA DEL SUELO Y COMUNIDADES MICROBIANAS

María Patiño-García^{1,*}, José A. Siles¹, Pedro Martínez-Gómez², Manuel Rubio², Felipe Bastida¹

¹ Departamento de Conservación de Suelos y Agua y Manejo de Residuos Orgánicos, CEBAS-CSIC, Campus Universitario de Espinardo 25, 30100, Murcia.

² Departamento de Mejora Vegetal, CEBAS-CSIC, Campus Universitario de Espinardo 25, 30100, Murcia

[*mpatino@cebas.csic.es](mailto:mpatino@cebas.csic.es)

RESUMEN

El argán (*Argania spinose* L.) está adaptado a condiciones ambientales extremas. Estas características postulan a esta especie como un candidato para la reforestación de áreas degradadas de zonas semiáridas. La idoneidad de este árbol para reforestación dependerá, entre otros, en su impacto en la materia orgánica del suelo (MOS) y la comunidad microbiana. Aquí, se evaluó el contenido en nutrientes, composición de la MOS y la actividad y abundancia de las comunidades microbianas de un suelo bajo eco-tipos españoles de argán en comparación con un suelo bajo pino y suelo desnudo en una zona semiárida del sureste de España. Nuestros datos mostraron que los contenidos en MOS y nutrientes del suelo bajo argán y pino fueron similares y mayores a los del suelo desnudo. Los análisis térmicos mostraron que los dos tipos de cubierta vegetal enriquecieron el suelo con MOS de recalcitrancia intermedia en proporciones equivalentes. La pirólisis mostró que la MOS bajo argán fue funcionalmente más diversa que la del suelo bajo pino. La abundancia de bacterias y hongos y la actividad enzimática del suelo bajo argán fue mayor a la del suelo sin vegetación, pero similar a la del suelo bajo pino. La estructura de la comunidad microbiana varió significativamente con el tipo de cubierta vegetal. Estas diferencias se estudian en mayor detalle en términos funcionales y taxonómicos mediante metagenómica. Nuestros resultados indican que el efecto de la reforestación con argán en la MOS y comunidades microbianas es similar a la del pino.

PALABRAS CLAVE: Argán, pino, reforestación, cambio climático, suelos degradados.

INTRODUCCIÓN

La sostenibilidad del suelo de la cuenca mediterránea se está viendo comprometida por el aumento de los días con temperaturas extremas de calor, el descenso de los valores de precipitación anuales y el aumento del número de días de lluvia con carácter torrencial. Todos estos fenómenos conjuntamente están intensificando los procesos de degradación del suelo, viéndose especialmente afectado el contenido en MOS (Plaza-Bonilla et al. 2015).

Las condiciones climáticas de estas áreas dificultan cada vez más el desarrollo de vegetación que permita mantener y reincorporar la MOS. Asimismo, los suelos áridos con escasa vegetación se caracterizan por bajos contenidos en MOS y una alta susceptibilidad a procesos erosivos (viento, escorrentía...), y, en consecuencia, son más vulnerables a la degradación (García-Ruiz et al. 2013). Estos impactos se pueden disminuir con el uso de estrategias de conservación y mejora guiadas a aumentar el contenido en MOS (Bastida et al. 2016). La repoblación es una de las estrategias que se pueden seguir con este fin, dotando al suelo de una mayor resiliencia.

En el área mediterránea encontramos extensas plantaciones monoespecíficas de *Pinus halepensis* fruto de campañas de repoblación pasadas cuya supervivencia se está viendo

afectada por los cambios en el clima. Frente a la necesidad de adaptarse a futuros escenarios climáticos, es preciso buscar especies de plantas alternativas altamente aclimatadas a condiciones extremas de sequía y calor, y que, a su vez, promuevan la sostenibilidad y biodiversidad del suelo. El cultivo de argán se presenta como modelo candidato ya que sabemos que se desarrolla exitosamente en áreas subdesérticas, como el desierto marroquí donde presenta una gran importancia tanto a nivel agronómico como económico. En el presente estudio nuestros objetivos fueron analizar la idoneidad del árbol de argán para estrategias de repoblación en áreas semiáridas mediante la caracterización de la MOS, nutrientes y comunidades microbianas de suelos influenciados por este árbol respecto a suelo bajo *Pinus halepensis* y suelo desnudo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Muestreo de suelos: El estudio se llevó a cabo en un área natural semiárida localizada en la Santa Faz (Alicante), donde hay zonas con presencia de arganes (*Argania spinose* L.) y pino carrasco (*Pinus halepensis*). Se muestreó por cuatuplicado ($n=4$) suelo influenciado por los árboles de argán y pino, respectivamente. También, se muestreó suelo desnudo de esta área. Se muestreó en primavera (T1) y verano (T2); 3 tratamientos x 4 replicados x 2 tiempos = 24 muestras.

Caracterización de los suelos: Para cada una de las muestras de suelo se determinaron datos fisicoquímicos (pH, conductividad eléctrica, contenido en carbono (C) orgánico (SOC), C total, fósforo (P), nitrógeno (N)), respiración basal y actividades enzimáticas (β -glucosidasa, ureasa y fosfatasa alcalina). También se determinó la abundancia de bacterias y hongos en los suelos mediante la cuantificación de los ésteres metílicos de ácidos grasos (EL-FAMEs) (Vera et al. 2023).

Para las muestras tomadas en primavera, se realizó la caracterización de la MOS mediante termogravimetría y pirólisis analítica (Siles et al. 2024). Además, se realizó un análisis metagenómico (*shotgun metagenomics*) para analizar desde el punto de vista taxonómico y funcional las comunidades microbianas presentes en los suelos. Las secuencias fueron procesadas y anotadas siguiendo la *pipeline* descrita en Tláskal et al. (2021).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

A nivel fisicoquímico, observamos que los suelos bajo la influencia del argán y el pino muestran diferencias significativas en el contenido de nutrientes con respecto al suelo desnudo. Además, la estación influye como factor, mostrándose generalmente valores más elevados de nutrientes en primavera con respecto al verano.

Las cubiertas de pino y argán influenciaron positivamente a los suelos, mostrando incrementos significativos en la respiración basal, actividades enzimáticas y abundancia de bacterias y hongos, con respecto a los valores obtenidos en el suelo desnudo. Las diferencias entre los dos tipos de cubierta vegetal fueron muy limitadas.

El análisis termogravimétrico (Tabla 1) indicó que los dos tipos de cubiertas vegetales enriquecían el suelo con MOS de intermedia recalcitrancia en la misma proporción con respecto al suelo desnudo. La ordenación NMDS y el análisis PERMANOVA revelaron diferencias significativas entre los tratamientos. El comportamiento pirolítico de la MOS influenciada por argán y pino muestra una mayor variedad funcional respecto al suelo desnudo.

Thermogravimetry				
Relative Weight Loss (%)	Temperature	Bare soil	Pine	Argan
Moisture-W0	50-105 °C	1,10 a	3,60 b	3,90 b
Very labile OM-W1	105-200 °C	0,70 a	1,80 b	1,90 b
Intermediate OM-W2	200-400 °C	3,90 a	10,70 b	9,00 b
Recalcitrant OM-W3	400-550 °C	8,00 a	11,40 b	9,60 b
Mineral fraction-W4	550-850 °C	87,00 b	72,50 a	75,60 a

Tabla 1. Resultados del análisis de termogravimetría; muestra la pérdida de peso relativa para el intervalo de temperaturas 50–600 °C. Los valores son las medias de los cuatuplicados (n=4). Las diferentes letras dentro de cada fila indican la significancia de las diferencias $p < 0,05$ (Tukey's HSD test and ANOVA)

El análisis metagenómico proporcionó más de siete millones de secuencias anotadas por muestra. En todas las muestras la mayoría de las secuencias (97%) pertenecían al dominio Bacteria (Figura 1). La composición taxonómica de las comunidades microbianas varió significativamente con los tratamientos (Figura 2). Las diferencias taxonómicas detectadas entre los diferentes tratamientos estaban dirigidas principalmente por los filos Proteobacteria, Acidobacteria y Planctomycetes, cuya abundancia relativa era mayor en los suelos bajo la influencia de argán y pino.

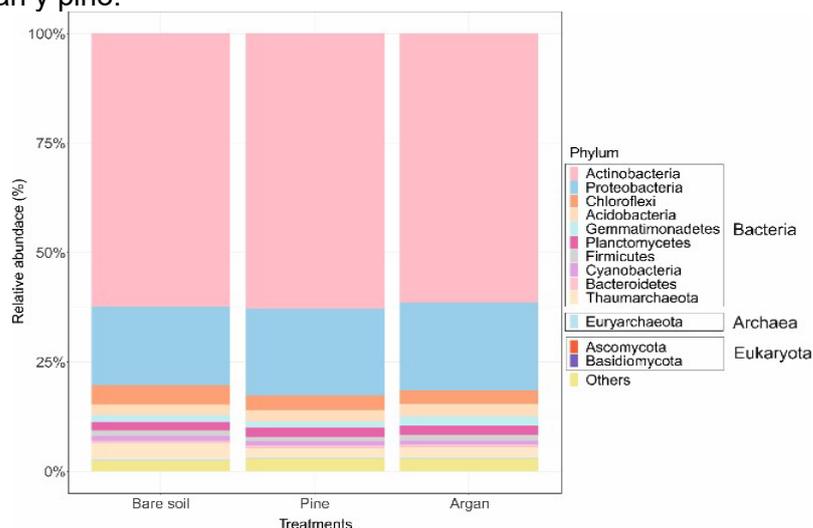


Figura 1. Composición taxonómica a nivel de filo de las comunidades microbianas en suelo desnudo, suelo bajo pino y argan, respectivamente, determinado por secuenciación *shotgun*.

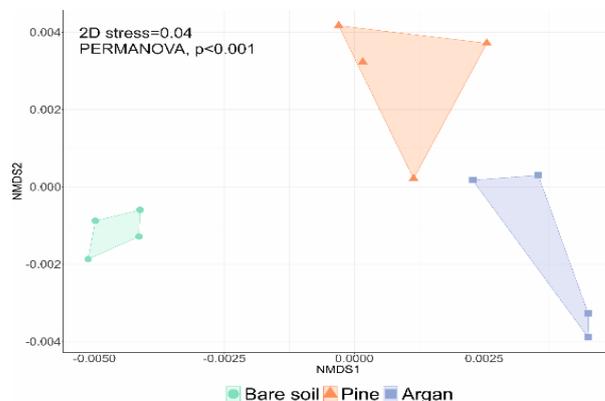


Figura 2. Ordenación NMDS de las muestras de suelo basada en la composición taxonómica de las comunidades microbianas a nivel de género.

A nivel funcional, la composición de las comunidades microbianas fue significativamente diferente entre tratamientos. Las secuencias se clasificaron funcionalmente de acuerdo con las categorías KEGG level2 (Figura 3), mostrando una abundancia relativa mayor de genes relacionados con el metabolismo de aminoácidos y biosíntesis y metabolismo de glicanos en suelos del tratamiento argán, respecto a pino y suelo desnudo.

La abundancia de los genes relacionados con la categoría metabolismo energético fue mayor en suelo desnudo. Sin embargo, la categoría metabolismo de terpenoides y policétidos estaba más representada en los suelos influenciados por argán y pino.

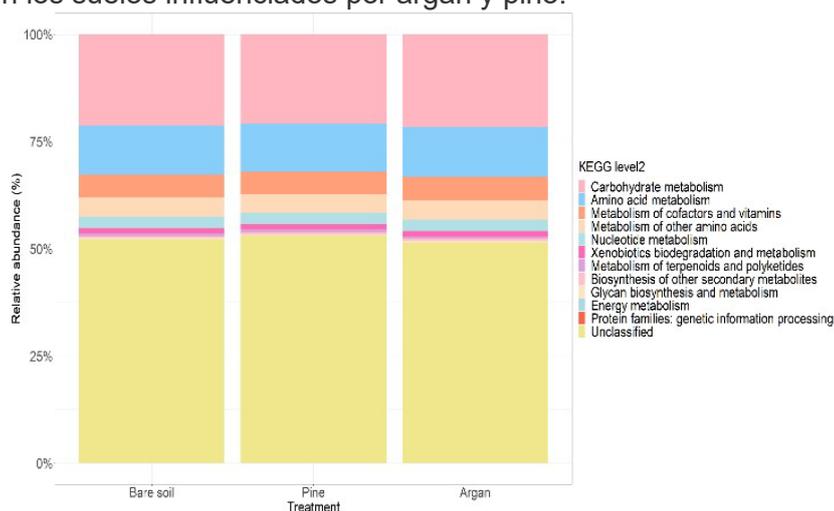


Figura 3. Clasificación funcional de las comunidades microbianas de acuerdo con las categorías KEGG level2 en suelo desnudo, suelo bajo pino y argán, respectivamente, determinado por secuenciación shotgun.

CONCLUSIONES

El impacto de la cubierta vegetal del argán fue mayor sobre la taxonomía y funcionalidad microbianas del suelo que en las propiedades fisicoquímicas y de la MOS, en comparación con la cubierta vegetal de pino. No obstante, las diferencias inducidas por el argán en el suelo con respecto al pino no son un obstáculo para usarlo como especie modelo de reforestación, ya que en ambos casos se observa una mejora notable de las propiedades y biodiversidad del suelo con respecto al suelo desnudo.

REFERENCIAS

- Bastida F, Torres IF, Moreno JL, Baldrian P, Ondono S, Ruiz-Navarro A, ..., Jehmlich N. 2016. The active microbial diversity drives ecosystem multifunctionality and is physiologically related to carbon availability in Mediterranean semi-arid soils. *Molecular Ecology* 25(18): 4660-4673.
- García-Ruiz JM, Nadal-Romero E, Lana-Renault N, Beguería S. 2013. Erosion in Mediterranean landscapes: changes and future challenges. *Geomorphology* 198: 20-36.
- Plaza-Bonilla D, Arrúe JL, Cantero-Martínez C., Fanlo R, Iglesias A, Álvaro-Fuentes J. 2015. Carbon management in dryland agricultural systems. A review. *Agronomy for Sustainable Development* 35(4): 1319-1334.
- Siles JA, De la Rosa JM, González-Pérez JA, Fernández-Pérez V, García-Díaz c, Moreno JL, ..., Bastida F. 2024. Long-term restoration with organic amendments is clearer evidenced by soil organic matter composition than by changes in microbial taxonomy and functionality. *Applied Soil Ecology* 198: 105383.

Tlaskal V, Brabcová V, Větrovský T, Jomura M, López-Mondéjar R, Monteiro LMO, ..., Baldrian P. 2021. Complementary Roles of Wood-Inhabiting Fungi and Bacteria Facilitate Deadwood Decomposition. *mSystems* 6:10.1128/msystems.01078-20.

Vera A, Bastida F, Patiño-García M, Moreno JL. 2023. The effects of boron-enriched water irrigation on soil microbial community are dependent on crop species. *Applied Soil Ecology* 181: 104677.

MERCURIO Y METILMERCURIO EN HORIZONTES ORGÁNICOS DE SUELOS FORESTALES DE *QUERCUS ROBUR*

Noemi Calvo-Portela^{1,2}, Melissa Méndez-López^{1,2}, Andrea Parente-Sendín^{1,2,*}, Lara Acemel Míguez^{1,2}, Juan Carlos Nóvoa-Muñoz^{1,2}, Flora Alonso-Vega^{1,2}

¹ Área de Edafología e Química Agrícola, Departamento de Biología Vexetal e Ciencia do Solo, Facultade de Ciencias. Universidade de Vigo. 32004. España

² Instituto de Agroecoloxía e Alimentación (IAA). Universidade de Vigo, Campus Auga, Rúa Canella da Costa da Vela, 12, 32004. Ourense, España

*andrea.parente@uvigo.gal

RESUMEN

Al capturar Hg atmosférico y posteriormente transferirlo al suelo, el dosel forestal influye de forma decisiva en los niveles de Hg de horizontes orgánicos de suelos forestales, especialmente en aquellos alejados de fuentes emisoras de Hg. No está tan claro, sin embargo, el origen del metilmercurio (MeHg) en esos ambientes. Para este estudio se muestrearon los subhorizontes orgánicos (OL y OF+OH) de 33 perfiles (n=66) de suelos bajo *Quercus robur* (Galicia, España). Se realizó una caracterización general de las muestras (pH, C/Ce, C, N) y se determinaron los contenidos totales de Hg_T y MeHg. Los de Hg_T son comparables a los de áreas catalogadas como prístinas y en OF+OH ($121 \pm 35 \mu\text{g kg}^{-1}$) son significativamente mayores que en OL ($75 \pm 28 \mu\text{g kg}^{-1}$). En ambos subhorizontes, el Hg_T se correlaciona con el N y su ratio (Hg_T/N) en OF+OH es 1,8 veces el de OL. Este enriquecimiento en Hg_T debido a la transformación de la materia orgánica del suelo se observa también porque Hg_T/C en OF+OH es más del doble que en OL, donde también se establece correlación negativa entre Hg_T y C/N. Por el contrario, los niveles de MeHg son significativamente superiores en OL ($0,14 \mu\text{g kg}^{-1}$) que en OF+OH ($0,09 \mu\text{g kg}^{-1}$) y no se establecen correlaciones con las características generales de los suelos; sugiriendo que la metilación ocurre mayormente en lugares diferentes al medio edáfico. Sin embargo, el mayor valor de %MeHg en OL (0,2%) comparado con OF+OH (0,08%) podría indicar la presencia de actividad metiladora en el suelo.

PALABRAS CLAVE: metilación, materia orgánica, humificación, biomasa aérea

INTRODUCCIÓN

La volatilización de Hg desde la superficie terrestre se ha visto incrementada con el desarrollo de diferentes actividades antrópicas, constituyendo la principal vía de entrada de este contaminante a la atmósfera (Pirrone et al. 2010). Después de un cierto tiempo de permanencia y redistribución en la misma, el Hg vuelve de nuevo a la superficie terrestre principalmente a través de mecanismos de deposición húmeda, seca o/y oculta a los que, en ecosistemas forestales, se suma la transferencia a través del litterfall del Hg previamente atrapado de forma pasiva y/o activa por la biomasa aérea (Gómez-Armesto et al. 2020). De hecho, Obrist et al. (2009) encontraron que el contenido de Hg en suelos forestales era superior al de suelos de pradera o suelos desnudos demostrando posteriormente que el Hg en el suelo está estrechamente relacionado con el reservorio de C orgánico del suelo. Aunque el medio edáfico está considerado como un importante sumidero de Hg, su alta heterogeneidad y las cambiantes condiciones pueden favorecer la movilidad y biodisponibilidad de Hg (Beckers y Rinklebe 2017). Una de las particularidades que en gran medida determina la alta toxicidad del Hg es su transformación a su forma orgánica, el metilmercurio (MeHg), que está mediada por la actividad microbiana (Wang et al. 2023) o incluso podría estarlo por factores abióticos que favorezcan la metilación (Xu et al. 2019). Su hallazgo en la hojarasca también contribuye a la presencia de MeHg en suelos (Bishop et al.

1998). El objetivo de este trabajo es determinar la concentración de Hg y MeHg en subhorizontes orgánicos de suelos forestales y en función de su grado de evolución evaluar la relación que se establece entre ambos y con las características generales de los suelos.

MATERIALES Y MÉTODOS

En un área de aproximadamente 10 km² de la provincia de Pontevedra, se seleccionaron 11 parcelas forestales con predominio de *Quercus robur*. En tres puntos de cada una de ellas se recogió muestra representativa del subhorizonte orgánico OL (hoja de roble completa; n= 33) y del OF+OH (hoja parcial y totalmente transformada; n=33). Ya en el laboratorio, las muestras se secaron al aire, se trituraron y se molieron. Siguiendo procedimientos estándares, se determinó el pH en agua y KCl (pHw y pHk), la concentración de los cationes del complejo de intercambio catiónico (Ca_c, K_c, Mg_c y Na_c) y los contenidos totales de C, N, Hg y MeHg. Se calcularon las relaciones C/N, Hg/C, Hg/N. La relación MeHg/Hg se utilizó como indicativa de actividad metiladora (%MeHg) (Wang et al. 2023). Además de la estadística descriptiva se realizó la prueba no paramétrica U de Mann Whiney para comparar los valores medios entre los dos tipos de subhorizontes orgánicos y la prueba de Spearman para evaluar las correlaciones entre las diferentes variables.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la Tabla 1 se muestran los valores medios de las características de los subhorizontes orgánicos OL y OF+OH de los 33 perfiles de suelos forestales. Para todas ellas, la prueba no paramétrica U de Mann-Whitney estableció la existencia de diferencias significativas entre los dos subhorizontes orgánicos.

Tabla 1. Características generales de los subhorizontes orgánicos OL y OF+OH.

	OL (n=33)	OF+OH (n=33)	U de Mann-Whitney	Sig. asintótica (bilateral)
pHw	4,6 ± 0,2	4,47 ± 0,3	350	0.019
pHk	3,9 ± 0,3	3,44 ± 0,5	207	0.000
C (%)	45,6 ± 1,5	32,91 ± 5,4	3	0.000
N (%)	1,6 ± 0,1	1,41 ± 0,2	298	0.003
Na _c (cmol ₍₊₎ kg ⁻¹)	0,56 ± 0,2	0,47 ± 0,1	362	0.029
K _c (cmol ₍₊₎ kg ⁻¹)	3,95 ± 1,1	1,53 ± 0,7	28	0.000
Ca _c (cmol ₍₊₎ kg ⁻¹)	21,84 ± 7,1	12,41 ± 6,9	162	0.000
Mg _c (cmol ₍₊₎ kg ⁻¹)	9,96 ± 1,9	7,58 ± 2,3	200	0.000
CICe (cmol ₍₊₎ kg ⁻¹)	36,32 ± 7,8	21,98 ± 7,4	91	0.000

El subhorizonte menos humificado (OL) presenta valores de pHw y pHk significativamente mayores que OF+OH donde, además, la diferencia entre ambos valores de pH es mayor. Las consecuencias de la transformación de la materia orgánica también se observan con la desigual pérdida de C y N, encontrando en OF+OH valores 1,5 y 1,1 veces inferiores a OL. La concentración de todos los cationes del complejo de intercambio, especialmente la de K y Ca, también es menor en OF+OH que en OL (Tabla 1) al igual que en Méndez-López et al. (2022) bajo diferentes especies forestales. La concentración de Hg es, sin embargo, significativamente mayor (U=146,0; Sig.=0,000) en OF+OH (121 ± 35 µg kg⁻¹) donde oscila entre 60 y 213 µg kg⁻¹, que en OL (75 ± 28 µg kg⁻¹) cuyo rango es 32 - 155 µg kg⁻¹. Los resultados y el proceso de enriquecimiento en Hg son similares a los observados por

diferentes autores como Méndez-López et al. (2022) asociándose con frecuencia a la transformación de la materia orgánica del suelo. Esta influencia se deduce también con la correlación significativa establecida entre los contenidos de N y Hg de cada subhorizonte orgánico (Figura 1). De hecho, Hg/N en OF+OH es 1,8 veces mayor que en OL, enriquecimiento también evidente al evaluar la relación Hg/C, establecida en 0,17 y 0,37 $\mu\text{g g}^{-1}$ en OL y OF+OH, respectivamente.

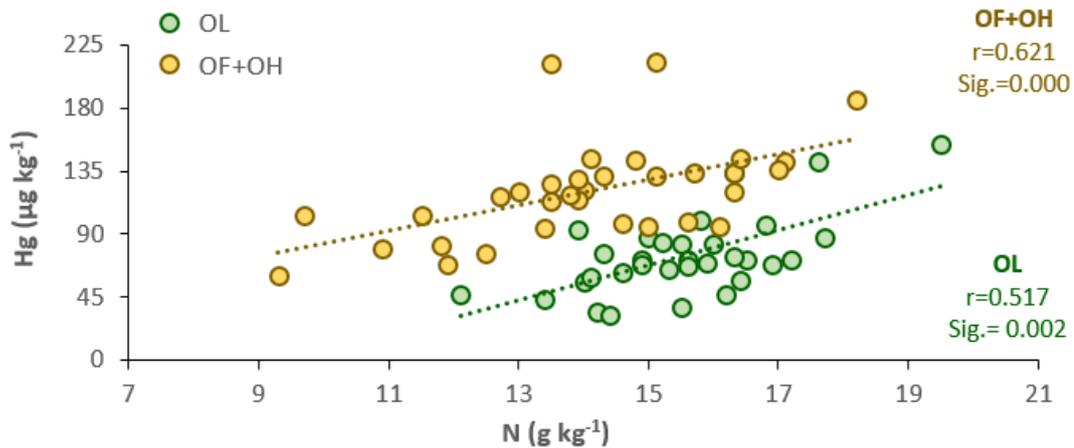


Figura 1. Relación del contenido de Hg en función del de N en subhorizontes OL y OF+OH.

Al contrario que con el Hg, las concentraciones de MeHg (FIGURA 2) son significativamente mayores en OL ($0,14 \pm 0,05 \mu\text{g kg}^{-1}$) que en OF+OH ($0,09 \pm 0,03 \mu\text{g kg}^{-1}$) y los valores, especialmente en subhorizontes OL son comparables a los indicados por Obrist (2012). Las condiciones generales del medio y la concentración de Hg no permiten explicar los valores de MeHg obtenidos al no haberse establecido correlación significativa alguna entre éstos y las características generales del suelo (Tabla 1). Tampoco con los contenidos de Hg.

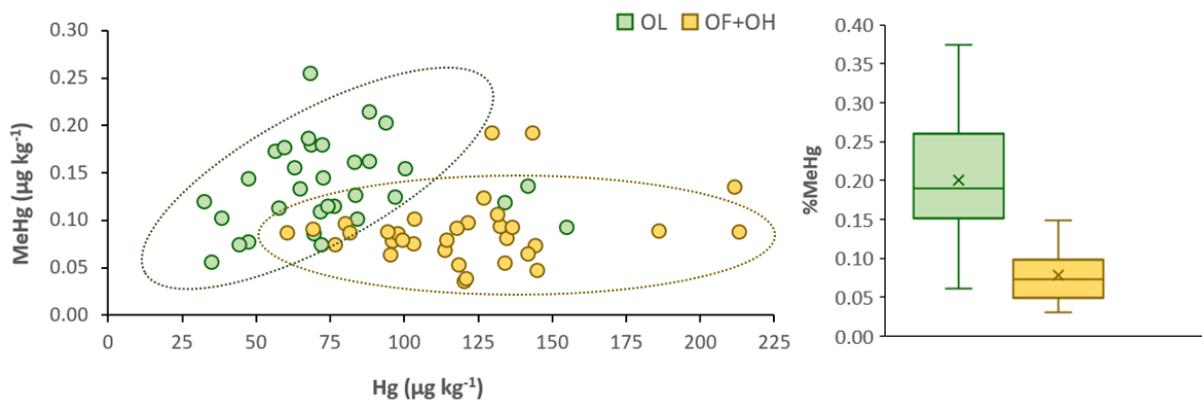


Figura 2. Concentración de MeHg en función de la de Hg y actividad metiladora (%MeHg).

Los resultados indican que la mayor concentración de MeHg ocurre en el subhorizonte con la menor concentración de Hg (OL) existiendo cierta proporcionalidad entre ambos que sugiere cierta relación, aunque sin evidencia estadística (Figura 2). Es por lo tanto factible que el MeHg proceda de la hojarasca (Bishop et al. 1998), sin embargo, al constatar que la actividad metiladora (MeHg%) en el subhorizonte OL (0,20%) es significativamente mayor que en OF+OH (0,08%) (Figura 2) podría haberse producido MeHg en el medio edáfico vinculada a la desigual calidad de la materia orgánica en los subhorizontes evaluados (Tabla 1). Así, en OL podría darse una mayor presencia de formas lábiles de Hg inorgánico accesible para la metilación mientras que en OF, y especialmente en OH, el enriquecimiento en Hg estaría

acompañado de un bloqueo eficiente del mismo. La menor disponibilidad para la actividad metiladora influiría en la baja concentración de MeHg en OF+OH, independientemente del contenido de Hg total (Figura 2). Para afianzar esta hipótesis, es preciso evaluar un mayor número de muestras procedentes de otras zonas geográficas.

CONCLUSIONES

La transformación de la materia orgánica en el horizonte orgánico del suelo influye en el enriquecimiento en Hg del mismo. Aunque los valores detectados de Hg y MeHg son bajos y propios de zonas sin influencia alguna de fuentes puntuales de contaminación, los resultados evidencian el posible riesgo que entrañaría la presencia de actividad metiladora en los suelos forestales al estar reconocidos como importantes sumideros de Hg.

Agradecimientos: Este trabajo ha sido realizado bajo el amparo del contrato FPU17/05484 de M. Méndez-López, del proyecto InMerForEcos (PID2021-125114OB-I00) y de la financiación del grupo de investigación BV1 de la Universidad de Vigo (ED431C2021/46-GRC) por la Xunta de Galicia.

REFERENCIAS

Beckers F, Rinklebe J. 2017. Cycling of mercury in the environment: sources, fate, and human health implications: A review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 47(9): 693-794.

Bishop KH, Lee YH, Munthe J. 1998. Xylem sap as a pathway for total mercury and methylmercury transport from soils to tree canopy in the boreal forest. *Biogeochemistry* 40: 101-113.

Gómez-Armesto A, Méndez-López M, Pérez-Rodríguez P, Fernández-Calviño D, Arias-Estévez M, Nóvoa-Muñoz JC. 2020. Litterfall Hg deposition to an oak forest soil from southwestern Europe. *Journal of Environmental Management* 269: 110858.

Méndez-López M, Gómez-Armesto A, Alonso-Vega F, Pontevedra-Pombal X, Fonseca F, de Figueiredo T, Arias-Estévez M, Nóvoa-Muñoz JC. 2022. The role of afforestation species as a driver of Hg accumulation in organic horizons of forest soils from a Mediterranean mountain area in SW Europe. *Science of the Total Environment*. 827: 154345.

Obrist D, Johnson DW, Lindberg SE. 2009 Mercury concentrations and pools in 4 Sierra Nevada forest sites, and relationships to organic carbon and nitrogen. *Biogeosciences* 6: 765-777.

Obrist D. 2012. Mercury Distribution across 14 U.S Forests. Part II: patterns of Methyl Mercury concentrations and areal mass of total and methyl mercury. *Environmental Science and Technology*.46: 5921-5930.

Pirrone N, Hedgecock IM, Cinnirella S, Sprovieri F. 2010. Overview of major processes and mechanisms affecting the mercury cycle on different spatial and temporal scales. *EPJ Web of Conferences* 9: 3-33.

Wang B, Hu H, Bishop K, Buck M, Björn E, Skjellberg U, Nilsson MB, Bertilsson S, Bravo AG. 2023. Microbial communities mediating net methylmercury formation along a trophic gradient in a peatland chronosequence. *Journal of Hazardous Materials* 442: 130057.

Xu J, Buck M, Eklöf K, Ahmed OO, Schaefer JK, Bishop K, Bravo AG. 2019. Mercury methylating microbial communities of boreal forest soils. *Scientific Reports* 9(1): 518.

RESILIENCIA MICROBIANA EN ECOSISTEMAS ÁRIDOS POSTINCENDIO: UNA PERSPECTIVA A 3700 M DE ALTITUD EN LA REGIÓN DE AREQUIPA, PERÚ

Minerva García-Carmona ¹, Luz M. Vilca-Taco ², José Zúñiga ², Victoria Arcenegui ¹, Jorge Mataix-Solera ^{1*}, Lunsden Coaguila ³

¹ Grupo de Edafología y Tecnologías del Medio Ambiente GETECMA. Departamento de Agroquímica y Medio Ambiente. Universidad Miguel Hernández. Elche, España.

² Escuela de Biología, Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Nacional de San Agustín, Arequipa, Perú.

³ Escuela Agronomía, Facultad de Agronomía, Universidad Nacional de San Agustín, Arequipa, Perú.

* jorge.mataix@umh.es

RESUMEN

En un contexto de cambio en los regímenes de incendio a nivel global, es crucial comprender la resiliencia de ecosistemas poco adaptados a esta perturbación. En este estudio se examinó el impacto de un incendio en 2018 en la región de Arequipa (Perú) a una altitud de 3700 m. El incendio afectó a un paisaje árido de alto valor ecológico dominado por especies de matorral andino. Con el objetivo de estudiar la vulnerabilidad del ecosistema al fuego, se investigó la respuesta de la biomasa microbiana del suelo y la estructura de la comunidad asociadas a las dos especies dominantes durante dos años tras el incendio (2020 y 2021). El análisis de fosfolípidos de membrana (PLFAs) reveló impactos significativos según la especie quemada en la recuperación de la biomasa bacteriana y fúngica, así como en la estructura de la comunidad microbiana. Las comunidades microbianas bajo *Berberis lutea*, de mayor biomasa y por tanto mayor efecto directo en el suelo por su combustión, mostraron una sensibilidad pronunciada al incendio con una reducción en el tiempo en la biomasa bacteriana y fúngica. En contraste, las comunidades bajo *Parastrephia quadrangularis*, de menor envergadura, exhibieron mayor resiliencia, aumentando su biomasa microbiana con el tiempo y mostrando menor sensibilidad al fuego y a la degradación física sufrida en el suelo. Los resultados destacan los efectos diferenciales de las especies vegetales en la resiliencia microbiana postincendio, proporcionando información clave para entender los impactos en la funcionalidad del suelo en un contexto de cambio global.

PALABRAS CLAVE: Incendio forestal, comunidad microbiana, Andes peruanos, degradación del suelo, *Berberis lutea*

INTRODUCCIÓN

La incidencia y severidad de los incendios forestales se ha visto incrementada asociada con la presión ejercida por el cambio climático y los cambios en el uso del suelo (Bowman et al. 2020). En décadas recientes, la temporada de condiciones meteorológicas propicias para incendios ("fire weather") se ha extendido y las condiciones extremas se han vuelto más comunes a escala global, incrementando la inflamabilidad de la vegetación (Jones et al. 2022). En consecuencia, la localización de los incendios, que suelen ocurrir con mayor frecuencia en regiones con disponibilidad de humedad intermedia, se ha extendido incluso en zonas áridas, donde la productividad del combustible supone una limitación para los incendios (Bedia et al. 2015). El aumento de la actividad en regiones históricamente caracterizadas por infrecuentes incendios ha generado preocupación sobre el potencial impacto de estos nuevos regímenes de incendios (Kolden et al. 2024), en especial la amenaza que suponen para la recuperación de ecosistemas jóvenes y frágiles. En los ecosistemas áridos, la mayor incidencia de incendios puede precipitar transformaciones ecológicas significativas; no solo la pérdida de especies emblemáticas sino también la proliferación de gramíneas invasoras y, con ello, un aumento

de carga de combustible que alimente nuevos incendios poniendo en peligro las plantas nativas no adaptadas al fuego (McDermott 2024).

Los incendios ponen en peligro la resiliencia del ecosistema mediante alteraciones profundas de los procesos biológicos, especialmente el microbioma del suelo y los procesos bioquímicos mediados por microorganismos (Nelson et al. 2022). Los incendios reducen la biomasa microbiana del suelo y la diversidad de las comunidades, lo que potencialmente influye en la recuperación de las plantas después del fuego. Existe a día de hoy muy poca información disponible sobre la respuesta de la diversidad y ensamblaje microbiano para ecosistemas que no han evolucionado con el fuego y por tanto son altamente vulnerables, tales como sistemas áridos y de gran altitud. En estos ecosistemas frágiles, un nivel moderado a bajo de intensidad de perturbación puede provocar respuestas significativas y persistentes en el microbioma del suelo. Dado que las comunidades microbianas sustentan la resiliencia del ecosistema, cambios abruptos en respuesta a los regímenes de perturbación pueden poner en peligro la estabilidad del ecosistema (Egidi et al. 2023). Alteraciones rápidas en la composición de las comunidades microbianas del suelo pueden desencadenar cambios en las interacciones planta-microbioma, la dinámica de nutrientes y la composición de la comunidad de plantas (Dove et al. 2021). Dado que el microbioma enfrenta amenazas crecientes, existe una necesidad urgente de evaluaciones exhaustivas de amenazas para elaborar estrategias de conservación.

Por tanto, en un contexto de cambio en los regímenes de incendios global, es urgente evaluar de manera integral la resiliencia de los ecosistemas que no han evolucionado para adaptarse a las perturbaciones por incendios. En este sentido, nuestro estudio se enfocó en dilucidar los impactos de un incendio que ocurrió en 2018 en los matorrales áridos de Arequipa, Perú, un área de gran importancia ecológica. En particular, nuestro objetivo fue investigar la vulnerabilidad de este ecosistema examinando cambios en la biomasa microbiana y la estructura de la comunidad asociada a dos especies vegetales dominantes en el ecosistema, y monitorear la evolución de los efectos del incendio tres y cuatro años después, proporcionando valiosos datos sobre las repercusiones ecológicas a corto y medio plazo de los incendios en entornos áridos no adaptados al fuego.

MATERIALES Y MÉTODOS

El área de estudio se encuentra en los Andes peruanos, en la región de Arequipa, a 3700 m de altitud. El ecosistema de la zona se caracteriza como matorral andino de alto valor ecológico, en el que se escogieron para el estudio dos especies dominantes de porte muy diferente, *Berberis lutea* y *Parastrephia quadrangularis*. El suelo se clasifica como un Torripsamment desarrollado sobre areniscas volcánicas, de textura arenosa y con una agregación muy baja. La región es árida, con una precipitación media de 385 mm concentrada en 2-3 meses.

En 2018, un incendio de 1992 ha afectó la montaña del volcán Pichu Pichu. Se realizaron dos muestreos para estudiar la evolución del suelo tres y cuatro años después del incendio (2021 y 2022). En cada muestro, se tomaron 40 muestras de suelo, 20 quemadas y 20 controles (no quemadas). En cada una de las dos zonas, se tomaron 10 muestras bajo las dos especies de matorral seleccionadas. En los suelos se analizó los fosfolípidos de membrana (PLFAs) según Bossio et al. (1998), con el objetivo de examinar los cambios en la biomasa microbiana y la estructura de la comunidad microbiana. Se realizaron modelos lineales y ANOVA de 3 vías para estudiar el efecto del fuego, de la especie, y de la evolución en el tiempo.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El análisis de fosfolípidos de membrana (PLFAs) reveló impactos significativos de la especie quemada en la recuperación de la biomasa bacteriana y fúngica, así como en la estructura de la comunidad microbiana (Tabla 1). Todos los biomarcadores estudiados mostraron ser estadísticamente significativos respecto a la especie quemada, mientras que el efecto de la evolución en el tiempo fue significativo a excepción de para hongos y actinobacterias. El efecto del fuego en general, incluyendo ambas especies y la evolución en el tiempo postincendio, solo resultó ser significativo para las bacterias y, dentro de estas, las Gram-negativas. Mientras que las bacterias Gram-positivas se caracterizan por dominar la población bacteriana postincendio, gracias a ser colonizadoras rápidas y presentar estructuras capaces de soportar los efectos del fuego (Mataix-Solera et al. 2009), las bacterias Gram-negativa son generalmente más sensibles al fuego y más especialistas en la degradación de compuestos complejos (Paul y Frey, 2023).

TABLA 1. Resultados p-valor tras ANOVA de modelos lineales (**** p <0,001, *** p <0,01, ** p <0,05, 'ns' no significativo) para los principales biomarcadores estudiados.

Factores (Pr(>F))	Totales	Hongos	Bacteria	Gram +	Gram -	Actinobac.
Tiempo	0,026*	ns	0,026*	0,021*	0,041*	ns
Especie	0,000***	0,000***	0,000***	0,000***	0,000***	0,000***
Quemado	ns	ns	0,036*	ns	0,012*	ns
Tiem:Esp:Quem	ns	ns	ns	ns	ns	ns

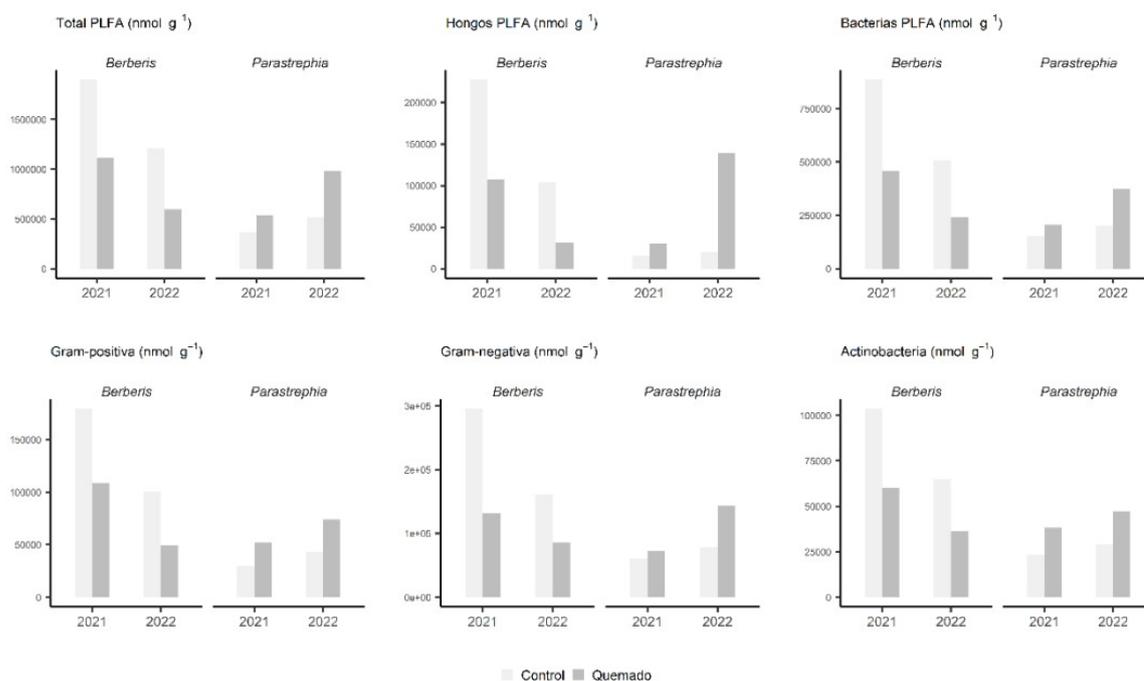


Figura 1. Respuesta de los biomarcadores a la presencia de la especie, el tiempo de estudio tras incendio, y el efecto del fuego.

En general, se observó un comportamiento similar en todos los biomarcadores estudiados (Figura 1). El mayor impacto observado se representó en la especie estudiada. En general, las comunidades microbianas bajo *Berberis* mostraron una mayor sensibilidad que las de *Parastrephia*, evidenciando una disminución a lo largo del tiempo (Figura 1). *Berberis* presentó una menor concentración de biomarcadores en el suelo quemado, con una tendencia a disminuir en el segundo período de muestreo. Por el contrario, en *Parastrephia*, se observó

una tendencia opuesta, aunque no significativa en todos los casos. Las comunidades microbianas bajo *Berberis lutea*, de mayor biomasa y, por tanto, mayor impacto en el suelo durante la combustión, mostraron una sensibilidad pronunciada al fuego con una reducción en la biomasa bacteriana y fúngica a lo largo del tiempo. En contraste, las comunidades bajo *Parastrephia quadrangularis*, de menor tamaño, exhibieron una mayor resiliencia, aumentando su biomasa microbiana con el tiempo y mostrando menor sensibilidad tanto al fuego como a la degradación física sufrida en el suelo.

CONCLUSIONES

Los resultados destacan los efectos diferenciales de las especies vegetales en la resiliencia microbiana postincendio, informando sobre la distinta sensibilidad de la biomasa de las comunidades edáficas quemadas. La vulnerabilidad del suelo se ve más exacerbada tras la quema de *Berberis*, mientras que el impacto en *Parastrephia* es menos pronunciado y favorece una recuperación más rápida de las comunidades. Estos resultados son esenciales para comprender los impactos en la funcionalidad del suelo en un contexto de cambio en los regímenes de incendios y la afección de ecosistemas áridos.

REFERENCIAS

Bedia J, Herrera S, Gutiérrez JM, Benali A, Brands S, Mota B, Moreno JM. 2015. Global patterns in the sensitivity of burned area to fire-weather: Implications for climate change. *Agricultural and Forest Meteorology* 214-215: 369-379.

Bossio DA, Scow KM, Gunapala N, Graham KJ. 1998. Determinants of soil microbial communities: effects of agricultural management, season, and soil type on phospholipid fatty acid profiles. *Microbial Ecology* 36: 1-12.

Bowman DM, Kolden CA, Abatzoglou JT, Johnston FH, van der Werf GR, Flannigan M. 2020. Vegetation fires in the Anthropocene. *Nature Reviews Earth & Environment* 1(10): 500-515.

Dove NC, Klingeman DM, Carrell AA, Cregger MA, Schadt CW. 2021. Fire alters plant microbiome assembly patterns: integrating the plant and soil microbial response to disturbance. *New Phytologist* 230(6): 2433-2446.

Egidi E, Coleine C, Delgado-Baquerizo M, Singh BK. 2023. Assessing critical thresholds in terrestrial microbiomes. *Nature Microbiology* 8(12): 2230-2233.

Jones MW, Abatzoglou JT, Veraverbeke S, Andela N, Lasslop G, Forkel M, ..., Le Quéré C. 2022. Global and regional trends and drivers of fire under climate change. *Reviews of Geophysics* 60(3): e2020RG000726.

Kolden CA, Abatzoglou JT, Jones MW, Jain P. 2024. Wildfires in 2023. *Nature Reviews Earth & Environment* 5: 238-240.

Mataix-Solera J, Guerrero C, García-Orenes F, Bárcenas GM, Torres MP. 2009. Forest fire effects on soil microbiology. En: Cerdà A., Robichaud PM (eds.). *Fire Effects on Soils and Restoration Strategies*. Boca Raton: CRC press, p. 149-192.

McDermott A. 2024. Fire in the desert. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 121(12): e2402794121.

Nelson AR, Narrowe AB, Rhoades CC, Fegiel TS, Daly RA, Roth HK, ..., Wilkins MJ. 2022. Wildfire-dependent changes in soil microbiome diversity and function. *Nature Microbiology* 7(9): 1419-1430.

Paul E, Frey S. (eds.). 2023. *Soil Microbiology, Ecology and Biochemistry*. Elsevier.

ÍNDICES DE CAMPO DE SEVERIDAD DE INCENDIOS FORESTALES: EVALUACIÓN QUIMIOMÉTRICA

José. A. González-Pérez^{1,*}, José M^a de la Rosa¹, José A. Vega², Cristina Fernández², Teresa Fontúrbel², Nicasio T. Jiménez-Morillo¹, Gonzalo Almendros³

¹IRNAS-CSIC, Avda. Reina Mercedes, 10, 41012, Sevilla, España.

²Ctr. Invest. Forestal Lourizán, Consellería do Medio Rural, 36080, Pontevedra, España.

³MNCN-CSIC, C/Serrano 115b, 28006, Madrid, España.

*jag@irnase.csic.es

RESUMEN

Se utiliza pirólisis analítica (Py-GC/MS a 400 °C) para evaluar los cambios en la estructura molecular de la materia orgánica del suelo (MOS) causados por incendios forestales y quemaduras experimentales con diferentes grados de severidad (SBS). Se identificaron más de 100 compuestos de pirólisis que se estudian mediante una técnica gráfico-estadística basada en diagramas 3D de van Krevelen. Se identifican y caracterizan los principales procesos de transformación química de la MOS producidos por el fuego a distintos niveles de severidad.

PALABRAS CLAVE: Materia orgánica del suelo; Incendios forestales; Índices de severidad; Pirólisis analítica; Análisis quimiométrico

INTRODUCCIÓN

Para la caracterización directa en campo de la severidad de un incendio forestal en los suelos (*Soil Burn Severity*: SBS) se ha propuesto una clasificación de 5 niveles válida para zonas de bosques y matorrales de clima templado. Esta clasificación se ha demostrado como una herramienta útil para evaluar los riesgos de erosión y planificar actividades de rehabilitación post-incendio (Vega et al. 2013) y es usada actualmente como herramienta operativa por los gestores forestales (Fernández et al. 2016). En este trabajo describimos las relaciones entre los distintos niveles SBS de campo y los cambios a nivel molecular en la MOS.

MATERIALES Y MÉTODOS

Para el estudio de la composición química de la materia orgánica de los suelos afectados por incendios con diferentes SBS (1 a 5), utilizamos pirólisis analítica directa “flash” (Py-GC/MS) a 400 °C (Jiménez-Morillo et al. 2016) en dos escenarios: 1) quemado en el campo de manera natural por un incendio forestal, y 2) monolitos quemados experimentalmente en condiciones seminaturales. Como control se estudiaron también los correspondientes suelos no quemados (SBS-0).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se identificaron más de 100 compuestos de pirólisis a los que se les pudo asignar un origen biogénico específico (Fig. 1). Las abundancias totales se representaron en diagramas de van Krevelen 3D modificados ($y = O/C$; $x = O/C$; $z =$ abundancia relativa). Este tipo de representación de datos químicos, además de permitir un análisis visual rápido de los distintos grupos presentes en la muestra y de las tendencias entre muestras (Almendros et al. 2018) (Fig. 3A y 4A), permite realizar operaciones como restar tablas de abundancias para representar los grupos de compuestos que se van perdiendo o apareciendo con las distintas severidades de incendio (Fig. 3B y 4B). Los valores positivos indican el grado en que los constituyentes de SOM son progresivamente destruidos o transformados por el fuego, mientras que los valores negativos apuntan a la acumulación neta de estructuras pirógenas

recién formadas (Almendros et al. 1992).

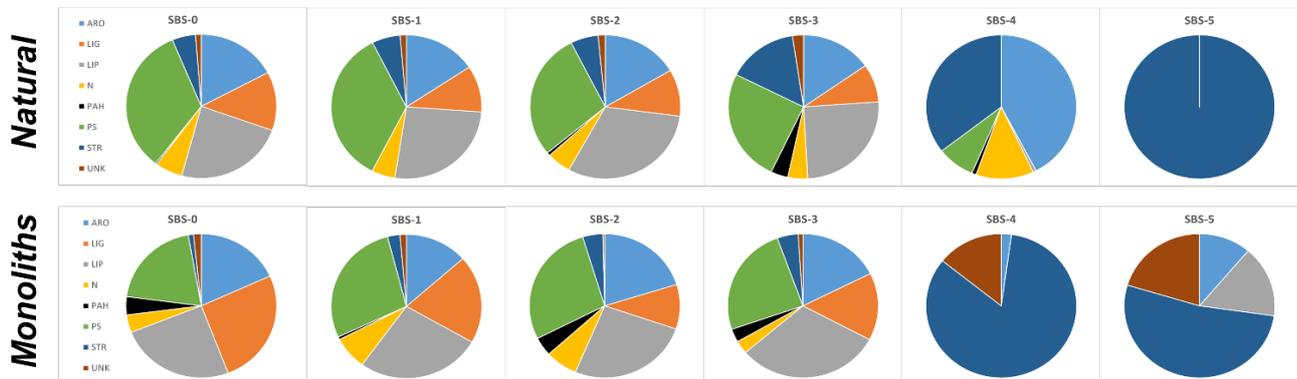


Figura 1. Grupos de compuestos de pirólisis en suelos afectados por un incendio forestal y quemados en el laboratorio a diferentes niveles de SBS.

Los resultados indican que los cambios químicos producidos entre las etapas SBS-0 a SBS-3 fueron moderados (Fig. 3A y 4A), observándose un cambio progresivo hacia compuestos con relaciones H/C y O/C más bajas, lo que sugiere el efecto de procesos de deshidratación y desmetilación con pérdida de estructuras alquílicas, el reordenamiento de carbohidratos, desmetoxilación de lignina y conservación de triterpenos. A partir de SBS-4 se produjeron transformaciones más drásticas de la MOS, con la concentración de estructuras alquílicas e hidroaromáticas, principalmente triterpenos, que se interpreta como destilados finales liberados de una matriz de carbono condensado.

Los cambios progresivos en términos de SBS no fueron lineales para todos los compuestos. Las superficies de resta (Fig. 3B y 4B) sugieren dos etapas principales con generación de compuestos pirógenos que no existían en esa concentración en las etapas anteriores: generación de anhídrazúcares entre SBS (0–1) y una etapa principal de producción de compuestos entre SBS (3–4) con generación de hidrocarburos policíclicos alquilados y fenoles.

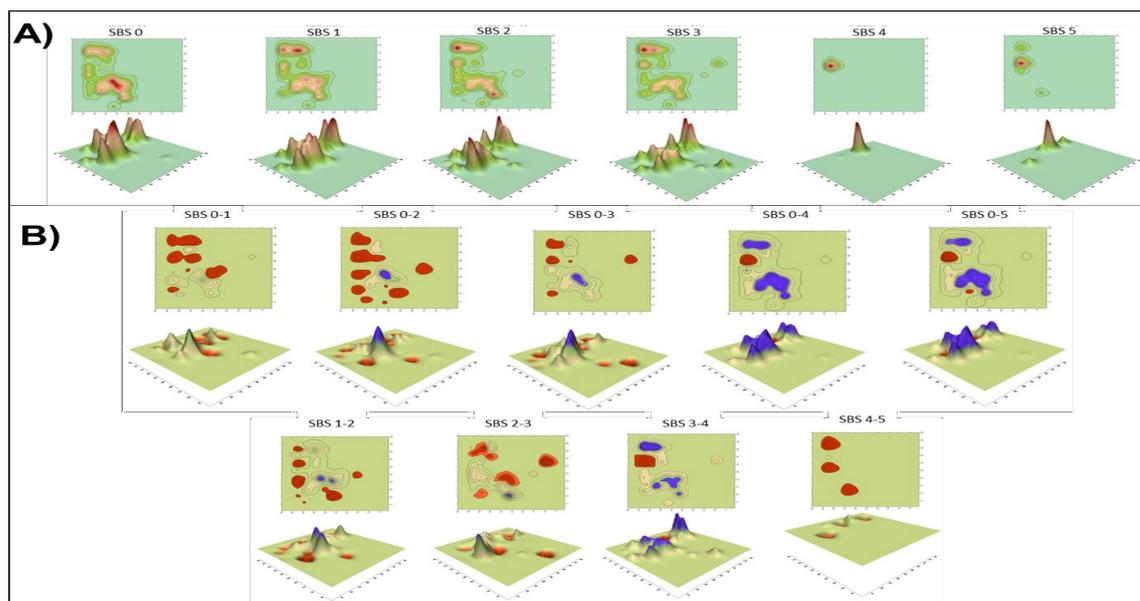


Figura 2. Diagramas de van Krevelen 3D de: A) muestras afectadas por un incendio forestal (SBS 1–5) y control no afectado (SBS0) y B) Superficies de substracción. En azul se muestran los valores negativos (ganancias) y en rojo los positivos (pérdidas).

CONCLUSIONES

Mediante técnicas directas de pirólisis analítica se pudo realizar una caracterización molecular detallada y evaluar los efectos del fuego sobre la estructura química de la MOS sometida a diferentes grados de severidad. Se revelaron diferencias importantes entre compuestos de diferente origen biogénico: polisacáridos, compuestos aromáticos, policíclicos aromáticos, lípidos, etc. La combinación de datos moleculares, quimiometría y herramientas gráficas (diagramas de van Krevelen) son un método rápido y funcional para clasificar y describir la fracción orgánica de suelos afectados y no afectados por el fuego.

Agradecimientos: Este trabajo ha sido financiado en parte por los proyectos: MARKFIRE (EU-FEDER Andalucía; P20_01073), EROFIRE (FCT Portugal; PCIF-RPG-0079-2018). N.T.J.M. recibe financiación de las iniciativas FCT CEECIND/00711/2021 y RYC2021-031253-I. Se agradece la labor técnica de D. Monis y A. Carmona.

REFERENCIAS

- Almendros G, González-Vila FJ, Martín F, Fründ R, Lüdemann H-D. (1992). Solid state NMR studies of fire-induced changes in the structure of humic substances. *Sci. Total Environ.* 117/118: 63–74.
- Almendros G, Tinoco P, De la Rosa JM, Knicker H, González-Pérez JA, González-Vila FJ. (2018). Selective effects of forest fires on the structural domains of soil humic acids as shown by dipolar dephasing ^{13}C NMR and graphical-statistical analysis of pyrolysis compounds. *J. Soils Sediments* 18: 1303–1313.
- Fernández C, Vega JA. (2016). Modelling the effect of soil burn severity on soil erosion at hillslope scale in the first year following wildfire in NW Spain. *Earth Surf. Process. Landf.* 41: 928–935.
- Jiménez-Morillo NT, de la Rosa JM, Waggoner D, Almendros G, González-Vila FJ, González-Pérez JA. (2016). Fire effects in the molecular structure of soil organic matter fractions under *Quercus suber* cover. *Catena* 145: 266–273.
- Vega JA, Fontúrbel MT, Merino A, Fernández C, Ferreiro A, Jiménez E. (2013). Testing the ability of visual indicators of soil burn severity to reflect changes in soil chemical and microbial properties in pine forests and shrubland. *Plant Soil* 369: 73–91.

ÁREA 4. DIGITALIZACIÓN Y SUELOS URBANOS



CUATRO AÑOS DE INVESTIGACIÓN EN SUELOS URBANOS EN SANTIAGO DE COMPOSTELA

R. Paradelo^{1,*}, M.T. Barral¹, C. Herbón¹, M. Roo¹, X. Pontevedra-Pombal¹, E. García-Rodeja¹, M. Celeiro², C. García-Jares², J.P. Martín-Sanz³, M. Probst⁴, M. Gómez-Brandón⁵

¹ Departamento de Edafología e Química Agrícola, Universidade de Santiago de Compostela.

² Departamento de Química Analítica, Nutrición e Bromatoloxía, Universidade de Santiago de Compostela.

³ Instituto Madrileño de Investigación y Desarrollo Rural, Agrario y Alimentario (IMIDRA).

⁴ Department of Microbiology, Universität Innsbruck.

⁵ Grupo de Ecoloxía Animal (GEA), Universidade de Vigo.

*remigio.paradelo.nunez@usc.es

RESUMEN

Se presentan los principales resultados de un estudio de la morfología, propiedades y contaminación de los suelos urbanos de Santiago de Compostela. Estos incluyen suelos desarrollados a partir de materiales naturales, que se clasifican como Umbrisoles y Leptosoles, y suelos desarrollados a partir de materiales antrópicos, alterados y transportados, clasificados como Skeletic Regosols, Urbic Technosols y Ekranic Technosols. En general, los suelos son ácidos, ricos en materia orgánica, con texturas medias a gruesas dominadas por las franco-arenosas, con presencia de compuestos de Fe y Al poco cristalinos. Como resultado de los elevados contenidos de materia orgánica y óxidos de Fe, los suelos presentan una alta estabilidad de agregados. La permeabilidad es muy variable, presentando los suelos problemas de compactación ocasionales que dependen del uso, aunque el riesgo de erosión es en general bajo. La actividad microbiana está fuertemente asociada al contenido de materia orgánica del suelo. En cuanto a la presencia de contaminantes, los suelos presentan concentraciones bajas de hidrocarburos aromáticos policíclicos, en el rango de otras ciudades con tamaño y densidad de población similares. Los metales pesados y el As están presentes en concentraciones superiores a las naturales, aunque no se encuentran suelos muy contaminados. Las concentraciones de Pb, Cu y Zn están claramente relacionadas con fuentes antrópicas de contaminación, mientras que Cr y Ni son de origen litológico, principalmente asociados a la presencia de anfíbolitas. Estos resultados nos permiten conocer mejor el papel del suelo en las ciudades y nos proporcionan herramientas para su gestión sostenible.

Palabras clave: urbanización, degradación, contaminación, suelo urbano, calidad del suelo.

INTRODUCCIÓN

La intensificación de la urbanización y el crecimiento de las ciudades ejercen una fuerte presión sobre los suelos y traen consigo nuevos desafíos ambientales. Los suelos urbanos son componentes esenciales de las ciudades y proveedores de una amplia gama de servicios ecosistémicos, tales como el soporte de la vegetación en zonas verdes, el control del ciclo hidrológico o la producción vegetal en agricultura urbana. A pesar de ello, el suelo es considerado como un compartimento secundario tras la vegetación en las ciudades, e ignorado en cuanto a sus funciones para el manejo de los ecosistemas urbanos (Morel et al. 2015). Esto se debe en parte al menor nivel de conocimiento científico de los suelos urbanos, a lo que contribuyen dificultades inherentes para su estudio sistemático en comparación con otros suelos.

En el contexto de intensificación de la urbanización, el interés por los suelos urbanos ha ido creciendo de forma constante en los últimos años, y actualmente son considerados como objeto de estudio por derecho propio, al mismo nivel que los suelos naturales o agrícolas. Sin embargo, hasta el momento se han realizado pocos estudios exhaustivos de los suelos urbanos en España, centrados casi siempre en un solo aspecto de sus propiedades, generalmente el grado de contaminación. Para contribuir a paliar el déficit de conocimiento sobre las características y funcionalidad de los suelos urbanos, se ha llevado a cabo un extenso trabajo de investigación sobre los suelos de Santiago de Compostela, incluyendo su morfología, clasificación, propiedades físicas, químicas y biológicas, y niveles de contaminación.

MATERIALES Y MÉTODOS

La ciudad de Santiago de Compostela es la capital de la comunidad autónoma de Galicia, localizada en el noroeste de la península ibérica. El municipio tiene una superficie de 222 km² y 97.000 habitantes permanentes, a los que se unen algo más de 20.000 estudiantes universitarios y más de un millón de turistas que visitan la ciudad cada año. La ciudad presenta un clima oceánico que se corresponde a la zona *Cfb* en la clasificación climática de Köppen- Geiger (Kottek et al. 2006), con una temperatura media anual de 13 °C y precipitación media anual de 1787 mm. En cuanto a su geología, se encuentra en la zona de contacto entre un área granítica y el macizo metamórfico conocido como Complejo de Ordes, por lo que presenta una gran diversidad geológica que se pueden dividir en cuatro tipos de materiales de partida para los suelos: esquistos, ortogneises, anfibolitas y rocas graníticas (IGME 1981). La ciudad presenta una elevada superficie relativa de zonas verdes, con variedad de usos y vegetación, incluyendo zonas de césped, zonas boscosas y huertos urbanos.

Se han estudiado 13 perfiles completos y 70 muestras de suelo superficial (0-20 cm), realizándose una amplia batería de análisis en campo y laboratorio. Las propiedades analizadas incluyen, entre otras, textura, color, pH, salinidad, capacidad de intercambio catiónico, carbono y nitrógeno total, fósforo y nitrógeno asimilables, formas de hierro y aluminio, metales totales y asimilables, hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAHs), respiración basal, actividades enzimáticas, permeabilidad, resistencia a la penetración, estabilidad de agregados y capacidad de retención de agua.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los suelos urbanos de Santiago de Compostela incluyen antiguos suelos naturales y agrícolas poco afectados por la urbanización (Leptic, Haplic y Endocambic Umbrisols, Eutric Regosols), suelos fuertemente modificados por mezcla con materiales transportados o totalmente contruidos con estos (Skeletal y Transportic Regosols y Urbic Technosols), suelos sellados por capas impermeables continuas (Ekranic Technosols), y solos formados sobre construcciones humanas (Isolatic Technosols). Los perfiles estudiados muestran la elevada heterogeneidad espacial característica de los suelos urbanos, conformando en su conjunto una secuencia de suelos afectados por un grado creciente de artificialización.

En cuanto a su composición y principales propiedades químicas, los suelos de la ciudad son ricos en materia orgánica, con texturas medias a gruesas dominadas por franco arenosas, con altos contenidos de elementos gruesos y poca presencia de artefactos. Se trata de suelos ácidos y desaturados con bases, con baja salinidad y presencia importante de formas minerales poco cristalinas. Su fertilidad es media a baja, debido al pH ácido y la baja disponibilidad de nitrógeno, aunque la disponibilidad de fósforo y potasio es adecuada en general. En este sentido, los suelos muestran propiedades similares a las de las zonas no urbanas de la región (Calvo de Anta et al. 1992), no presentando algunas de las

características más habituales de otros suelos urbanos, como alcalinidad o grandes cantidades de artefactos (Levin et al. 2017).

Las propiedades bioquímicas de los suelos se caracterizaron por una alta heterogeneidad espacial, con valores de respiración y biomasa microbiana en el rango inferior de lo observado en suelos naturales de la región, pero con valores similares a los de suelos agrícolas (Trasar- Cepeda et al. 2008), y del mismo orden de magnitud que los suelos urbanos de otras ciudades. La materia orgánica del suelo es el principal motor de la actividad biológica de estos suelos, mostrando la importancia de este componente para garantizar el funcionamiento de los suelos urbanos.

En cuanto a la presencia de contaminantes, los metales pesados y arsénico están presentes en mayores concentraciones que en los suelos naturales de la región, pero la mayoría de los suelos urbanos presentan niveles de contaminación bajos o moderados, como resultado de la baja densidad de población y escasas actividades industriales en la ciudad. Las concentraciones de elementos traza siguieron la secuencia: $Zn > Pb > Cr > Cu > As > Ni$. Cobre, plomo y zinc son los elementos que con mayor frecuencia superan los valores de fondo geoquímico, con mayores concentraciones en el centro de la ciudad, en relación con procesos de contaminación antropogénica, mientras que la presencia de cromo y níquel están ligadas al material geológico, con mayores concentraciones en los suelos desarrollados sobre anfibolitas. Respecto a los contaminantes orgánicos, los suelos presentan niveles de PAHs bajos en comparación con ciudades más industrializadas o más densamente pobladas (Li et al. 2018). Sus concentraciones se correlacionaron fuertemente con las de Pb, pero no con otros contaminantes inorgánicos, lo que sugiere que deben tener su origen en una fuente común, exógena y antropogénica, probablemente una combinación de combustión de calefacciones y tráfico.

Por lo que respecta a sus propiedades físicas, los suelos presentan buenas condiciones estructurales, con valores bajos de densidad aparente y alta estabilidad de agregados, como resultado de los altos contenidos de materia orgánica y compuestos de Fe. Los problemas de compactación están bastante extendidos, pero dependen del uso del suelo: los suelos de los huertos urbanos presentan mayor permeabilidad y menores niveles de compactación que otros usos. En general, los suelos presentan un riesgo bajo de erosión, pero una buena gestión de suelos y zonas verdes es esencial para mantener bajas las tasas reales, ya que la topografía, los factores climáticos y el comportamiento humano pueden provocar problemas de erosión en algunos puntos.

A la vista de estos resultados, se pueden hacer varias recomendaciones para la gestión sostenible y la conservación de los suelos urbanos en esta y otras ciudades. En primer lugar, se deben incluir inevitablemente prácticas de manejo encaminadas a conservar e incrementar los niveles de materia orgánica del suelo, dada su influencia positiva en las propiedades físicas, la fertilidad o la actividad biológica y la biodiversidad del suelo. Asimismo, se necesitan acciones dirigidas a reducir el sellado y la erosión del suelo, mejorando así las funciones relacionadas con el ciclo del agua, así como como promover la restauración de aquellas áreas degradadas por compactación, erosión o contaminación. En este sentido, el uso del suelo en la ciudad debe planificarse cuidadosamente teniendo en cuenta la presencia de contaminantes, cuya gestión es particularmente significativa para el desarrollo de proyectos de agricultura urbana, donde el riesgo es mayor por su potencial transferencia a la cadena alimentaria a través de los cultivos.

CONCLUSIONES

Los datos de este trabajo nos permiten comprender mejor la formación, distribución, propiedades y funcionamiento de los suelos de las ciudades, lo que a su vez nos brinda información sobre los ecosistemas urbanos y la naturaleza e intensidad del impacto ambiental de nuestras actividades. Los resultados y recomendaciones obtenidos son relevantes para la toma de decisiones en planificación urbana, especialmente para la distribución de usos del suelo en la ciudad, así como para su gestión sostenible, y deben contribuir al desarrollo de las ciudades verdes del futuro, en línea con Objetivos de Desarrollo Sostenible como el nº 11 "Ciudades y comunidades sostenibles".

REFERENCIAS

- Calvo de Anta R, Macías Vázquez F, Riveiro Cruz A. 1992. Aptitud agronómica de los suelos de la provincia de La Coruña. A Coruña: Diputación Provincial de La Coruña.
- IGME. 1981. Mapa Geológico de España 1:50.000. Hoja 94. Madrid: Instituto Geológico y Minero de España.
- Kottek M, Grieser J, Beck C, Rudolph B, Rubel F. 2006. World map of Köppen-Geiger Climate Classification updated. *Meteorologische Zeitschrift* 15: 259-263.
- Levin MJ, Kim K-H, Morel JL, Burghardt W, Charzynski P, Shaw RK. 2017. *Soils within Cities*. Stuttgart: Scheizenbart Science Publishers.
- Li G, Sun G-X, Ren Y, Luo XS, Zhu YG. 2018. Urban soil and human health: A review. *European Journal of Soil Science* 69: 196-215.
- Morel JL, Chenu C, Lorenz K. 2015. Ecosystem services provided by soils of urban, industrial, traffic, mining, and military areas (SUITMAs). *Journal of Soils and Sediments* 15: 1659-1666.
- Trasar-Cepeda C, Leirós MC, Gil-Sotres F. 2008. Hydrolytic enzyme activities in agricultural and forest soils. Some implications for their use as indicators of soil quality. *Soil Biology and Biochemistry* 40: 2146-2155.

EVALUACIÓN DEL EFECTO BENEFICIOSO DE LOS SISTEMAS URBANOS DE DRENAJE SOSTENIBLE (SUDS) SOBRE LA CALIDAD Y BIODIVERSIDAD DEL SUELO EN EL BARRIO DE LA MARINA DEL PRAT VERMELL DE BARCELONA

N. Roca^{1*}, I. Vázquez-Cerro¹, S. Espinoza-Vaca¹, A. Gómez-Bolea², E. Mateos^{3,5}, O.S. Wangenstein³, A. Enguídanos³, M.J. Chesa⁴

1. Lab. de suelos, Dept. BEECA, Fac. Biología, Universitat de Barcelona

2. Secció de Botànica i Micologia, Dept. BEECA, Fac. Biología, Universitat de Barcelona

3. Secció de Zoologia i Antropologia Biològica, Dept. BEECA, Fac. Biología, Universitat de Barcelona

4. Servei Ambiental i Relacions Externes, Serveis Urbans i Manteniment de l'Espai Públic, Barcelona Cicle de l'Aigua, Ajuntament de Barcelona.

5. Institut de Recerca de la Biodiversitat, Fac. Biología, Universitat de Barcelona

[*nroca@ub.edu](mailto:nroca@ub.edu), Lab. de suelos, Dept. BEECA, Fac. Biología, Universitat de Barcelona

RESUMEN

Un gran número de servicios ecosistémicos proporcionados por las áreas urbanas resultan de la presencia de infraestructuras verdes-azules. Como respuesta a la gran impermeabilización de las zonas urbanas y la necesidad optimizar los recursos hídricos en la región mediterránea, surgen los Sistemas Urbanos de Drenaje Sostenible (SUDS). El objetivo de este estudio pionero, encargado por el Ayuntamiento de Barcelona, fue obtener indicadores del efecto beneficioso de estas soluciones basadas en la naturaleza. Los suelos de los SUDS mostraron una buena densidad aparente reflejo de un buen desarrollo de la estructura. La cantidad de carbono orgánico es también favorable con valores superiores al 1% a 30 cm. El pH es básico, con contenidos entre 10 y 20% de carbonatos. Se han establecido los límites superiores del background de los metales pesados totales ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) en Co 5,1, Cr 93,6, Cu 54,2, Mn 600,8, Pb 30,1, Zn 125,1. Aunque se han detectado valores que superan el límite superior del background establecido, en ningún caso se supera los Niveles Genéricos de Referencia (NGR). Respecto a la fauna edáfica existe variaciones significativas de los indicadores de calidad entre SUDS, así como entre primavera y otoño. Se ha detectado una abundante presencia de *Mucor racemosus*, indicador de la alta antropización. El porcentaje más alto de unidades taxonómicas operativas (MOTUs) de los Ascomycota respecto al de Basidiomycota, indicaría suelos poco maduros. Desde el punto de vista microbiológico, las MOTUs de los SUDS presentan una menor abundancia de Verrucomicrobiota y Gemmatinonadota que las MOTUs de suelos naturales.

PALABRAS CLAVE: Suelos urbanos, SUDS, Salud del suelo, unidades taxonómicas operativas (MOTUs), Metales pesados.

INTRODUCCIÓN

Entre los servicios que proporcionan los ecosistemas urbanos se encuentran el suministro de agua limpia y de alimentos, el control de la contaminación del aire, la moderación del clima urbano y la oportunidad de recreo (Gómez-Baggethun et al. 2013). Un gran número de servicios ecosistémicos proporcionados por las áreas urbanas resultan de la presencia de infraestructuras verdes-azules (McPhearson 2011). La regulación del clima y la calidad del aire en las zonas urbanas depende en cierta medida de la presencia de vegetación. Las

superficies no selladas permiten la infiltración del agua y reducen los riesgos de escorrentías e inundaciones. Las zonas urbanas verdes-azules también pueden ser reservorios para especies autóctonas y contribuyen al mantenimiento de la biodiversidad en las zonas urbanas (Morel et al. 2015). Como respuesta a la gran impermeabilización de las zonas urbanas y la consiguiente pérdida del potencial del agua de lluvia que, tradicionalmente, es transportada hasta el alcantarillado y las plantas depuradoras, surgen los Sistemas Urbanos de Drenaje Sostenible (SUDS). Estos sistemas se diseñan para gestionar las aguas pluviales, favoreciendo la detención e infiltración del agua en el suelo de forma que pueda servir para irrigar la vegetación urbana además de gestionar y mejorar la calidad del agua, evitando la contaminación del medio natural e incrementando la biodiversidad del suelo. Los SUD pueden incluirse dentro de las denominadas Soluciones Basadas en la Naturaleza (SBN), ya que es un diseño que emula el ciclo del agua en los ecosistemas naturales, afrontando los nuevos retos sociales de forma eficiente y responsable con el medio ambiente. Los SUDS surgieron en el Reino Unido a finales de los años 1980. Desde los inicios de los años 2000, se han publicado varios documentos normativos y de políticas de aplicación de los SUDS (Cotterill y Bracken 2020). En España, los SUDS se han implementado algo más tarde y no han estado tan estudiados (Castro-Fresno et al. 2013). El Ayuntamiento de Barcelona, en el nuevo barrio residencial de la Marina del Prat Vermell, ha construido 55 parterres de inundación con 372 pozos de infiltración en su base, situados en las aceras y plazas, para captar el agua de escorrentía e infiltrarla en el suelo (Fig. 1). Estas soluciones deben cumplir la Directiva Marco del Agua, relativa a la protección de las masas de agua. Por tanto, los SUDS, deben garantizar la calidad del agua infiltrada y la protección de las aguas subterráneas. El objetivo del presente trabajo es evaluar la calidad y la biodiversidad del suelo de los SUDS en la zona sur Marina del Prat Vermell y establecer indicadores que permitan mejorar la gestión de las aguas de lluvia en entornos urbanos.



Fig. 1. Ejemplo de SUDS de la zona sur Marina del Prat Vermell.

MATERIALES Y MÉTODOS

En función de su distribución espacial, del año de construcción y plantación, se seleccionaron 15 localizaciones, 14 SUDS y un parterre con una encina centenaria trasplantada en 2017 (núm. L15). Para evaluar la calidad y salud de los suelos se muestreó con sondas tres profundidades en los primeros 50 cm (0-10, 10-30 y >30 cm) y se conservó en frío una muestra compuesta del horizonte superficial (0-10 cm). El muestreo se ha realizado en tres estaciones del año: primavera, verano y otoño. Se han realizado los análisis convencionales de caracterización del suelo (densidad, pH, textura, carbono orgánico, carbonatos), nitrógeno

total obtenidos con el analizador Thermo EA 1108, nitrógeno y carbono orgánico disuelto con extracción con KCl 2M así como los metales pesados totales por FRX, biodisponibles (Lindsay y Norvell 1978) y móviles (Pueyo et al. 2004). Para el estudio de la biodiversidad se tomaron muestras de suelo de los primeros 10 centímetros, con las que se realizaron estudios moleculares de metabarcoding, así como estudios de crecimiento de hongos en placa de Petri en primavera y otoño de 2023. Con los datos de MOTUs de artrópodos edáficos se calculó en índice de calidad biológica de los suelos en estudio QBSar (Parisi et al. 2005).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La densidad aparente es una medida que ayuda a valorar la estructura del suelo, una de las características más importantes en cualquier estudio. Los horizontes superficiales de los SUDS estudiados tienen una media de $0,92 \pm 0,18 \text{ g/cm}^3$ con un valor máximo de 1,21 y un valor mínimo de 0,44. El valor mínimo corresponde a un horizonte orgánico con un valor de carbono orgánico de 20,54%. El horizonte superficial del suelo de la L15 tiene también una densidad muy baja $0,25 \pm 0,04$ relacionada con el alto contenido de carbono orgánico (27,55%) de este horizonte. Por lo general los SUDS presentan una buena densidad aparente ($1,1 - 1,8 \text{ g/cm}^3$) vinculada con los contenidos elevados de materia orgánica en estos horizontes superficiales. Sin embargo, la estructura de los suelos es moderadamente débil por la juventud de los SUDS y la textura arenosa del material parental con que se han construido. La media ponderada del carbono orgánico a 45 cm de los horizontes no orgánicos de los SUDS es de 1,91%, valor favorable para el crecimiento vegetal. El pH de los SUDS es básico con una media de $8,10 \pm 0,38$ con muy poca variación en profundidades. Son valores típicos de un entorno mediterráneo con poco lavado de las bases del suelo y presencia de carbonatos ($12,96 \pm 5,21$). Se ha determinado el rango de concentraciones en metales pesados para evaluar la variabilidad natural del espacio estudiado. Los límites superiores del background de los metales pesados totales ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) son Co 5,1, Cr 93,6, Cu 54,2, Mn 600,8, Pb 30,1, Zn 125,1. Según el IGEO obtenido con los valores de referencia establecidos en el background, los dos casos con valores superiores al background tienen una contaminación suave o moderada y sólo el Pb del suelo L15 es fuertemente contaminado. Aunque se han detectado valores que superan el límite superior del background establecido, en ningún caso se supera los Niveles Genéricos de Referencia (NGR). Según el estudio estadístico Mann-Whitney por poblaciones no normales no existen diferencias significativas en el contenido de metales pesados totales según las profundidades.

Respecto a los indicadores de calidad relacionados con la fauna edáfica existen variaciones significativas entre SUDS, así como entre primavera y otoño. Por lo general hay una disminución del número de MOTUS en las muestras de otoño respecto a las de primavera. Esto se observa en todas las localizaciones con datos de las dos estaciones del año, excepto en la L12 en que hay un mayor número en otoño. Las localizaciones L7 y L12 son las que tienen un mayor número de indicadores positivos de calidad biológica del suelo basados en los MOTUs de artrópodos. El porcentaje más alto de unidades taxonómicas operativas (MOTUs) de los Ascomycota respecto al de Basidiomycota, indicaría suelos poco maduros. Desde el punto de vista microbiológico, las MOTUs de los SUDS presentan una menor abundancia de Verrucomicrobiota y Gemmatinonadota que las MOTUs de suelos naturales. De los hongos que crecieron en los medios de cultivo (CYA y PDA), un total de 18 especies pudieron ser identificadas. Estas especies se distribuyen en dos filos: Ascomycota con 11 especies y Mucoromycota con 7 especies. El orden mejor representado fue el orden Mucorales con 7 especies, seguido del orden Eurotiales con 6 y finalmente el orden Hypocreales con 5 especies. Las especies más frecuentes fueron *Mucor circinelloides* y *Mucor racemosus*, que se encuentran en 8 localizaciones, indicador de la alta antropización.

CONCLUSIONES

La mayoría de los indicadores de la calidad de los suelos son favorables para el crecimiento vegetal en entornos mediterráneos, aunque se observa algunos puntos con erosión de los suelos por la fuerza de entrada del agua. El límite superior del background ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) es Co 5,1, Cr 93,6, Cu 54,2, Mn 600,8, Ni 23,1, Pb 30,1, Zn 125,1. Según estos valores y los valores IGEO la mayoría de los casos presentan una contaminación suave o moderada, aunque en ningún caso se superan los niveles genéricos de referencia (NGR) para otros usos establecidos por la Generalitat de Cataluña. La contaminación detectada en los suelos de los SUDS refleja una de sus funciones que es la de retener la contaminación de las aguas de escorrentía. A partir de los análisis realizados con la matriz de datos de toda la fauna edáfica (que incluye 466 MOTUs), y la matriz de datos sólo de artrópodos (180 MOTUs), se concluye que existe una disminución generalizada del valor de los indicadores de calidad (MOTUs, diversidad, QBSar) en otoño respecto a la primavera. Las localizaciones con elevadas concentraciones de metales pesados (totales y/o biodisponibles), así como de mayor movilización de Fe, son las que presentan unos valores más bajos del índice de calidad biológica del suelo basada en artrópodos (QBSar). El porcentaje más alto de unidades taxonómicas operativas (MOTUs) de los Ascomycota respecto al de Basidiomycota, indicaría suelos poco maduros. Las especies más frecuentes fueron *Mucor circinelloides* y *Mucor racemosus*, indicador de la alta antropización. Estos estudios aportan nuevos datos para la mejora del diseño de las SUDS, y optimizar sus funciones potenciando la biota útil que contribuye a mejorar la gestión de las aguas de escorrentía en entorno urbano.

AGRADECIMIENTOS: Proyecto subvencionado por el Ayuntamiento de Barcelona

REFERENCIAS

- Cotterill S, Bracken LJ. 2020. Assessing the effectiveness of sustainable drainage systems (SuDS): interventions, impacts and challenges. *Water*, 12(11), 3160.
- Castro-Fresno D, Andrés-Valeri VC, Sañudo-Fontaneda LA, Rodríguez-Hernandez J. 2013. Sustainable Drainage Practices in Spain, Specially Focused on Pervious Pavements. *Water* 5:67–93.
- Gómez-Baggethun E, Gren Å, Barton DN, Langemeyer J, McPhearson T, O'Farrell P, Andersson E, Hamstead Z, Kremer P. 2013. Urban ecosystem services. In: Elmqvist T et al (eds) *Urbanization, biodiversity and ecosystem services. Challenges and global opportunities: a global assessment*. Springer, Dordrecht: 175–251.
- McPhearson T. 2011. Toward a sustainable New York city: greening through urban forest restoration. In: Slavin MI (ed) *Sustainability in America's cities: creating the green metropolis*. Island, Washington, DC.
- Morel JL.; Chenu C, Lorenz K. 2015. Ecosystem services provided by soils of urban, industrial, traffic, mining, and military areas (SUITMAs). *Journal of Soils and Sediments* 15(8):1659-1666.
- Lindsay WL, Norvell WA. 1978. Development of a DTPA Soil Test for Zinc, Iron, Manganese, and Copper. *Soil Science Society of America Journal* 42: 421-428.
- Parisi, V., Menta, C., Gardi, C., Jacomini, C., & Mozzanica, E. 2005. Microarthropod communities as a tool to assess soil quality and biodiversity: a new approach in Italy. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 105 (1–2): 323–333.
- Pueyo M, López-Sánchez JF, Rauret G. 2004. Assessment of CaCl_2 , NaNO_3 and NH_4NO_3 extraction procedures for the study of Cd, Cu, Pb and Zn extractability in contaminated soils. *Analytica chimica acta*, 504(2): 217-226.

EL CARBONO ORGÁNICO SECUESTRADO EN EL SUELO DE LA CIUDAD DE BURGOS

Gustavo Saiz^{1,*}, Michael Bird², Carlos Rad³, Mario Fernández-Peña³, Rodrigo Gutiérrez-Zorrilla³, Eukene Fernández⁴; Alberto Saiz⁴, Sandra López⁵

¹Departamento de Medio Ambiente y Agronomía. Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria (INIA). Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC)

²James Cook University, Cairns, Australia

³UBUCOMP. Facultad de Ciencias. Universidad de Burgos

⁴Euroservicios y Obras Forestales SA, San Millán de Juarros, Burgos

⁵Sustainable Landscapes SLA, Madrid

*gustavo.saiz@inia.csic.es. INIA-CSIC Carretera de A Coruña km 7,5. 28040 Madrid

RESUMEN

Los asentamientos urbanos se caracterizan por ser sistemas dinámicos constituidos por distintos usos de suelo gestionados con una intensidad variable. Los gradientes poblacionales típicos de las áreas urbanas suponen diferentes grados de presión antropogénica sobre los distintos usos del suelo, lo que puede resultar en diferencias e incertidumbres considerables en las estimaciones del contenido de carbono orgánico del suelo. Existen pocos estudios sobre el almacenamiento de carbono orgánico fuera de las grandes metrópolis, a pesar de que los núcleos urbanos medianos y pequeños son mucho más numerosos y albergan mayor cantidad de población en términos absolutos. En este estudio desarrollado en todo el término municipal de Burgos, se empleó un diseño de muestreo que cuantificó de manera sistemática el carbono orgánico acumulado en diez usos de suelo de dos zonas con densidades poblacionales contrastantes (urbana y periurbana). Los resultados muestran que en los primeros 30 cm del suelo el almacenamiento de carbono orgánico es mayor en la zona urbana que en la periurbana, aproximadamente 110 y 90 toneladas de carbono por hectárea, respectivamente. Sin embargo, dichas diferencias varían considerablemente con el uso de suelo. Este estudio permite concluir que el suelo de la ciudad de Burgos almacena aproximadamente el doble del carbono orgánico por unidad de superficie que el promedio nacional. Sin embargo, hay que considerar que éste no es necesariamente un aspecto positivo en su totalidad, ya que una proporción significativa del carbono edáfico almacenado en sistemas urbanos proviene de la quema de hidrocarburos y sus compuestos residuales.

PALABRAS CLAVE

carbono orgánico del suelo, sistema urbano, suelo, usos de suelo, secuestro de carbono

INTRODUCCIÓN

Los factores formadores de un suelo determinan significativamente sus características, incluyendo su potencial de almacenar carbono orgánico. Sin embargo, factores externos como la creciente acción humana han promovido cambios extraordinarios que han alterado las dinámicas de materia orgánica y con ello el contenido de carbono orgánico del suelo (COS) (Pouyat et al. 2006, Saiz et al. 2016). Tradicionalmente, los estudios de los depósitos y flujos del COS se han centrado principalmente en ecosistemas naturales y agrícolas, prestando escasa atención a los asentamientos urbanos (Lorenz y Lal 2009). En el caso de los sistemas

urbanos, existe escasa evidencia para evaluar si la urbanización conduce a un aumento o reducción de las reservas y flujos del carbono edáfico.

Hoy día existe un renovado interés por conseguir una gestión urbana sostenible que transforme las ciudades existentes en ciudades climáticamente inteligentes. Lo anterior sólo se puede lograr con una mayor comprensión de los suelos urbanos. Por lo tanto, este estudio desarrollado en todo el término municipal de Burgos tiene como objetivo cuantificar de manera sistemática el carbono orgánico acumulado en diez usos de suelo de dos zonas con densidades poblacionales contrastantes (urbana y periurbana), de tal manera de discernir el efecto de la intensificación urbana en el COS.

MATERIALES Y MÉTODOS

La investigación se planificó para estudiar la realidad de todo el término municipal de Burgos, definiéndose dos zonas con características poblacionales y de intensidad de usos de suelo bien diferenciadas. Con la ayuda del PGOU 2014, se identificó una zona urbana, comúnmente referida como central o urbanizable, y una zona periurbana mucho más amplia. Se analizaron imágenes de satélite de alta resolución para identificar los usos de suelo existentes en cada zona. Estas imágenes sirvieron además para guiar la implementación de un muestreo estratificado, que comúnmente se utiliza en estudios que evalúan la vegetación en áreas urbanas y/o altamente heterogéneas (Nowak et al. 2008, Saiz y Albrecht 2015). Se establecieron un total de 270 parcelas de muestreo (25 x 25m) que fueron asignadas proporcionalmente a la superficie relativa ocupada por cada uno de los diez usos de suelo identificados en cada una de las dos zonas (Fig. 1). Aunque el número de parcelas establecido fue mayor en la zona urbana que en la periurbana (126 y 144 parcelas respectivamente), atendiendo a la superficie total ocupada por cada zona de estudio, la intensidad de muestreo fue mucho mayor en la urbana.

Una vez los puntos de muestreo quedaron seleccionados, se procedió al establecimiento de las parcelas delimitando sus esquinas. Se tomó la posición georeferenciada en el centro de cada parcela, así como otra información de interés tales como la proporción del suelo no sellado, los diámetros a 1,30 m de todo el arbolado existente y su altura total. En cinco localizaciones se retiró la hojarasca existente para facilitar la toma de muestras de suelo. En cada una de esas cinco localidades se tomaron tres muestras a 0-5 cm y otra a 0-30 de profundidad empleando barrenas de acero. El número total de muestras de suelo recogidas fue de 1.350.



Figura 1: Ejemplo de distribución de usos de suelo en una zona urbana de Burgos.

Las muestras se colocaron en bolsas individuales y fueron enviadas al laboratorio donde se procedió a su procesado. Los macroagregados se rompieron a mano y todo el material se secó en estufa a 40 °C hasta peso constante para cuantificar el contenido de humedad en cada muestra. A continuación, una alícuota de estas muestras se secó en un horno a 105 °C durante 24 horas lo que permitió calcular la densidad aparente del suelo (Saiz y Albrecht 2016). Posteriormente, las muestras se tamizaron a 2 mm y se cuantificó su contenido de grava. La abundancia y composición isotópica de carbono y nitrógeno (C y N) de las muestras se determinó por duplicado utilizando un analizador elemental (EA, Costech, Milán) acoplado a espectrómetro de relación isotópica de masas (IRMS ThermoFinnigan DeltaPlus-XL, Bremen, Alemania) en el Centro de Isótopos Estables de la Universidad de St Andrews (Escocia). La precisión (desviación estándar) de los materiales de referencia (standards internacionales) para las abundancias elementales de C y N y sus composiciones isotópicas estable fueron superiores a 0,06% y 0,2‰ respectivamente. Las determinaciones de los valores de pH se obtuvieron utilizando un medidor de pH digital en una solución acuosa con una proporción de agua a suelo de 2:1. Se pre-trataron con HCl 1 M alícuotas de muestras que mostraban un pH >6,5 para garantizar la ausencia de carbonatos y se analizaron nuevamente en el EA-IRMS. El valor promedio del COS para un intervalo de profundidad en una determinada parcela se calculó de acuerdo a la siguiente fórmula:

$$COS_i = DA_i \times OC_i \times p_s \times (1-gr_i) / 10$$

donde COS_i es el stock de carbono orgánico en el suelo ($Mg\ C\ ha^{-1}$) de una determinada parcela; DA_i es la densidad aparente del suelo ($g\ cm^{-3}$); OC_i es la concentración de OC en el suelo (< 2 mm; $mg\ OC\ g^{-1}$ suelo); p_s es el intervalo de profundidad del suelo (cm); gr_i es fracción de grava. Posteriormente, se calcularon los stocks de carbono promedio en cada zona en base a la superficie total ocupada por cada uso de suelo.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En general, los usos de suelo con mayor presencia de vegetación (i.e. riberas, parques y zonas forestales) presentaron contenidos más elevados de COS que otros usos de suelo más intensificados (zonas comerciales, viviendas, etc.). El contenido promedio de carbono orgánico en los primeros 30 cm del suelo fue mayor en la zona urbana que en la periurbana, con 110 y 90 toneladas de carbono por hectárea, respectivamente. Sin embargo, las diferencias entre usos de suelo fueron más evidentes en la zona periurbana, lo que sugiere que la intensificación de la zona urbana juega un papel fundamental en los procesos que determinan el almacenaje de carbono edáfico en las áreas urbanas altamente intensificadas.

En este sentido cabe destacar que el uso de suelo asociado al transporte en la zona urbana (zonas aledañas a calles y avenidas) fue el que registró los mayores contenidos de COS. Un análisis más detallado reveló que una proporción significativa de este carbono puede derivar de residuos de materiales/combustibles fósiles.

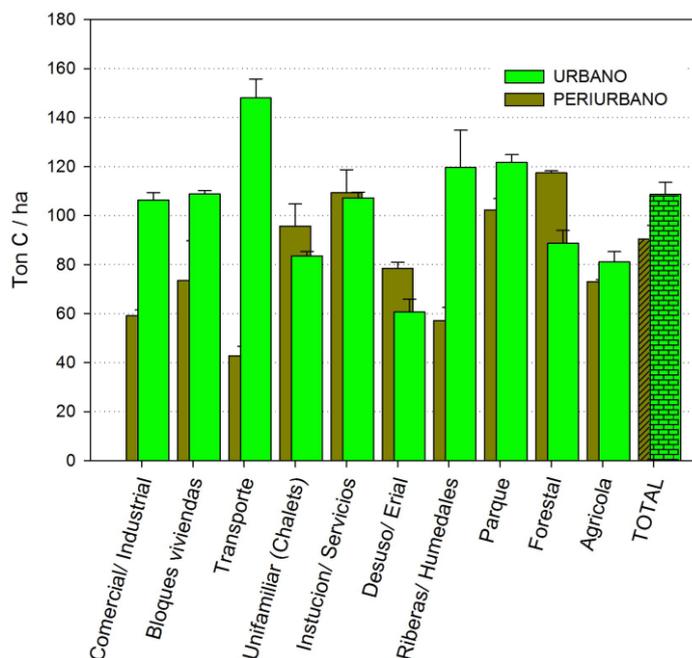


Figura 2: Almacenaje de carbono orgánico en el suelo (0-30 cm) en cada zona y uso de suelo.

CONCLUSIONES

Este estudio permite concluir que el suelo de la ciudad de Burgos almacena aproximadamente el doble del carbono orgánico por unidad de superficie que el promedio nacional (Rodríguez Martín et al. 2006). Sin embargo, hay que considerar que éste no es necesariamente un aspecto netamente positivo, ya que una proporción de ese carbono edáfico almacenado en sistemas urbanos proviene de la quema de hidrocarburos y sus compuestos residuales.

Agradecimientos: Euroservicios y Obras Forestales (EUROFOR SA). Fondo Europeo de Desarrollo Regional y la Junta de Castilla y León. Universidad de Burgos y Universidad de St Andrews (Escocia). Proyectos FONDECYT 1211209 y 1241438.

REFERENCIAS

Lorenz K, Lal R. 2012. Carbon storage in some urban forest soils of Columbus, Ohio, USA. En: Lal R, Augustin B. (eds.). Carbon Sequestration in Urban Ecosystems. Dordrecht: Springer p. 139-160.

Nowak D, Crane D, Stevens J, Hoehn R, Walton J, Bond J. 2008. A ground-based method of assessing urban forest structure and ecosystem services. *Arboriculture & Urban Forestry* 34: 347-358.

Pouyat RV, Yesilonis ID, Nowak DJ. 2006. Carbon storage by urban soils in the United States. *Journal of Environmental Quality* 35: 1566-1575.

Rodríguez Martín JA, Álvaro-Fuentes J, Gonzalo J, Gil C, Ramos-Miras JJ, Grau Corbí JM, Boluda R. 2016. Assessment of the soil organic carbon stock in Spain. *Geoderma* 264: 117-125.

Saiz G, Albrecht A. 2016. Methods for smallholder quantification of soil carbon stocks and stock changes. En: Rosenstock TS, Rufino MC, Butterbach-Bahl K, Wollenberg E, Richards

M (eds.). Measurement Methods Standard Assessment of Agricultural Mitigation Potential and Livelihoods (SAMPLES) [Internet]. Switzerland, Springer. CGIAR Research Program on Climate Change, Agriculture and Food Security. p 135-162. Available from: <http://samples.ccafs.cgiar.org/measurement-methods/chapter-7-methods-for-smallholder-quantification-of-soil-carbon-stocks-and-stock-changes/>

Saiz G, Wandera FM, Pelster DE, Ngetich W, Okalebo JR, Rufino MC, Butterbach-Bahl K. 2016. Long-term assessment of soil and water conservation measures (Fanya-juu terraces) on soil organic matter in South Eastern Kenya. *Geoderma* 274: 1-9.

RELACIÓN ENTRE LA PLUVIOSIDAD Y LA DEGRADACIÓN DEL SUELO EN EL SUR DE ESPAÑA.

Concepción Moreno Alarcón¹; Manuel Jesús Perales Vallejo¹; Paloma Hueso González¹; José Damián Ruiz Sinoga¹

¹ Instituto de Hábitat, Territorio y Digitalización. Universidad de Málaga.

cmambyg@uma.es; mjpv@uma.es; phueso@uma.es; sinoga@uma.es

RESUMEN

En la presente investigación: (i) se analizará cómo las variaciones pluviométricas afectan a la degradación del suelo, (ii) se utiliza el método de reproducción de situaciones análogas a lo largo del gradiente pluviométrico en diferentes parques naturales, para poder comparar el contenido de carbono orgánico del suelo (COS), que es clave para conocer el estado de salud del suelo; y (iii) se establecen conclusiones acerca de los datos obtenidos para poder hacer frente a la crisis climática.

PALABRAS CLAVE: Degradación de suelo, parques naturales, biodiversidad, gradiente pluviométrico, Mediterráneo.

INTRODUCCIÓN

La variabilidad climática del sur de España se traduce en una alta susceptibilidad a la degradación del suelo, en la que la pluviometría juega un papel crucial (Ruiz-Sinoga et al. 2011), lo que incrementa la vulnerabilidad conforme se reduce la pluviometría a lo largo de un gradiente mediterráneo longitudinal. El suelo, como segundo sumidero de carbono en la naturaleza después de los océanos, es crucial para el sistema climático global (Agencia Europea del Medio Ambiente, 2015). La concentración de carbono orgánico en el suelo (COS) es esencial para su salud, influyendo en el almacenamiento de agua, la producción de alimentos y la mitigación del cambio climático. Al realizar el análisis de las propiedades del suelo en diferentes parques naturales revela una disminución del COS en condiciones climáticas extremas, como las áreas secas y semiáridas, indicando una mayor susceptibilidad a la degradación del suelo. La crisis climática, con reducción de precipitaciones y calentamiento generalizado, agrava este problema (Planton et al. 2012; Collins et al. 2013; Gualdi et al. 2013). Se destaca la importancia de mantener e incluso aumentar el COS en el suelo, proponiendo un buen uso de estos espacios (Muñoz-Rojas et al. 2021).

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio: El área de estudio se extiende a lo largo de la franja mediterránea andaluza en el sur de España, abarcando la Cordillera Bética Litoral. Esta región se caracteriza por su notable heterogeneidad en términos de patrones pluviométricos, morfología del paisaje y diversidad ecológica (Ruiz-Sinoga et al., 2011). En el extremo oriental, se experimentan condiciones climáticas propias de un clima mediterráneo subhúmedo-húmedo, con precipitaciones entre 700 y 1500 mm/año, lo que resulta en una vegetación densa y exuberante. En contraste, en el extremo occidental, se observa un clima mediterráneo semiárido-árido, con precipitaciones entre 150 y 350 mm/año, lo que genera una sequedad extrema y una vegetación esclerófila (Gómez-Zotano et al., 2015). Para poder representar el citado gradiente pluviométrico, se han recogido muestras a lo largo de los diferentes parques:

Los Alcornocales, Sierra de las Nieves, Montes de Málaga, Sierras Tejeda, Almijara y Alhama, y, por último, Cabo de Gata-Níjar.

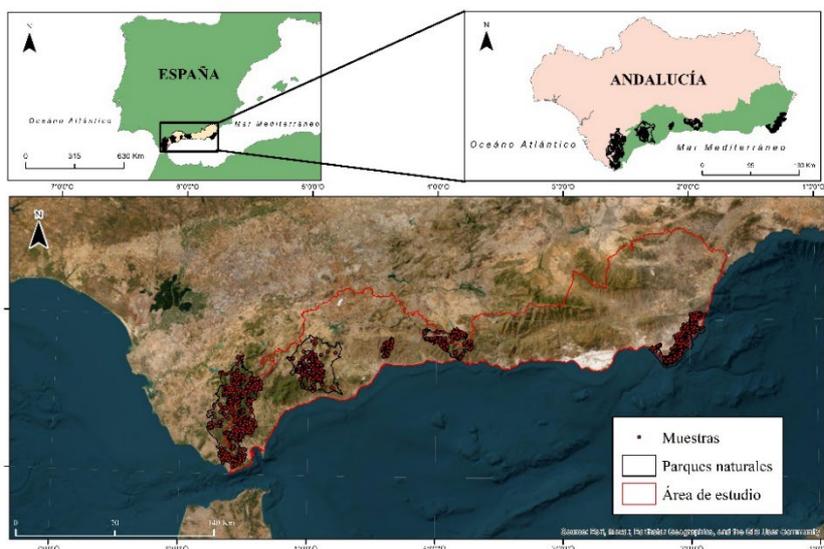


Figura 1. Localización del área de estudio y zonas muestreadas.

Muestreo y análisis del suelo: Se han recogido muestras superficiales de suelo (0-10 cm) en un total de 1227 puntos: 520 en los Alcornocales (AL), 215 en Sierra de las Nieves, 61 en los Montes de Málaga, 155 en Sierra Tejeda, Almijara y Alhama, y 276 en Cabo de Gata-Níjar. El número de muestras por parque ha sido seleccionado por un muestreo al azar estratificado. Se tomaron dos muestras: una de suelo alterado e inalterado. La propiedad del suelo, objeto de estudio, es el COS, el cual se analizó mediante el método de calcinación, consiste en llevar las muestras secas a una mufla por un período de cuatro horas a 550°C, obteniendo los valores por diferencia de pesada. (Grewal et al., 1991)

Realización de unidades homogéneas: Para identificar patrones homogéneos en los parques naturales seleccionados, se utilizaron diferentes variables como litología, pendiente y usos de suelo, mediante ArcGIS. El proceso de segmentación de los parques por unidades incluyó la recopilación de datos detallados de usos del suelo, pendiente y litología de cada parque muestreado, utilizando fuentes como SIOSE y DERA. Se asignaron códigos numéricos a cada combinación de características y se clasificaron para crear una capa de unidades homogéneas. Posteriormente, se validaron los resultados en el campo y se crearon mapas para visualizar las unidades homogéneas identificadas.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Concentraciones COS en los diferentes parques: La importancia del COS para obtener resultados positivos ambientales y de desarrollo es cada vez más reconocida, como así ha venido quedando de manifiesto en las diferentes cumbres de la Convención de las Naciones Unidas para la lucha contra la desertificación. Hemos realizado un mapa de cada parque natural que muestra los datos de COS obtenidos en laboratorio. A lo largo del gradiente, se observa un cambio relativamente significativo. Tomando como referencia dos parques contrapuestos: Los Alcornocales y Cabo de Gata-Níjar, la concentración de COS en los Alcornocales varía entre el 2,6% y el 14,3%, siendo los valores predominantes del 4 al 6%, pero a medida que nos movemos hacia el este, la concentración de COS disminuye, siendo predominante entre 1,5% y 3% en Cabo de Gata-Níjar. Esto indica que, por lo general, los parques ubicados más al oeste del gradiente pluviométrico poseen mayores concentraciones de COS, lo que influye en su capacidad para almacenarlo y contribuir a la mitigación de las emisiones de gases de efecto invernadero. De esta manera, se debería plantear estrategias

de manejo y conservación en estas áreas para promover prácticas sostenibles que preserven la salud del suelo y el funcionamiento de los ecosistemas (Ruiz- Sinoga et al., 2010).

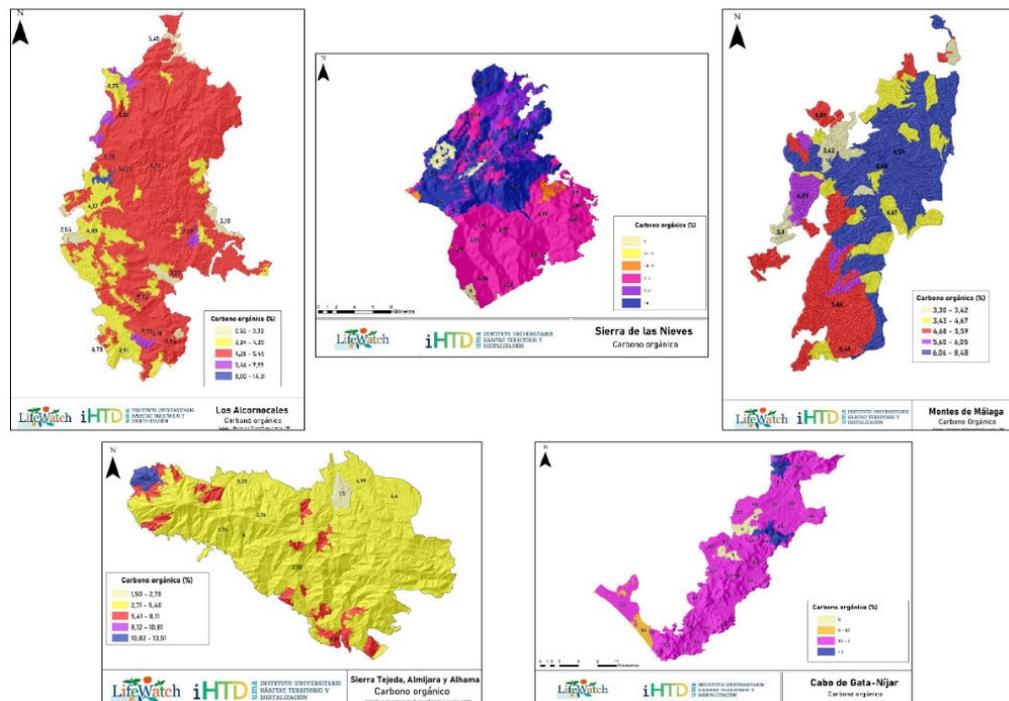


Figura 2. Contenido (%) de COS en los diferentes parques naturales desde: Los Alcornocales (izquierda) hasta Cabo de Gata-Níjar (derecha).

CONCLUSIONES

1. Un incremento en el contenido de carbono orgánico en el suelo mejora su calidad y fertilidad, promueve el crecimiento vegetal, aumenta la estabilidad estructural, la retención de agua, la porosidad y la fertilidad del suelo, y proporciona una variedad de servicios ecosistémicos.
2. Implementar estrategias de restauración y conservación del suelo es crucial para mejorar su calidad, fomentar la biodiversidad del suelo y garantizar su buen funcionamiento en áreas secas para las generaciones futuras.
3. La crisis climática ha provocado una variabilidad significativa en la disponibilidad de agua en el suelo, incluso en regiones con un gradiente pluviométrico establecido. Esto ha llevado a un aumento en la desertificación, con más días de sequía y menos períodos de agua disponible, lo que presenta desafíos para la gestión del suelo y la vegetación en estas áreas.

Agradecimientos: : Esta comunicación ha sido apoyada por el proyecto “ Environmental and biodiversity climate change lab (ENBIC2-LAB) cofinanciado por el Ministerio de Ciencia e Innovación a través de los fondos FEDER del Programa Operativo Plurirregional de España 2014-2020 (POPE), línea de actuación LifeWatch-ERIC y “ LW-2019-11-UMA-01-SU” financiado por FEDER/Junta de Andalucía- Consejería de Transformación Económica, Industria, Conocimiento y Universidades.

REFERENCIAS

Agencia Europea del Medio Ambiente. 2015. Climate change, impacts and vulnerability in Europe 2015: An indicator-based report.

Burbano-Orjuela H. 2018. El carbono orgánico del suelo y su papel frente al cambio climático. *Revista de Ciencias Agrícolas* 35(1): 82-96.

Collins M, Knutti R, Arblaster J, Dufresne JL, Fichet T, Friedlingstein P, ..., Wehner M. (2013). Cambio climático a largo plazo: proyecciones, compromisos e irreversibilidad. En: Stocker TF, Qin D, Plattner GK, Tignor M, Allen SK, Boschung J, ..., Midgley PM (eds.) *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribución del Grupo de Trabajo I al Quinto Informe de Evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático*. Cambridge: Cambridge University Press.

Gómez-Zotano J, Alcántara-Manzanares J, Olmedo-Cobo JA, Martínez-Ibarra E. 2015. La sistematización del clima mediterráneo: identificación, clasificación y caracterización climática de Andalucía (España). *Revista de Geografía Norte Grande* 61: 161-180.

Grewal SS, Kanwar RS, Bailey TB. 1991. Soil physical properties and crop yields as affected by drainage intensity. *Transactions of the ASAE* 34(2), 431-437.

Gualdi S, Somot S, May W, Castellari S, Déqué M, Adani M, ..., Xoplaki E. 2013. Proyecciones climáticas futuras. En: Navarra A, Tubiana L (eds.) *Evaluación regional del cambio climático en el Mediterráneo*. Dordrecht: Springer, p 53-118.

Hueso-González P, Martínez-Murillo JF, Ruiz Sinoga JD. 2016. Effects of topsoil treatments on afforestation in a dry-Mediterranean climate (Southern Spain). *Solid Earth* 7: 1479–1489, <https://doi.org/10.5194/se-7-1479-2016>, 2016.

Hueso-González P, Martínez-Murillo JF, Ruiz Sinoga JD. 2018. Técnicas de restauración de suelos basadas en el uso de residuos orgánicos: seis años de beneficios sobre las propiedades de un suelo forestal. *Cuadernos De Investigación Geográfica* 44(2): 675–695.

Muñoz-Rojas M, Delgado-Baquerizo M, Lucas-Borja ME. 2021. La biodiversidad y el carbono orgánico del suelo son esenciales para revertir la desertificación. *Ecosistemas* 30(3): 2238.

Planton S, Lionello P, Artale V, Aznar R, Carrillo A, Colin J et al. 2012. The climate of the Mediterranean region in future climate projections. En: Planton S (ed.) *The Climate of the Mediterranean Region*. Amsterdam: Elsevier, p. 449-502.

Ruiz-Sinoga JD, Díaz AR. 2010. Soil degradation factors along a Mediterranean pluviometric gradient in Southern Spain. *Geomorphology* 118: 359-368.

Ruiz Sinoga JD, García Marín R, Martínez Murillo JF, Gabarrón Galeote MA. 2011. Precipitation dynamics in southern Spain: trends and cycles. *International Journal of Climatology* 31(15): 2281-2289.

Zamora-Morales BP, Mendoza-Cariño M, Sangerman-Jarquín DM, Quevedo Nolasco A, Navarro Bravo A. 2018. El manejo del suelo en la conservación de carbono orgánico. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas* 9(8):1787-1799.

CARTOGRAFÍA DE LA SEDIMENTACIÓN DE RESIDUOS MINEROS EN EL CAMPO DE CARTAGENA MEDIANTE IMÁGENES SENTINEL- 2

Inés Pereira^{*}, Montserrat Ferrer-Julià, Eduardo-García Meléndez, Pablo Valenzuela, Juncal A. Cruz, Elena Colmenero-Hidalgo

Grupo de Investigación Geología Ambiental, Cuaternario y Geodiversidad (Q-GEO), Facultad de Ciencias Biológicas y Ambientales, Universidad de León. Campus de Vegazana, s/n, 24071, León, España.

^{*}jperr@unileon.es

RESUMEN

La degradación del suelo es uno de los mayores desafíos para la agricultura y la seguridad alimentaria, especialmente en los países mediterráneos que son particularmente vulnerables a la erosión del suelo. En el sureste peninsular, donde se encuentra la Sierra Minera de Cartagena, el clima árido, con precipitaciones escasas, irregulares e intensas, provoca episodios extremos de erosión y una importante pérdida de suelos. Esta problemática es todavía más notable en áreas degradadas por la actividad humana, como las cuencas de las ramblas de estudio, donde se acumulan toneladas de residuos mineros en las cabeceras. Estos residuos, fácilmente erosionables, son transportados y depositados por la escorrentía en el Campo de Cartagena, una extensa área agrícola, pudiendo llegar al Mar Menor.

Esta investigación presenta una cartografía de distribución de las áreas de sedimentación de residuos mineros, como óxidos de hierro y otros componentes asociados como sulfatos y filosilicatos, que, al ser espectralmente activos, son detectables por técnicas de Teledetección aplicadas a imágenes del sensor MSI de Sentinel-2. Los mapas obtenidos han mejorado la comprensión de los procesos de erosión-deposición, mostrando la distribución de estos sedimentos ligados a eventos torrenciales en áreas cultivadas, lo que podría tener efectos potencialmente negativos en las características y degradación del suelo y, por consiguiente, en la producción agrícola y en la salud del suelo. La combinación de datos satelitales y análisis geoespaciales ha permitido evaluar la distribución de esta sedimentación de residuos en el suelo, proporcionando información útil para establecer estrategias de gestión y mitigación.

PALABRAS CLAVE: Suelo, Erosión, Sentinel-2, Teledetección, Campo de Cartagena.

INTRODUCCIÓN

El suelo, recurso fundamental para la seguridad ambiental y alimentaria, se encuentra amenazado por su rápida degradación actual, lo que lo ha convertido en un recurso no renovable crucial. La erosión, impulsada por fenómenos naturales y acelerada por la actividad humana, así como por los efectos del cambio global, representa una de las principales amenazas para la integridad del suelo.

En Europa, los países mediterráneos son los que se enfrentan a un mayor riesgo de degradación y erosión del suelo. Estos paisajes, caracterizados por climas semiáridos, experimentan un régimen pluviométrico muy irregular y una marcada sequía estacional. La topografía del relieve suele ser escarpada, con desniveles pronunciados y litología permeable. En estas condiciones se forman cuencas escarpadas de pequeñas dimensiones, con cauces pedregosos que solo llevan agua durante los eventos de precipitación. Por otro lado, las partes bajas de las cuencas, donde los sedimentos son depositados durante las inundaciones tienen una mayor fertilidad del suelo, resultando en áreas agrícolas densamente pobladas.

En el sureste de la Península Ibérica, la Sierra Minera de Cartagena-La Unión (Murcia, España) (Figura 1) es una de las regiones afectadas por este tipo de degradación del suelo,

debido a sus condiciones climáticas semiáridas mediterráneas con precipitaciones escasas, muy irregulares e intensas. Además del clima, la actividad minera de la sierra ha exacerbado aún más esta degradación. Siglos de minería han dejado depósitos de estériles, escombreras y residuos mineros que son fácilmente erosionados y transportados a lo largo de la red de drenaje durante los episodios de lluvias torrenciales.

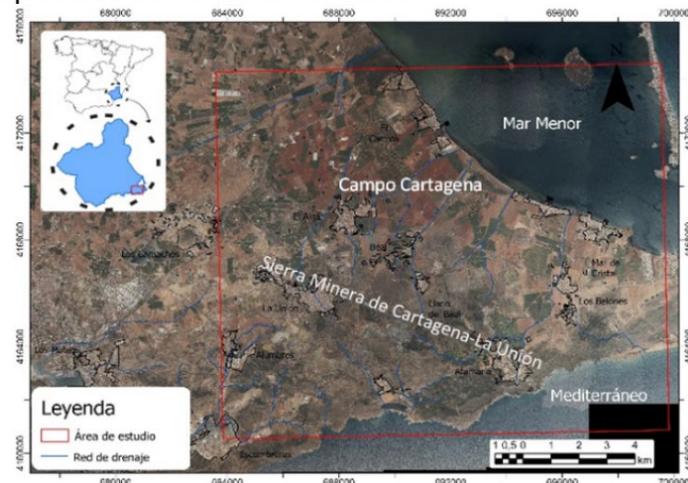


Figura 1. Localización del área de estudio

Estos sedimentos se depositan en llanuras de inundación con áreas agrícolas del Campo de Cartagena o en abanicos aluviales de bajo relieve que vierten hacia el Mar Menor, una laguna costera protegida. Estos sedimentos contienen metales y minerales secundarios que son espectralmente activos y poseen características de absorción electrónica y vibracional, que son reflejados en su curva espectral permitiendo su cartografía por técnicas de teledetección.

En este contexto, el objetivo del trabajo es la cartografía de la distribución de las áreas de sedimentación de varios óxidos de hierro y otros componentes asociados como sulfatos y filosilicatos mediante una imagen de Sentinel-2.

MATERIALES Y MÉTODOS

Este estudio empleó una imagen del satélite Sentinel-2, cuyo sensor MSI (Multiespectral Instrument) es especialmente adecuado para el análisis de minerales de hierro y ciertos sulfuros y los filosilicatos conocidos como hidróxidos, que resultan de la unión entre un metal y el anión hidroxilo (OH⁻), cómo es el caso de Al-OH (alunita, caolinita), Mg-OH (flogopita) o Fe-OH (jarosita), comunes en entornos mineros. Ambos grupos son identificables puesto que varias bandas del sensor se sitúan sobre sus principales rasgos de absorción y reflexión (Mielke et al., 2014).

Los óxidos de hierro están asociados con procesos electrónicos provocados por los iones ferrosos y férricos que se reflejan en la presencia de dos rasgos de absorción y un pico de reflexión en las longitudes de onda del VNIR (visible e infrarrojo cercano) (Figura 2A). El primer rasgo de estos minerales se sitúa entre 450 y 550 nm y el segundo entre 800 y 1000 nm. El pico de reflexión se encuentra entre los 600 y 700 nm. En cuanto a los hidróxidos la unión entre el metal y el ion se refleja en procesos vibracionales en las regiones SWIR (infrarrojo medio de onda corta) caracterizados por varios rasgos de absorción entre 2080 y 2350 nm (Figura 2B).

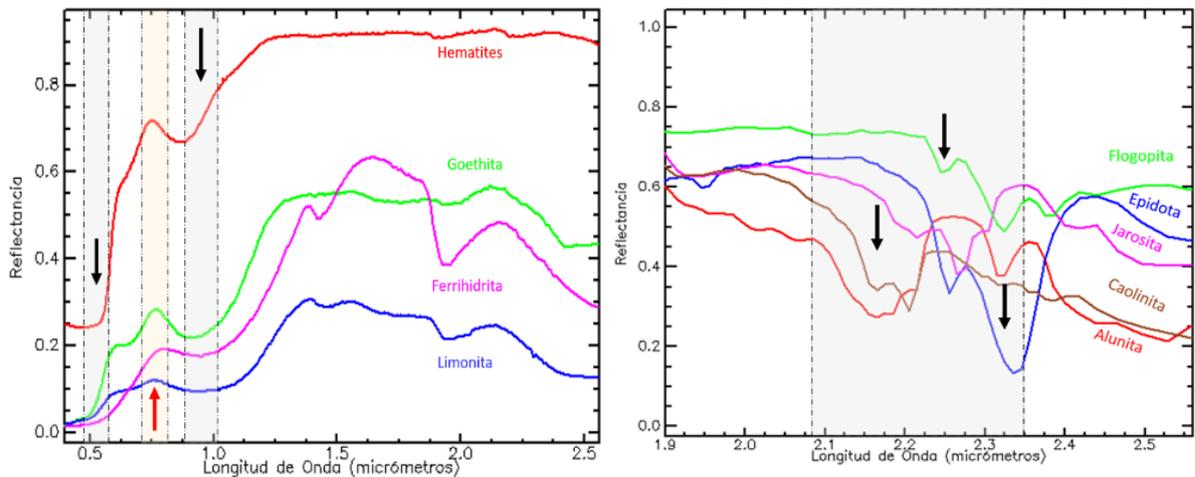


Figura 6. Curvas espectrales de óxidos de hierro (A) e hidróxidos (B). En líneas discontinuas se recogen los rangos utilizados para la caracterización de estos minerales. Las flechas negras señalan rasgos de absorción y las rojas picos de reflectancia.

El estudio seleccionó un recorte de la imagen del sensor MSI de Sentinel-2 con fecha 6 de julio de 2023 correspondiente al área de estudio. La imagen, se obtuvo con un nivel de procesado 2A de *Copernicus Open Access Hub*. Posteriormente se llevó a cabo un *resampling* o remuestreo de todas las bandas a una resolución final de 10m. Este proceso fue realizado con el método “*Super-resolving Multiresolution Images*” con el procesador *Sen2Res* incorporado en la aplicación SNAP (*Sentinel Application Platform*) versión 9.0.0.

	Índice de diferencia de vegetación normalizado (NDVI) (Ec. A)	Índice de diferencia de agua normalizado (NDWI) (Ec. B)	Índice de diferencia de áreas urbanas normalizado (NDBI) (Ec. C)
Índice Sentinel-2	$\frac{B8 - B4}{B8 + B4}$	$\frac{B3 - B8}{B3 + B8}$	$\frac{B12 - B11}{B12 + B11}$
Límite	0.3	0.05	-0.0092

Tabla 1. Índices normalizados de vegetación, agua y áreas urbanas y límite utilizado para Sentinel-2.

A continuación, se excluyeron del análisis las zonas urbanas, las masas de agua y la vegetación con el fin de evitar un ruido excesivo. Para ello se generaron tres máscaras a partir de índices normalizados (Tabla 1): el índice de diferencia normalizado de vegetación (Ec. A), de masas de agua (Ec. B) y de áreas urbanas (Ec. C). A continuación, se realizaron dos cocientes de bandas, uno para el estudio de los óxidos de hierro y otro para los sulfuros y filosilicatos clasificados como hidróxidos.

Para la identificación de los óxidos de hierro se tuvo en cuenta el pico de reflectividad en la longitud de onda del rojo (λ_R 600-700 nm), y la disminución en la zona del verde (λ_G 500-570 nm). Siguiendo estas características Van der Werff y Van der Meer (2016) propusieron el siguiente cociente (Ec. D) donde la banda 3 se corresponde con la λ_G y la banda 4 con la λ_R .

$$\text{Óxidos de hierro} = \frac{B4}{B3} \quad (\text{Ec. D})$$

Para la identificación de los hidróxidos, se tuvo en cuenta el pico de reflectancia en la banda 11 (λ_{SWIR1}) y la zona de absorciones por los procesos vibracionales recogidos por la banda 12 (λ_{SWIR2}). Siguiendo estas características autores como Van der Werff y Van der Meer (2016) propusieron el siguiente índice (Ec. E).

$$\text{Hidroxidos} = \frac{B11}{B12} \quad (\text{Ec. E})$$

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La cartografía muestra la distribución de dos grupos minerales de interés en el área de estudio, evidenciando como es una zona fuertemente afectada por la sedimentación de residuos mineros (Figura 3). Se identificaron dos procesos distintos que se reflejan de manera diferente en el espectro. Por un lado, los óxidos de hierro predominan en las llanuras de inundación donde se encuentran los campos agrícolas (Figura 3A), mientras que los hidróxidos se localizan en áreas de acumulación de residuos mineros o en las desembocaduras de las ramblas hacia el Mar Menor (Figura 3B). Los hidróxidos predominan en áreas de pastizales y matorrales donde el agua se acumula, mientras que los óxidos de hierro se encuentran principalmente en tierras agrícolas donde los procesos de oxidación son más rápidos debido a un mejor drenaje y deposición superficial. La alta concentración de hierro en el suelo puede afectar negativamente al crecimiento de los cultivos, como han observado Diedhiou et al. (2020). El exceso de hierro en las plantas puede desequilibrar el balance redox celular hacia un estado prooxidante, lo que puede provocar la muerte celular debido al estrés oxidativo, reduciendo el crecimiento de las plantas y la productividad de los cultivos. Un alto contenido de metal en el suelo puede llevar a aberraciones morfológicas, metabólicas, fisiológicas y moleculares, como la clorosis de las hojas o la peroxidación enzimática de las membranas (Singhal et al. 2022).

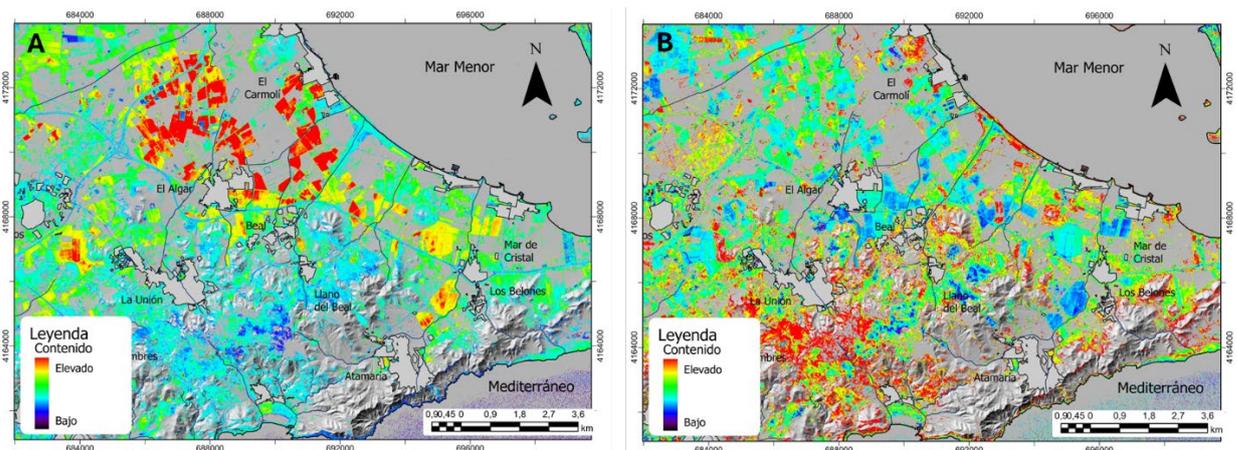


Figura 4. A) Cociente B4/B3 para la identificación de óxidos de hierro y B) Cociente B11/B12 para la identificación de sulfuros y filossilicatos de grupo de los hidróxidos.

CONCLUSIONES

La metodología propuesta ha demostrado la eficacia del satélite Sentinel-2 en la cartografía de óxidos de hierro e hidróxidos para el área de estudio. Esta cartografía ha evidenciado dos comportamientos diferentes: i) el de los óxidos de hierro, que se asocian a las áreas de agricultura donde tienen lugar procesos de oxidación y ii) el de los hidroxilos que se localizan en las áreas fuente o en las desembocaduras.

La sedimentación de residuos mineros tiene efectos potencialmente negativos en la calidad del suelo agrícola. Las altas concentraciones de hierro pueden afectar negativamente el crecimiento de los cultivos, debido al desequilibrio redox celular y al estrés oxidativo.

Agradecimientos: Investigación financiada por el proyecto HYPOPROCKS-PDC2021-121352-100 financiado por MCIN/AEI/10.13039/501100011033 y por la Unión Europea

“NextGenerationEU”/PRTR. La participación de I. Pereira ha sido posible por el contrato predoctoral FPU (FPU21/04495).

REFERENCIAS

Diedhiou S, Goudiaby AOK, Sagna YP, Diatta Y, Diallo MD, Ndoye I. 2020. Effect of iron toxicity on rice growth in Sulfato-ferruginous lowland of South Senegal. *American Journal of Agriculture and Forestry* 8(1): 9–14.

Mielke C, Boesche N, Rogass C, Kaufmann H, Gauert C, de Wit M. 2014. Spaceborne Mine Waste Mineralogy Monitoring in South Africa, Applications for Modern Push-Broom Missions: Hyperion/OLI and EnMAP/Sentinel-2. *Remote Sensing* 6(8), 6790–6816.
<https://doi.org/10.3390/rs6086790>

Singhal RK, Kumar M, Bose B, Mondal S, Srivastava S, Dhankher OP, Tripathi RD. (2022). Heavy metal(loid)s phytotoxicity in crops and its mitigation through seed priming technology. *International Journal of Phytoremediation* 13: 1–20.

Van der Werff H, Van der Meer F. 2016. Sentinel-2 and Landsat 8 Data Continuity for Geological Remote Sensing, *Remote Sensing* 8: 1-16. <https://doi.org/10.3390/rs8110883>

IDENTIFICACIÓN AUTOMÁTICA DE CÁRCAVAS A PARTIR DE MODELOS DIGITALES DE ELEVACIONES

José Javier Guerrero-Criado^{1,*}, Adolfo Peña Acevedo²

¹ Departamento de Agronomía (DAUCO, Unidad de Excelencia 'María de Maeztu' 2020-2024), ETSIAM, Universidad de Córdoba (UCO), España

² Departamento de Ingeniería Rural, Construcciones Civiles y Proyectos de Ingeniería, ETSIAM, Universidad de Córdoba, España

[*g62gucrj@uco.es](mailto:g62gucrj@uco.es)

RESUMEN

La erosión hídrica por cárcavas es una amenaza para los sistemas agrícolas, al favorecer la pérdida de suelo y plantaciones y dificultar el desarrollo de las operaciones de campo. Para paliar sus efectos se pueden implantar medidas de control y corrección, siendo necesario conocer la localización de dichas redes de cárcavas. Hasta ahora, los modelos de planificación ignoraban la conectividad hidrológica de las redes de cárcavas, al estar fundamentados en la fotointerpretación directa sobre ortofotos o en aprendizaje automático. Sin embargo, otros modelos basados en umbrales topográficos han arrojado resultados prometedores, pero solo a nivel de cuenca. Por ello, el objetivo de este estudio fue desarrollar una herramienta que, a partir del Modelo Digital de Elevaciones (MDE) de una parcela, identificase su red de cárcavas y propusiese medidas de control y corrección basadas en la topología de la red. Para ello se desarrolló un programa basado en el Algoritmo D8, que calcula la dirección de vertido de cada punto del terreno, y en el Algoritmo de Barrido en Árbol automatizado, que calcula las cuencas que vierten a través de la parcela, así como el área acumulada en cada punto del terreno (umbral topográfico utilizado para determinar la red de cárcavas). Para validarlo, el programa se aplicó a un caso de estudio real, obteniendo una red de cárcavas muy ajustada a la obtenida mediante fotointerpretación directa, además de una propuesta de control y corrección adaptada a la conectividad de la red de cárcavas de cada cuenca.

PALABRAS CLAVE: Modelos digitales de elevaciones, erosión por cárcavas, umbrales topográficos, digitalización, Python.

INTRODUCCIÓN

La erosión hídrica por formación de cárcavas es considerada una de las principales amenazas de los suelos agrícolas europeos por la magnitud de sus impactos y la inmediatez de sus consecuencias, entre las que destacan la degradación de la cubierta vegetal y la pérdida suelo fértil y de productividad de los cultivos (Torri et al. 2018). Además, la formación de cárcavas también afecta a la regulación natural del agua, favoreciendo las inundaciones de lodo y la eutrofización, que reducen la biodiversidad del suelo y el stock de carbono, afectando a su funcionalidad (Poesen et al. 2006). No obstante, también hay que destacar como las cárcavas dificultan la transitabilidad de las fincas, impidiendo la optimización de las labores agrícolas llevadas a cabo en las mismas, lo cual repercute económica y medioambientalmente en la producción agrícola. Para frenar este tipo de erosión y poder corregir y controlar las cárcavas existentes, es necesario implantar barreras de retención basadas en diques ubicados en secciones específicas de la cárcava, que persiguen su autorrelleno. No obstante, para su diseño se debe tener en cuenta tanto el proceso de formación de las cárcavas, como la localización las mismas.

Entre los métodos más utilizados para la modelización de las redes de cárcavas, se encuentra la fotointerpretación directa sobre ortofotos que, a pesar de ser un proceso no automatizable y sujeto a la subjetividad del fotointerpretador, ha sido utilizado en numerosos estudios como

los desarrollados por Hayas et al. 2017 y 2019. Por otro lado, se encuentran los modelos basados en umbrales topográficos, que permiten conocer la ubicación exacta de las cabeceras de las cárcavas, al recrear la situación en la que se originan. Esto, sumado a su automatización y a la facilidad de extraer los atributos físicos del terreno a partir de los Modelos Digitales de Elevaciones (MDE) en base a los trabajos desarrollados por Jenson y Domingue (1988) han permitido que, a día de hoy, este sea el método más adecuado para obtener los atributos de una red de cárcavas sin perder la necesaria conectividad hidrológica de la red. Por ello, el objetivo de este estudio fue desarrollar una herramienta digital que permitiese, a partir del MDE de una parcela, identificar la red de cárcavas que vierte a través de esta y proponer medidas de control y corrección ajustadas a la topología de la red.

MATERIALES Y MÉTODOS

La herramienta se diseñó mediante un programa en Python, cuyo diagrama de flujo se muestra en la Figura 1A. Este se compone de varias subrutinas basadas en el Algoritmo D8 (rutina de asignación de flujo no dispersiva) y el Algoritmo de Barrido en Árbol (Procedimiento para recorrer un patrón de flujo). Los datos de partida necesarios fueron el archivo *.shp* con los límites de la parcela, disponibles de forma pública en la sede Electrónica del Catastro y el MDE con tamaño de píxel de 2 m en formato *.tif*, también disponible de forma pública en el Centro de Descargas del IGN. Sin embargo, para poder introducir el MDE en el programa, este debe corregirse, eliminando los sumideros (píxeles cuya cota es menor al de sus 8 vecinos) para evitar errores de computación.

La ejecución del programa comienza con la Subrutina DIRECCIONES, que utiliza el Algoritmo D8 para asignar el flujo total que circula por cada celda o píxel a la dirección en la que se encuentra la celda que posee una menor cota de entre sus 8 vecinas, siguiendo el esquema de la Figura 1B. Una vez se conoce la dirección de vertido de cada celda del MDE, la Subrutina CUENCAS determina la superficie del terreno que vierte a través de la parcela, compuesta por las cuencas que desaguan a través de la misma. Para ello, se automatizó el algoritmo de Barrido en Árbol (Figura 1C), que se ejecuta tantas veces como cuencas vierten a través de la parcela y que determina en cada ejecución las celdas que componen cada cuenca y el área que desagua cada celda que compone la cuenca estudiada en cada ciclo de la Subrutina.

A continuación, la Subrutina REDDESA determina la red de canales de cada cuenca que vierte a través de la parcela. Para ello se utiliza el umbral topográfico establecido para determinar si una celda pertenece o no a un canal que, en este caso, es el valor del área desaguada por cada celda, de modo que, cuando una celda recibe el agua de una superficie aguas arriba superior a 1200 m², se considera parte de un canal. De esta manera, la cabecera de una cárcava se localizará en la primera celda que supere este umbral topográfico en cada canal. Una vez se ejecuta esta subrutina, se obtiene la red de canales completa, así como el orden hortoniano de cada canal. La red de canales determinada se recoge en la matriz IRed, que sirve de entrada al conjunto de subrutinas que caracterizan la red, almacenando dicha información en la Tabla Canales. Finalmente, la Subrutina Cárcavas calcula las estructuras de control y corrección necesarias en función de una serie de parámetros técnicos predefinidos y de la topología de la red. Además, de forma paralela se utilizó el método de fotointerpretación directa sobre ortofotos para obtener la red de cárcavas de una de las cuencas que contribuye a la parcela en estudio, para posteriormente comparar los resultados obtenidos por ambos métodos.

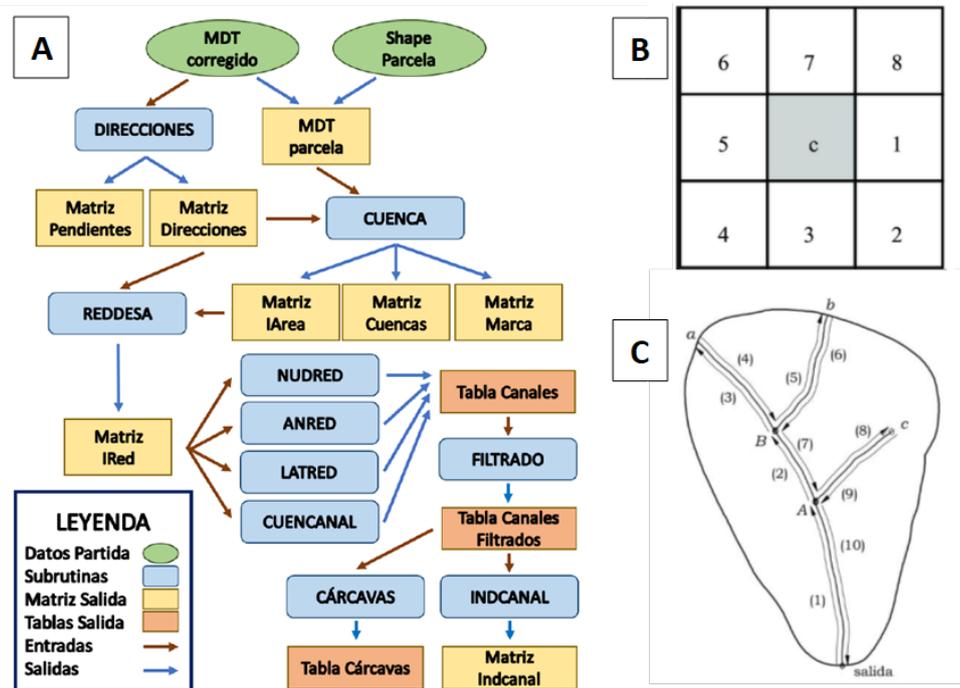


Figura 1. (A) Diagrama de Flujo del Programa de Identificación Automática de Cárcavas. (B) Asignación numérica de las direcciones de vertido desde la celda "c" mediante el algoritmo D8. (C) Algoritmo de Barrido en Árbol: procedimiento de recorrido de un patrón de flujo.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Para validar la herramienta, se aplicó a un caso de estudio real, para lo que se seleccionó una finca de olivar situada en el término municipal de Jaén, con una superficie de 101 ha y con una topografía ondulada, que favoreció la existencia de diferentes redes de cárcavas muy ramificadas que causan importantes pérdidas de suelo y plantaciones en la finca.

Concretamente, la Subrutina CUENCAS permitió determinar las 898 cuencas que vierten a través de la parcela de estudio y que suman un área vertiente de 156 ha (Figura 2A). Sin embargo, de las mismas, tan solo 40 cuencas presentaron una superficie mayor de 1200 m², umbral de área desaguada establecido. Con respecto a la red de cárcavas, en la Figura 2B se recoge la salida de la Subrutina REDDESA, que muestra la red de cárcavas obtenida, la cual se compone de 469 tramos que vierten a través de 13 cuencas distintas. Además, el programa diseñado calculó las estructuras de control y corrección de dichas cárcavas en base a una serie de criterios técnicos predefinidos y en base a la topología de la red.

Por otro lado, para la cuenca que ocupa el tercio central de la parcela, se comparó la red de cárcavas obtenida mediante la herramienta de identificación automática (Figura 2C) y mediante fotointerpretación directa sobre ortofotos (Figura 2D), encontrando una gran similitud entre ambas, a excepción de que en la Figura 2C, las ramificaciones obtenidas fueron más completas. Esto pudo deberse al umbral topográfico empleado, que en algunos casos incluso llegó a determinar tramos de cárcavas que, a pesar de no existir actualmente sobre el terreno, podrían originarse debido al avance de las cabeceras en el caso de no implantar las medidas de control y corrección calculadas.

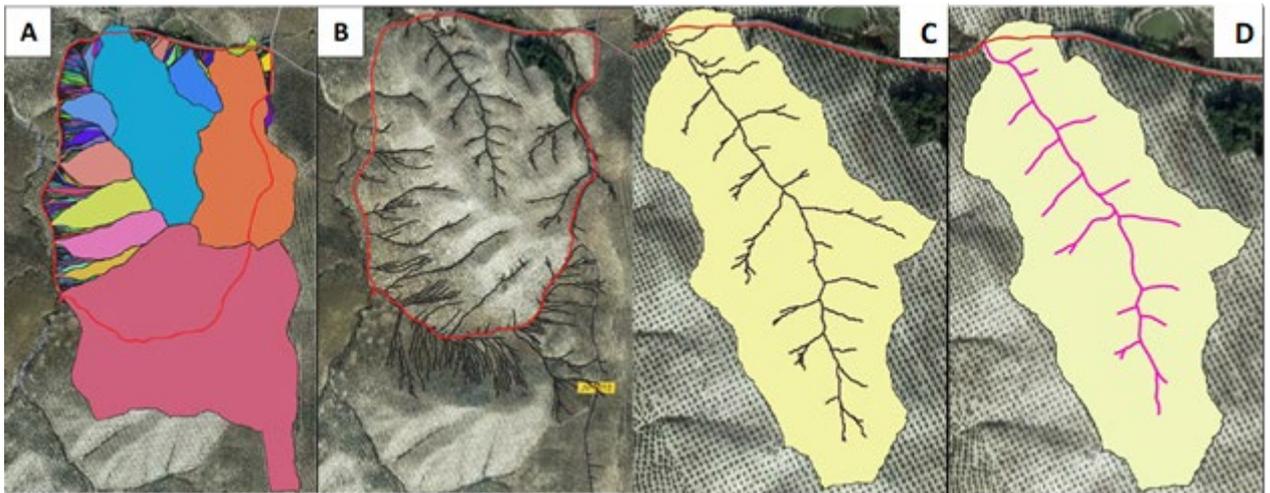


Figura 2. (A) Límites de la finca y cuencas en formato vectorial. (B) Límites de la finca y red de cárcavas en formato vectorial. (C) Cuenca y red de cárcavas en formato vectorial a partir del MDE de 2 m de paso de malla. (D) Cuenca en formato vectorial y red de cárcavas obtenida mediante fotointerpretación directa sobre ortofoto. Sobre ortofoto de Google Satellite Hybrid.

CONCLUSIONES

La herramienta diseñada consigue, a partir de datos de elevación públicos, planificar de forma detallada las redes de cárcavas cuyos puntos de salida se ubican en los límites de la parcela analizada, conservando su conectividad hidrológica. Además, las redes obtenidas mediante la herramienta de identificación automática fueron en general más completas que las obtenidas mediante fotointerpretación, lo que permite predecir su posible crecimiento.

Agradecimientos: Trabajo realizado gracias a la financiación de (i) Cátedra de Innovación Agraria y Alimentaria Caja Rural del Sur - Universidad de Córdoba (ii) Proyecto “CARCAVA. Influencia Climática y Agronómica en la formación y evolución de la Red de CARCAVas en la campiña Andaluza” financiado por la Consejería de Universidad, Investigación e Innovación de la Junta de Andalucía.

REFERENCIAS

Hayas A, Vanwalleghem T, Laguna A, Peña A, Giráldez JV. 2017. Reconstructing long-term gully dynamics in Mediterranean agricultural areas. *Hydrology and Earth System Sciences* 21(1): 235-249.

Hayas A, Peña A, Vanwalleghem T. 2019. Predicting gully width and widening rates from upstream contribution area and rainfall: A case study in SW Spain. *Geomorphology* 341: 130-139.

Jenson SK, Domingue JO. 1988. Extracting Topographic Structure from Digital Elevation Data for Geographic Information System Analysis. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 54: 1593-1600.

Poesen J, Vanwalleghem T, de Vente J, Knapen A, Verstraeten G, Martínez-Casasnovas JA. 2006. Gully Erosion in Europe. En: Boardman J, Poesen J (eds.) *Soil Erosion in Europe*. Wiley 515-536.

Torri D, Rossi M, Brogi F, Marignani M, Bacaro G, Santi E, Tordoni E, Amici V, Maccherini S. 2018. Badlands and the Dynamics of Human History, Land Use, and Vegetation Through Centuries. En: Nadal-Romero E, Martínez-Murillo JF, Nikolaus J. Kuhn (eds.) *Badlands Dynamics in a Context of Global Change*. Elsevier p. 111-153.

METODOLOGÍA DE CUANTIFICACIÓN DE ENERGÍA EMPLEADA Y EMISIONES ASOCIADAS EN LA PRODUCCIÓN DE CULTIVOS

Conde-López A.M.^{1*}, Repullo-Ruibérriz de Torres M.A.^{1,2}, Román-Vázquez J.², Veroz-González O.³, Gómez-Ariza M.³, González-Sánchez E.J.^{1,2,3}

¹Escuela Técnica Superior de Ingeniería Agronómica y de Montes (ETSIAM), Universidad de Córdoba, España

²European Conservation Agriculture Federation (ECAAF), Bélgica

³Asociación Española Agricultura de Conservación Suelos Vivos (AEACSV), España

[*antonioconde@uco.es](mailto:antonioconde@uco.es)

RESUMEN

El sector agrícola está marcado por las políticas ambientales europeas. Para 2028, los agricultores deberán tener acceso a datos verificados de emisiones. Existe la necesidad de cuantificar la energía de producción de los inputs agrícolas y sus emisiones asociadas, debido a la ausencia de datos validados en los procesos de producción por parte las manufacturas.

Se propone una nueva metodología de cuantificación del consumo energético en la producción de cultivos aplicable a diferentes zonas agroclimáticas.

Existen vigentes diferentes metodologías como la que propone la Federación Internacional de Institutos para Estudios Avanzados (IFIAS) que ha sido adaptada realizando, además, una exhaustiva revisión bibliográfica. La metodología propuesta considera la energía consumida en las operaciones agrícolas, incluyendo en esta la energía de procesamiento del combustible gastado. Debe recopilarse información de la maquinaria empleada y tiempos de trabajo en las operaciones de campo. Asimismo, se tiene en cuenta la energía empleada en la fabricación de fertilizantes y productos fitosanitarios, conocida la riqueza de las formulaciones, y en la producción de semillas. Para la energía demandada por el riego, si lo hubiera, es necesario conocer la fuente de agua, tipo de bombeo, altura manométrica deseada y las características de las tuberías utilizadas. No se considera la energía indirecta asociada a la fabricación de maquinaria.

La energía de cada apartado lleva asociadas unas emisiones determinadas a través de coeficientes energéticos. De esta manera es posible realizar balances de emisiones de una explotación agrícola y evaluar las prácticas de manejo del cultivo con mayor reducción de emisiones.

PALABRAS CLAVE: coeficientes energéticos, emisiones, fertilizantes, inputs, sector agrícola

INTRODUCCIÓN

La agricultura está generando un gran volumen de datos gracias a las nuevas innovaciones tecnológicas que se están aplicando para producir alimentos de la manera más eficiente y respetando al medioambiente. A pesar de ser el principal sector que sustenta a la población mundial se le asocia con ser uno de los sectores que genera mayores emisiones de gases de efecto invernadero (IPCC 2019).

Es necesario identificar cuales son esas emisiones en los diferentes sistemas de manejo posibles para intentar no globalizar los datos en un sector cada vez más sostenible a nivel social, económico y medioambiental. Por ello, surge la oportunidad de aprovechar esos datos generados en las explotaciones agrícolas para tratar de cuantificar la energía empleada en la fase de producción y sus emisiones asociadas. Ya que existe una escasez de datos validados

en los procesos de producción de insumos por parte las manufacturas. Estos datos deberán estar disponibles para los agricultores y para el sector agrícola en general para antes de 2030.

El objetivo principal de este estudio es crear una nueva metodología de cuantificación del consumo energético en la producción de cultivos y sus emisiones asociadas, aplicable a diferentes zonas agroclimáticas.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se ha realizado una búsqueda bibliográfica sobre la cuantificación de la energía empleada en diferentes sistemas agrícolas y se ha observado que existen diferentes metodologías desarrolladas por autores de todo el mundo (Pimentel et al. 1973; Leach 1976; Berardi 1978; Fluck y Baird 1980; Pimentel 1980; Jones 1989, Hülsbergen et al. 2001).

En 1978 la Federación Internacional de Institutos para Estudios Avanzados (IFIAS) planteó una metodología, vigente en la actualidad, la cual se ha adaptado para este estudio. Esta metodología no tiene en cuenta la fuente de energía para los procesos de producción asociando la cantidad de energía no renovable a cada uno de los factores de un proceso de producción (Hernanz 2005). Se contempla la energía consumida en las operaciones agrícolas, la energía empleada en la producción de fertilizantes, productos fitosanitarios y semillas, así como la energía empleada en el riego. No se considera la energía indirecta asociada a la fabricación de maquinaria.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La metodología utilizada en la cuantificación de energía consumida y sus emisiones asociadas en una hectárea de cultivo incluye:

1. Energía consumida en las operaciones agrícolas y emisiones asociadas.

La energía consumida por las operaciones agrícolas requiere conocer el consumo de combustible fósil de la maquinaria empleada en cada una de las operaciones agrícolas.

La energía consumida (MJ ha^{-1}) viene expresada por la multiplicación del consumo de combustible fósil (L ha^{-1}), en este caso gasóleo clase B, por el factor de conversión, que corresponde al poder calorífico del combustible incluyendo energía necesaria para su procesamiento, $47,8 \text{ MJ L}^{-1}$ (Ortiz-Cañavate y Hernanz 1999; Chamsing et al. 2006; Egle y Mendoza 2013; Gemtos et al. 2013).

Las emisiones asociadas a las operaciones agrícolas se calculan multiplicando la energía consumida en cada operación realizada por el factor $0,074 \text{ kg de CO}_2 \text{ eq. MJ}^{-1}$, determinado por el MITECO. Este factor tiene en cuenta el poder calorífico inferior del gasóleo, 43 GJ t^{-1} , y la densidad media del combustible, 850 kg m^{-3} .

2. Energía empleada en la fabricación de fertilizantes y emisiones asociadas.

Es necesario conocer la riqueza de los distintos nutrientes que tienen los fertilizantes, así como las dosis aplicadas. Teniendo en cuenta la producción, almacenamiento y transporte de los principales nutrientes: nitrógeno, fósforo y potasio (Manzanares 1997). La energía empleada en la fabricación de los fertilizantes es el producto de la dosis de fertilizante aplicado (kg ha^{-1}) por la energía asociada a la fabricación (Brenttrup 2008).

Las emisiones asociadas a la fabricación de los fertilizantes aplicados se expresan como el producto de la dosis de fertilizante aplicado y el $\text{CO}_2 \text{ eq.}$ emitido en su fabricación (Brenttrup 2008).

3. Energía empleada en la fabricación de productos fitosanitarios y emisiones asociadas.

La cuantificación de la energía empleada en la fabricación de los productos fitosanitarios tiene en cuenta la materia activa de formulación, su riqueza y la dosis aplicada en el cultivo. La energía asociada a la materia activa procede de diferentes fuentes bibliográficas (Pimentel 1980, Green 1987, Fluck 1992; Zentner et al. 2004, Hernanz 2005, Audsley et al. 2009).

Las emisiones asociadas a los productos fitosanitarios tienen en cuenta la materia activa de formulación, su riqueza y la dosis aplicada en el cultivo. Las emisiones asociadas a la materia activa proceden de las mismas fuentes bibliográficas que la energía.

4. Energía empleada en la producción de semillas.

Para los cultivos anuales se tiene en cuenta la energía empleada en la producción de semillas. La energía asociada a la producción de semilla tiene en cuenta la selección, los tratamientos químicos, el almacenamiento y el pildorado de las semillas (Camargo 2013).

Las emisiones asociadas a la producción de semilla vienen expresadas por la multiplicación de la dosis de siembra por el factor determinado por el anterior autor.

5. Energía empleada en el riego.

La energía asociada al riego depende de la fuente de agua, por ejemplo, si procede de una extracción subterránea la expresión matemática a seguir para su cuantificación es la propuesta por los autores Daccache et al. (2014).

Las emisiones asociadas al riego se calculan en base a la energía calculada. Teniendo en cuenta que la fuente de energía es eléctrica, se conoce el MIX eléctrico para cada año. El MIX eléctrico es el valor que expresa las emisiones de CO₂ asociadas a la generación de la electricidad que se consume (kg de CO₂ eq. kWh⁻¹), siendo un indicador de las fuentes energéticas que utilizamos para producir la electricidad.

CONCLUSIONES

Es clave la adopción de una metodología universal como la descrita a nivel científico-técnico para que toda la comunidad científica la utilice y sea aplicable a todos los sistemas ecosistémicos diferentes que existen en toda la superficie cultivable.

Las políticas ambientales europeas se apoyarán en esta metodología para el cálculo de las emisiones generadas en la producción agrícola en virtud de exponer los datos públicos para tratar de mostrar sistemas de manejo encaminados a mitigar el cambio climático y conseguir los objetivos planteados a largo plazo de reducción de emisiones globales.

Agradecimientos: Al proyecto LIFE Innocereal EU (LIFE21-CCM-ES-101074009) cofinanciado por la Unión Europea.

REFERENCIAS

Berardi GM. 1978. Organic and conventional wheat production: examination of energy and economics. *Agro-Ecosystems* 4(3): 367–376.

Brentrup F, Pallière C. 2008. Greenhouse Gas Emissions and energy efficiency in European nitrogen fertiliser production and use. *International Fertiliser Society* 639: 1-25.

Camargo GG, Ryan MR, Richard TL. 2013. Energy use and greenhouse gas emissions from crop production using the farm energy analysis tool. *BioScience* 63(4): 263-273.

Chamsing A, Salokhe VM, Singh G. 2006. Energy consumption analysis for selected crops in different regions of Thailand. *Agricultural Engineering International: the CIGR Ejournal* 7.

Daccache A, Ciurana JS, Diaz JR, Knox JW. 2014. Water and energy footprint of irrigated agriculture in the Mediterranean region. *Environmental Research Letters* 9(12): 124014.

Egle RB, Mendoza TC. 2013. Energy use of sugarcane (*Saccharum officinarum* L.) grown in various nutrient supply options. *Philippine Journal of Crop Science (PJCS)* 38(1): 43-51.

Fluck RC, Baird CD. 1980. *Agricultural Energetics*. AVI Publishing Co., Westport, Connecticut, EEUU, 199.

Gemtos TA, Cavalaris C, Tagarakis A, Fountas S. 2013. Energy analysis of three energy crops in Greece. *Agricultural Engineering International: CIGR Journal* 15(4): 52-66.

Hernanz JL. 2005. *Agricultura de Conservación: Una revisión a la rentabilidad energética*. Congreso Internacional sobre agricultura de conservación: el reto de la agricultura, el medio ambiente, la energía y la nueva política agraria común 173-182.

Hülsbergen KJ, Feil B, Biermann S, Rathke GW, Kalk WD, Diepenbrock W. 2001. A method of energy balancing in crop production and its application in a long-term fertilizer trial. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 86(3): 303-321.

IPCC, Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático 2019. Resumen para responsables de políticas. El cambio climático y la tierra. Informe especial del IPCC sobre el cambio climático, la desertificación, la degradación de las tierras, la gestión sostenible de las tierras, la seguridad alimentaria y los flujos de gases de efecto invernadero en los ecosistemas terrestres.

Leach G. 1976. *Energy and Food Production*. IPC Science and Technology Press, Londres, Reino Unido, p. 141.

Manzanares P. 1997. Introduction to energy balance of biomass production. *Informes Técnicos CIEMAT* (839). Centro de Investigaciones Energéticas Medioambientales y Tecnológicas (CIEMAT), Madrid, España.

Ortiz-Cañavate J, Hernanz JL. 1999. Energy analysis. En: *CIGR Handbook of Agricultural Engineering*. American Society of Agricultural Engineers, Michigan, EEUU, 3: 13-42.

Pimentel D. 1980. *Handbook of Energy Utilization in Agriculture*. CRC Press, Florida, EEUU, p. 475.

Pimentel D, Hurd LE, Bellotti AC, Forster MJ, Oka IN, Sholes OD, Whitman RJ. 1973. Food production and the energy crisis. *Science* 182(4111): 443-449.

CUANTIFICACIÓN DE LA VARIABILIDAD INTRAPARCELA DEL DESARROLLO DE LOS CULTIVOS MEDIANTE IMÁGENES DE SATÉLITE

Asunción Usón Murillo*, Manuel Sampérez Sarvisé y Mario Díez González

Escuela Politécnica Superior. Carretera Cuarte s/n. 22071 HUESCA. Universidad de Zaragoza.

[*mauson@unizar.es](mailto:mauson@unizar.es)

RESUMEN

La variabilidad del desarrollo de un cultivo depende de su manejo y del entorno en el que se desarrolla. A nivel de parcela y asumiendo manejos homogéneos, esta variabilidad se puede relacionar con las diferencias edáficas e hidrológicas. El objetivo del trabajo es caracterizar la variabilidad del desarrollo de los cultivos a nivel de parcela y relacionarla con la unidad de suelos. En la cuenca del barranco de la Sardeta (Huesca) se tienen caracterizadas 7 unidades de suelo a partir de 20 puntos de muestreo. Se analiza el desarrollo vegetativo de los últimos 5 años con imágenes de Sentinel-2 a nivel de parcela, diferenciando los cultivos de invierno de los de verano, se localiza el momento de inicio, el máximo y el inicio de la senescencia, y se obtiene la siguiente información de NDVI: valor medio, mínimo, máximo y desviación estándar. Además de la información de la variabilidad a nivel de parcela, se realiza un ANOVA multifactorial analizando el efecto de la unidad de suelo, tipo de cultivo y momento de desarrollo. Se buscan correlaciones entre el desarrollo vegetativo y parámetros de la propia parcela (dimensión, pendiente, regularidad) y de la unidad de suelo en la que se localiza (profundidad del suelo, pedregosidad, materia orgánica y salinidad). La mayor variabilidad del NDVI se da en las unidades de ladera frente a las plataformas o fondos, en todos los estadios de desarrollo, allí se puede encontrar más respuesta en gestión (agricultura de precisión) y en aplicación de modelos de simulación hidrológica.

PALABRAS CLAVE: Teledetección, variabilidad intraparcela, NDVI, unidad, cultivo.

INTRODUCCIÓN

La realización de mapas de suelos o delimitación de unidades de suelo homogéneas es útil tanto desde el punto de vista de su manejo agronómico como para ayudar a reducir el impacto ambiental de estas actividades agrarias, si bien la variabilidad del desarrollo de un cultivo depende tanto del propio cultivo y de su manejo como del entorno agroambiental.

En nuestro trabajo se tiene información acerca de las distintas unidades de suelos homogéneas de una cuenca y se quiere profundizar en la variabilidad intraparcelsaria para poder emplear esa información a la hora de modernizar el manejo de la agricultura de precisión, para la aplicación de los modelos hidrológicos y así conocer de forma más precisa el comportamiento de la cuenca.

A nivel de parcela, y asumiendo manejos homogéneos, esta variabilidad se puede relacionar directamente con las diferencias edáficas y de comportamiento hidrológico de la propia parcela.

El uso de imágenes satelitales y en concreto el trabajo con índices de cultivo como el NDVI se trata de un buen indicador de dicha variabilidad a nivel de parcela (Patil et al. 2014) que, además, permite una evaluación en un amplio campo temporal dada la disponibilidad de imágenes con una alta frecuencia y de años anteriores, lo que unido a la alta precisión en el tamaño del píxel hará que esta herramienta sea fundamental.

El objetivo de este trabajo es caracterizar la variabilidad del desarrollo de los cultivos a nivel de parcela y relacionarla con la unidad de suelos, el tipo de cultivo (verano/invierno) y el momento de desarrollo del propio cultivo (inicio, máximo e inicio de la senescencia).

MATERIALES Y MÉTODOS

Se desarrolla en la cuenca del barranco de la Sardeta, zona regable de 2.324 hectáreas que comprende los municipios de Montesús y Robres, ambos en la provincia de Huesca. En el primero se ha realizado la concentración parcelaria y la modernización de regadíos, mientras que en el segundo abundan las parcelas abancaladas de pequeño tamaño y con riego por superficie, lo que condiciona el uso de información de los sensores remotos.

Se tienen caracterizadas 7 unidades de suelo homogéneas con distinto grado de presencia, las cuales se detallan en la siguiente tabla (Usón et al. 2023).

Tabla 3: Descripción unidades de suelo homogéneas en la cuenca de estudio

Unidad cartográfica (% de representación en la cuenca)	Clasificación taxonómica	Secuencia horizontes
1 Plataformas (3,01%)	Calcixerept petrocálcico, franco fino (SSS, 2022)	Ap – Bwk – 2Ckm – 3C
2 Lutitas (2,33%)	Xerorthent típico, fino (SSS, 2022)	Ap – B/C – C (lutitas)
3 Asociación salina (2,88%)	Haploxeroll aquíico, limoso fino Calcixerept nátrico, fino y Xerorthent oxyaquíico, fino (SSS, 2022)	
4 Cauce (3,82%)	Xerorthent oxyaquíico, fino, fase ligeramente salina (SSS, 2022)	Ap – Bwk – Bw1 – Bw2
5 Fondo hidromorfo (1,35%)	Xerorthent aquíico, franco fino (SSS, 2022)	Ap – Bw – Bg
6 Fondo (14,90%)	Xerorthent oxyaquíico, franco fino (SSS, 2022)	Ap – Bk - Bw – C(lutitas)
7 Ladera (71,70%)	Haploxerept cálcico, limoso fino (SSS, 2022)	Ap – Bw - Bk – C

El trabajo de determinación de la variabilidad intraparcilaria se centró en las unidades que presentan una mayor superficie y son más interesantes a nivel de cultivo, que son: plataforma, ladera, cauce, fondo y fondo hidromorfo.

En dichas unidades seleccionadas se tomó un total de 12 parcelas de las cuales se tenían datos de suelo y entorno, se analiza el desarrollo vegetativo de los últimos 5 años con imágenes de Sentinel-2 disponibles en Copernicus DSE.

Para cada cultivo, se localiza el momento de inicio de crecimiento, el máximo de madurez y el inicio de la senescencia, y se obtiene la siguiente información de NDVI: valor medio, mínimo, máximo, mediana y desviación estándar. También se obtiene el valor medio de NDVI durante todo el ciclo del cultivo.

Se tomaron datos de dos grupos principales de cultivos, de verano y de invierno, siendo el maíz el representativo del primer grupo y la cebada del segundo, descartando los forrajes por la dificultad de selección de sus valores de crecimiento y senescencia.

Se realiza un ANOVA de 2 factores: unidad de suelo y tipo de cultivo, para cada momento de desarrollo. Se buscan correlaciones entre el desarrollo vegetativo y parámetros de la propia parcela y de la unidad de suelo en la que se localiza. Se completa con un análisis de componentes principales entre todas las variables de estudio. Todo el análisis estadístico se realizó con el paquete IBM SPSS Statistics 26.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se presentan los resultados de los valores de NDVI y de la desviación estándar del NDVI en cada parcela (Figura 1), diferenciando entre cultivos de verano (maíz) y de invierno (cebada). No se encontraron diferencias significativas entre las unidades de suelo ni entre los cultivos para el NDVI en ninguno de los momentos de estudio. Los altos valores de NDVI en madurez, tanto para los cultivos de verano como para los de invierno, podrían estar relacionados con la saturación de este índice cuando la cobertura del suelo es total (Alvino et al. 2020).

Sin embargo, para la desviación del NDVI hay diferencias significativas por la unidad de suelo, presentando más desviación (variabilidad) las unidades de ladera, que deberá tenerse en cuenta en la aplicación de las prácticas de agricultura de precisión.

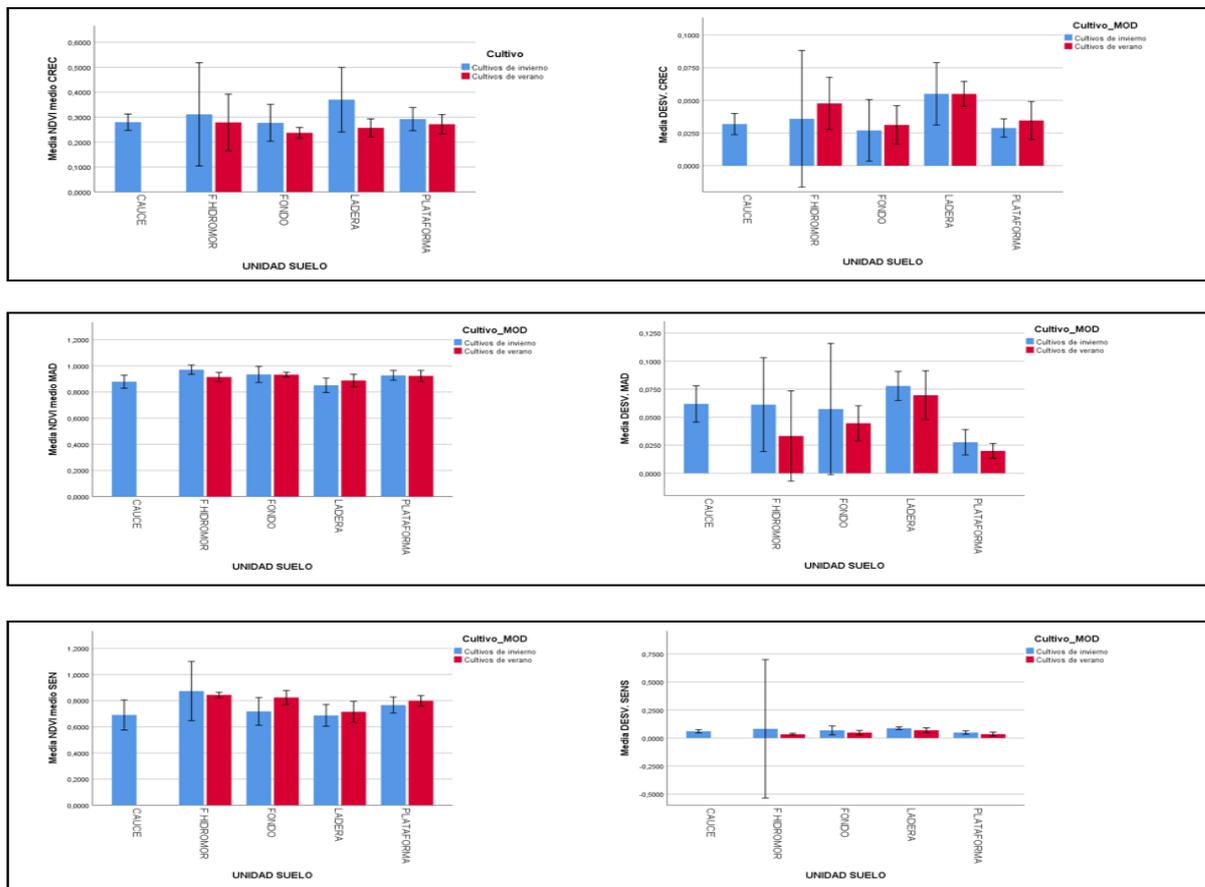


Figura 7: Valor medio NDVI en crecimiento, madurez y senescencia para las distintas unidades de suelo y cultivos: verano e invierno (Izquierda). Desviación estándar NDVI en crecimiento, madurez y senescencia para las distintas unidades de suelo y cultivos: verano e invierno (Derecha).

Se han encontrado numerosas correlaciones significativas entre variables, que se interpretan en el análisis de componentes principales (Figura 2). Las dos componentes explican el 41,86% de la varianza y las correlaciones más importantes a nivel de manejo son:

- La profundidad del freático tiene una correlación positiva con el porcentaje de arena y con la pendiente.
- La desviación del NDVI presenta una correlación directa con la unidad de suelo.
- La salinidad se correlaciona directamente con el porcentaje de arcilla.

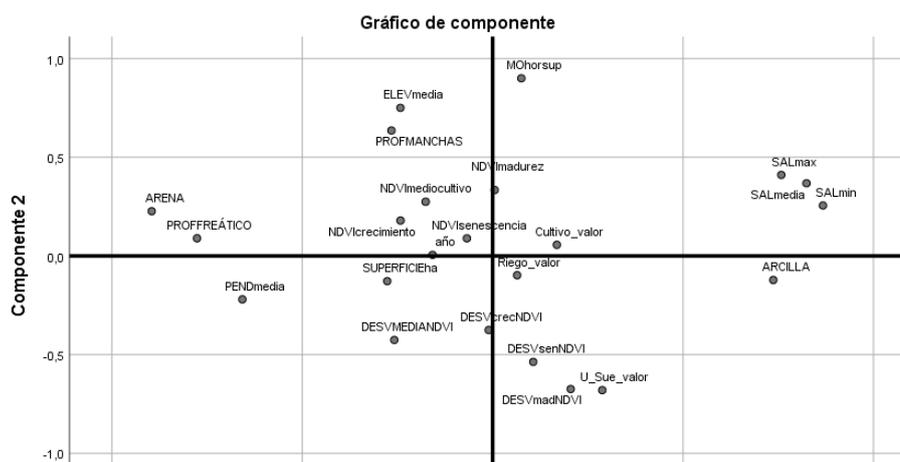


Figura 2: Análisis de componentes principales entre variables del suelo y de desarrollo del cultivo.

CONCLUSIONES

No se encuentran diferencias de biomasa en función del NDVI entre los cultivos de verano e invierno ya que este se satura en los valores altos, sin embargo, en senescencia la variabilidad del NDVI es mayor en los cultivos de invierno.

En la unidad LADERA observamos mayor variabilidad en el NDVI debido a su mayor heterogeneidad, y la unidad PLATAFORMA muestra menor variabilidad en el NDVI en todos los estadios de desarrollo debido a su mayor homogeneidad

REFERENCIAS

Alvino F, Aleman C, Filgueiras R, Althoff D, da Cunha F. 2020. Vegetation indices for irrigated corn monitoring. *Engenharia Agrícola* 40 (3): 322-333.

Usón A, Díez M, Sampériz M. 2023. Uso de teledetección para la delimitación de unidades de suelo homogéneas. En: Arricibita et al. (Eds). XXXIII Reunión nacional de suelos. Libro de resúmenes. Pamplona/Iruña. p. 150-151. ISBN 978- 84-9769-395-0 (Edición digital).

Patil V, Al-Gaadi K, Madugundu R, Tola E, Marey S, Al-Omran A, Khosla R, Upadhyaya S, Mulla D, Al-Dosari A. 2014. Delineation of management zones and response of spring wheat (*Triticum aestivum*) to irrigation and nutrient levels in Saudi Arabia. *International Journal of Agriculture and Biology* 16: 104–110.

LA NECESIDAD DE ACTUALIZAR LA CARTOGRAFÍA DE CAPACIDAD DE USO DEL SUELO DE LA COMUNIDAD VALENCIANA. UN EJEMPLO: BIAR (ALICANTE)

Carlos Añó Vidal^{1,*}, Antonio Valera Lozano², Ester Carbó Valverde³

¹Departamento de Calidad Ambiental y Suelos. Centro de Investigaciones sobre Desertificación - CIDE (CSIC-Universitat de València-GV).

²Departamento de Geografía. Universitat de València.

³Departamento de Calidad Ambiental y Suelos. Centro de Investigaciones sobre Desertificación - CIDE (CSIC-Universitat de València-GV). Departamento de Biología Vegetal. Área de Edafología y Química Agrícola. Universitat de València.

*carlos.anyo@uv.es. Departamento de Calidad Ambiental y Suelos. Centro de Investigaciones sobre Desertificación - CIDE (CSIC-Universitat de València-GV). 46113 Moncada (València).

RESUMEN

La documentación cartográfica y base de datos asociadas en formato digital sobre capacidad de uso del suelo, a escala 1:50.000, de la Comunidad Valenciana es la única disponible para el personal que trabaja en la administración autonómica o en consultorías medioambientales. Sin embargo, antes de utilizar esta información es necesario efectuar adaptaciones previas relacionadas con la escala de trabajo, mejorando la exactitud posicional, temática y, sobre todo, temporal. Es necesario actualizar la capacidad de uso del medio edáfico, sobre todo si la escala de trabajo es municipal. Las parcelas catastrales objeto de estudio ubicadas en el término municipal de Biar forman parte de una unidad fisiográfica que se clasificó como Bgf (elevada capacidad de uso con limitaciones de pequeña intensidad). Sin embargo, los suelos de las parcelas son de moderada capacidad de uso, clasificándose, a nivel de subunidad, como Cgf con limitaciones ocasionadas por la pedregosidad y las deficiencias que presentan las características físicas del medio edáfico. La discrepancia en la evaluación, en gran medida, está directamente relacionada con la escala de trabajo. La reclasificación de la capacidad de uso se efectuó en gabinete y en campo. En gabinete se localizó la ficha original de campo. Esta información es inédita y no está incorporada a la base de datos. La ficha ya reflejaba que la unidad presentaba, en julio de 1990, suelos de la clase B y C. Posteriormente, mediante herramientas de edición y geoprocésamiento espacial SIG se retrazaron a escala detallada las parcelas catastrales sobre una ortofoto de alta resolución espacial. La verificación definitiva fue en campo.

PALABRAS CLAVE: Capacidad de uso, cartografía, base de datos, actualización, planificación municipal.

INTRODUCCIÓN

A principios de los años 90 del siglo pasado, la Conselleria de Obras Públicas, Urbanismo y Transporte (COPUT) encargó a la Unidad de Investigación Ciencias de la Tierra de la Universitat de València la realización, a escala 1:50.000, del proyecto de investigación "Capacidad de Uso del Suelo como Recurso Natural en la Comunidad Valenciana". El estudio fue publicado en 1998 por la COPUT en la Colección "Territori" nº8 (Antolín 1998). Durante la realización del proyecto, se dividió el territorio en casi 5.100 unidades fisiográficas con información tanto sobre la capacidad de uso como del grado y riesgo de erosión actual y potencial, recogido todo ello en una base de datos asociada a las unidades digitalizadas. La capacidad de uso expresa, en cada unidad ambiental, la matriz de acogida ante usos agrarios muy generales, evaluando qué características ofrece el suelo de forma natural y cuáles son las limitaciones que restringen su utilización. La asignación de categorías jerarquizadas

permite diferenciar, desde un punto de vista agrícola, los mejores suelos de los peores; los que a través de prácticas sencillas pueden mejorar significativamente su productividad, y aquéllos cuyas limitaciones son de tal intensidad que las prácticas antrópicas no pueden subsanarlas. Así, al establecer el destino más apropiado de los predios rústicos es un instrumento muy útil para la planificación de los usos agrícolas del suelo (Añó y Sánchez 2003). El método de capacidad de uso recoge cinco clases y considera nueve factores limitantes: erosión (e), pendiente (p), espesor efectivo (x), afloramientos rocosos (r), pedregosidad (g), salinidad (s), propiedades físicas (f) y químicas (q) del suelo y exceso de agua (h). Existen cinco clases decrecientes de capacidad de uso: A (Muy Elevada), B (Elevada), C (Moderada), D (Baja) y E (Muy Baja). Un análisis pormenorizado sobre las características del sistema de evaluación de suelos y del procedimiento metodológico puede consultarse en Antolín y Añó (1998). Esta documentación cartográfica ha sido utilizada como instrumento de evaluación del recurso edáfico en la configuración del Sistema de Información Territorial de la Comunidad Valenciana, aportando un tipo de información válida para la planificación regional de usos del suelo; no obstante, en estudios de planificación urbanística y territorial municipal es necesario actualizar la capacidad de uso del suelo, máxime si la escala de trabajo es 1:25.000 o mayor (Añó et al. 2023a).

MATERIALES Y MÉTODOS

El área de estudio está constituida por nueve parcelas catastrales situadas en El Toll (Biar, provincia de Alicante), con una superficie próxima a las 44 ha. La actualización de la capacidad de uso se efectuó primero en gabinete y posteriormente en campo. En gabinete, en primer lugar, se localizó la ficha original del proyecto ("A-71"). Esta información es inédita, de uso restringido y no está incorporada a la base de datos asociada a la cartografía de capacidad de uso del suelo. La ficha ya reflejaba que la unidad presentaba, en julio de 1990, suelos de la clase B y C. Por tanto, la unidad fisiográfica englobaba dos realidades diferentes que no podían diferenciarse a escala 1:50.000. En segundo lugar, mediante herramientas de edición y geoprocésamiento espacial SIG se retrazaron a escala detallada las parcelas catastrales sobre una ortofoto con una resolución espacial de entre 0,25 y 0,5 metros correspondiente a 2021. La comprobación y reclasificación final se efectuó durante las salidas de campo.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En 1990 las parcelas catastrales objeto de estudio formaban parte de una unidad fisiográfica mayor (926 ha). Esta unidad fisiográfica ("A 71") se clasificó como Bgf. Sin embargo, un análisis a escala detallada efectuado en diciembre de 2023 muestra que los suelos de las parcelas son de moderada capacidad de uso (clase C), clasificándose, a nivel de subunidad, como Cgf con limitaciones ocasionadas por la pedregosidad superficial y las deficiencias que presentan las propiedades físicas del suelo. La principal diferencia entre estas unidades de capacidad de uso reside en la proporción relativa de elementos gruesos menores de 25 cm de diámetro. Los rangos oscilan entre 20-40% (clase B) y 40-80% (clase C). La figura 1 muestra un ejemplo visual de las parcelas del área de estudio. La discrepancia en la evaluación está directamente relacionada con la escala de trabajo.



Figura 1. Parcela catastral de Biar. Suelos con moderada capacidad de uso (Cgf).

La cartografía, original, de capacidad de uso se realizó a partir de fuentes cartográficas temáticas y topográficas a escala 1:50.000, fotointerpretación de fotografías aéreas a escala 1:30.000 y un procedimiento de obtención totalmente analógico. El proceso de conversión a un formato digital SIG consistió en el case de hojas, la digitalización del producto analógico y la georreferenciación a partir de las coordenadas de las hojas topográficas 1:50.000. Por tanto, dicha información original sólo se debería aplicar a escala 1:50.000 o inferior, pues la precisión de las capas (entendida como la exactitud geométrica de las delimitaciones fisiográficas) es limitada. Mientras que aplicando la generalización cartográfica es posible elaborar nuevos mapas con escala menor (menos detallada) que la del original, el proceso contrario presenta numerosos problemas. Por tanto, la escala de la cartografía de capacidad de uso de la Comunidad Valenciana no es adecuada para la planificación territorial municipal (Añó et al. 2003b).

Al utilizar fuentes modernas digitales para modificar esa cartografía pueden mejorarse algunos aspectos que, por las restricciones de datos y herramientas de la época, eran de difícil resolución. El concepto tradicional (analógico) de escala de un mapa no solo hace referencia a la proporción entre las distancias medidas en el mapa y las de la realidad, sino que también se refiere a la extensión espacial cartografiada. Un mapa a gran escala correspondía tradicionalmente a áreas de pequeña extensión y viceversa. Los mapas digitales, que cubren de forma continua grandes superficies y sobre los que se pueden aplicar niveles de visualización variables, rompen en parte este segundo sentido de escala. Además, cada vez más, los mapas son contruidos a partir de bases de datos que contienen capas multiescalares o con múltiples resoluciones, de manera que los mapas digitales propiamente dichos son multiescalares (Field 2018).

CONCLUSIONES

La información precisa acerca de la distribución, extensión y grado de calidad del recurso edáfico es un requisito fundamental para orientar la gestión sostenible del territorio. Tal y como establece la Estrategia Territorial de la Comunidad Valenciana, los informes de planificación urbanística y territorial tienen que especificar los suelos de muy alta y alta capacidad agrológica. La cartografía de capacidad de uso del suelo, a escala 1:50.000, de la Comunidad Valenciana es la única fuente cartográfica disponible para extraer esta información. Sin embargo, antes de utilizar esta información es necesario efectuar adaptaciones previas relacionadas con la escala de trabajo. Así, por ejemplo, el Decreto Ley 1/2022, de 22 de abril, del Consell (DOGV-r-2022-90121) establece que las instalaciones para generar energías renovables son compatibles con el suelo no urbanizable común de moderada, baja o muy baja capacidad de uso. Por el contrario, las licencias para estas instalaciones pueden suspenderse en aquellas zonas en las cuales la cartografía, disponible para su consulta en el Instituto Cartográfico Valenciano, defina como muy alta y alta su capacidad agrológica. Los errores presentes en la cartografía original generan errores en el análisis e interpretación de los resultados, sobre todo a escala municipal, repercutiendo en su planeamiento.

Agradecimientos: Este trabajo ha sido financiado por Renovalia Dos Aguas SLU mediante el proyecto “Actualización de la capacidad de uso del suelo en parcelas catastrales de Biar (Alicante)”.

REFERENCIAS

- Antolín Tomás C. (Coordinadora) 1998. El Suelo como Recurso Natural en la Comunidad Valenciana. Col.lecció Territori 8. COPUT (Generalitat Valenciana), Valencia. 2 V (V. I: XIX, 187p.; V II: 4 h. map. pleg., 74 h de lam. + 1 cd-rom).
- Antolín Tomás C, Añó Vidal C. 1998. Capacidad de uso de los suelos de la Comunidad Valenciana. In: El Suelo como Recurso Natural en la Comunidad Valenciana. Colección Territori 8. Valencia: COPUT (Generalitat Valenciana), p. 111-131.
- Añó Vidal C, Sánchez Díaz J. 2003. Orientaciones de Uso Agrario. Una metodología para la planificación de usos del suelo en la Comunidad Valenciana. Biblioteca de Ciencias 5. Madrid: Consejo Superior de Investigaciones Científicas.
- Añó Vidal C, Valera Lozano A, Carbó Valverde E, Sánchez Díaz J. 2023a. Guía metodológica para la evaluación agrológica municipal de los suelos en el ámbito de la Estrategia Territorial de la Comunitat Valenciana. Conselleria de Política Territorial, Obres Públiques i Mobilitat (Generalitat Valenciana).
- Añó Vidal C, Valera Lozano A, Carbó Valverde E. 2023b. ¿Es necesario actualizar la cartografía de capacidad de uso del suelo de la Comunidad Valenciana? Cuaternario y Geomorfología 37 (3-4): 21-35.
- Field K. (2018). Cartography. A compendium of design thinking for mapmakers. Redlands: Esri Press.

USO DE LA CARTOGRAFÍA DE OCUPACIÓN DEL SUELO SIOSE PARA LA ESTIMACIÓN DEL SELLADO ANTROPOGÉNICO DEL MEDIO EDÁFICO

Antonio Valera Lozano^{1,*}, Carlos Añó Vidal²

¹ Departamento de Geografía. Universitat de València. Av. Blasco Ibáñez, 28. Valencia (España)

² Departamento de Calidad Ambiental y Suelos. Centro de Investigaciones sobre Desertificación - CIDE (CSIC-Universitat de València-GV).

*antonio.valera@uv.es. Dep. Geografía. Universitat de València. Av. Blasco Ibáñez, 28. Valencia (España)

RESUMEN

De entre los procesos de degradación del medio edáfico uno de los más importantes, especialmente en las últimas décadas, es el sellado antropogénico. Pese a su importancia, el gran dinamismo temporal y la dificultad de modelización de la implantación de las superficies construidas ha dificultado la cuantificación de este tipo de impacto sobre el edafosistema. La fuente más utilizada para estimar el sellado ha sido la cartografía de coberturas del suelo, obtenida a su vez mediante técnicas de teledetección o de fotointerpretación. Esta cartografía clasificaba el territorio en categorías predefinidas en base a una serie de características entre las cuales el porcentaje de superficie construida no siempre estaba incluido y, de serlo, se establecía a través de un umbral que no concretaba el valor exacto en las unidades espaciales así clasificadas. Para estimaciones más precisas era necesario recurrir a cartografías *ex profeso*, costosas de elaborar y con escasa o ninguna frecuencia de actualización. Una de las aportaciones del proyecto SIOSE (Sistema de Ocupación del Suelo en España), además de la cartografía de usos/cubiertas a escala de cierto detalle (1:25.000) y con frecuencia de actualización de aproximadamente cinco años (2005, 2009 y 2014), es la propuesta de una base de datos orientada a objetos compleja en la que se incorporan diferentes parámetros cuantitativos a los polígonos de cobertura del suelo. En esta comunicación se pretende mostrar la aplicabilidad del parámetro o atributo de porcentaje de superficie construida de las bases de datos SIOSE a la estimación del sellado antropogénico del suelo.

PALABRAS CLAVE: Sellado antropogénico, Cartografía, SIG, Ocupación del suelo, SIOSE.

INTRODUCCIÓN

El sellado antropogénico del suelo producido por el crecimiento urbano se ha convertido en uno de los principales problemas ambientales en los países europeos debido a los importantes cambios en los patrones de usos y coberturas del suelo producidos desde mediados de los años 50. En ese sentido, la Estrategia Temática para la Protección del Suelo de la Comisión Europea identifica este proceso como uno de los mayores retos (CEC 2006). El sellado antropogénico del suelo, definido como el cubrimiento permanente del suelo con materiales impermeables (por ejemplo, el asfalto o el cemento) puede comprometer la capacidad del suelo para proporcionar muchas de sus servicios ecosistémicos o funciones edáficas (Scalenghe y Ajmone-Marsan 2009). A consecuencia del sellado, el suelo, un recurso esencial no renovable a escala de tiempo humana, pierde su carácter multifuncional (Blum 2014).

Establecer el grado de sellado del suelo por los procesos de urbanización, construcción de infraestructuras y otros procesos similares de cambio de usos y cubiertas del suelo es, por tanto, esencial para analizar su estado de degradación/conservación a lo largo del tiempo. Para ello, es necesaria una herramienta que pueda cuantificar la superficie sellada a escala detallada y con la suficiente cobertura temporal como para analizar los cambios de usos y coberturas, caracterizados por su gran variabilidad en espacios cortos de tiempo. El Sistema de Información de Ocupación del Suelo en España, supone en ese sentido la cartografía de

referencia en cuanto a cambios de usos y coberturas del suelo en España desde 2005. El objetivo de este trabajo es mostrar la potencialidad de esta cartografía para analizar el sellado antropogénico del medio edáfico.

MATERIALES Y MÉTODOS

Para este trabajo, se analiza pormenorizadamente la documentación técnica del proyecto SIOSE, con especial atención al modelo de datos que utiliza y sus principales características técnicas (escala, unidad mínima, frecuencia de actualización, parámetros recogidos, etc.). Tal y como se establecerá en el apartado de resultados, este modelo de datos, orientado a objetos, difiere sustancialmente de las cartografías de usos y coberturas del suelo categóricas anteriores como las del proyecto CORINE Land Cover y permite un uso mucho más preciso para la estimación del sellado antropogénico del suelo. Pese a ello, cierto desconocimiento de sus características y proceso de obtención ha hecho que el uso de esta cartografía se esté realizando de la misma manera que si consistiera en una base de datos de tipo CORINE LC, solo que con mejor escala espacial. A partir de la interpretación de su modelo de datos y características, se mostrará la aplicabilidad mucho más adecuada de las bases de datos SIOSE para el análisis espacio-temporal del sellado antropogénico del suelo en España.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

A finales de los años 80 del siglo XX, se comienza a generar una base de datos de usos y coberturas del suelo para España en el marco del proyecto CORINE Land Cover. Realizada con un procedimiento metodológico y características homogeneizadas para toda Europa, esta información aportaba información de gran utilidad para la realización de análisis territoriales y ambientales armonizados. A partir de imágenes de satélite y otra información complementaria, se comenzó a elaborar una cartografía periódica a escala 1:100.000, con una unidad mínima cartografiada de 25 ha y que estructuraba los usos y coberturas en tres niveles jerárquicos que recogía hasta 44 clases en el tercer nivel (el más detallado). En España se amplió esta leyenda hasta un nivel 5 que recogía 64 (IGN 2010).

Aunque resultó de utilidad para estudios de escala europea o nacional, así como para estimar la degradación de suelo por sellado a escala poco detallada, estas bases de datos comenzaron a mostrar sus limitaciones a medida que se incrementaba el uso de los SIG y la disponibilidad de imágenes de teledetección cada vez con mejor resolución espacial y de bases de datos geográficas temáticas con mayor precisión y exactitud. Recordemos, por ejemplo, que una de las principales iniciativas de cartografía de suelos en la España mediterránea, como es la del proyecto LUCDEME, se inició con el escaneo y digitalización de mapas analógicos para obtener un mapa 1:100.000. Además de la escala, poco precisa para análisis a escala local, la superficie fija de la unidad mínima cartográfica, unida a la necesidad de categorizar los usos y coberturas en clases cerradas, implicaban que muchos de los polígonos de esta cartografía muestren gran heterogeneidad interna y dificulten una correcta estimación del sellado. Por ejemplo, la clase “1.1.2. Tejido urbano discontinuo” recogería las áreas de 25 ha o más en las que los elementos impermeables (edificios, carreteras y áreas artificialmente cubiertas) ocupen entre el 30 y el 80% de su superficie (EEA 2019), lo que significa un rango muy amplio de variación imposible de mejorar si no se realizan trabajos a escala más detallada o se incrementan de forma significativa las clases.

En 2005 se lanza el proyecto SIOSE, acrónimo de Sistema de Información de Ocupación del Suelo en España. Este proyecto integrará la información de usos, coberturas, cultivos, etc. generada por la Comunidades Autónomas y la Administración General del Estado (Mapa Forestal, SIGPAC, etc.), partiendo de una ortofoto de referencia de gran resolución espacial y generando una base de datos a escala 1:25.000 (SIOSE 2018). La unidad mínima cartografiada pasa a ser variable, de 1 ha para las zonas urbanas y láminas de agua, 0,5 ha

para cultivos forzados, coberturas húmedas, playas y vegetación de ribera y de 2 ha para el resto de clases. La base de datos se actualiza con periodicidad quinquenal, estando disponibles hasta el momento para su descarga por Comunidades Autónomas las fechas de 2005, 2009, 2011 y 2014, tanto en el Centro de Descargas del Centro Nacional de Información Geográfica (CNIG) como en las Infraestructuras de Datos Espaciales de las distintas Comunidades Autónomas. Recientemente, además, se ha finalizado la publicación (correspondiente aproximadamente a datos de 2017) de SIOSEAR (alta resolución), con una escala aproximada de 1:5.000.

Aunque aparentemente y para la mayor parte de los usuarios pueda parecer simplemente una base de datos de usos y coberturas del suelo a escala más detallada, se trata de un producto que tiene detrás un modelo de datos mucho más complejo y versátil que Corine LC. En primer lugar, se trata de una base de datos orientada a objetos, en el que las entidades espaciales (polígonos), son el elemento central con el que se relacionan diferentes tablas. Esta característica va ligada a otra, que es el multi-parámetro. Un mismo polígono tiene varios atributos asociados, mucho más que un simple atributo de clase. Así, cuando descargamos la base de datos SIOSE de una fecha y Comunidad Autónoma nos encontramos con (SIOSE 2018): una capa de geometrías poligonales, denominada T_POLIGONOS; una tabla T_VALORES con la información de usos y coberturas (ocupación del suelo) y atributos para cada polígono que se relaciona con la capa de T_POLIGONOS mediante el campo ID_POLYGON; varias tablas (TC_SIOSE_ATRIBUTOS, TC_SIOSE_COBERTURAS, TC_SIOSE_CODIIGE y TC_SIOSE_HILUCS) con los descriptores explicativos de los atributos.

El campo ID_COBERTURA de la tabla T_VALORES nos ofrece una clasificación simplificada de la ocupación del suelo para cada polígono. También los campos CODIIGE y HILUCS de la capa T_POLIGONOS nos muestran una clasificación simplificada, en el caso de los usos del suelo mediante la clasificación Inspire “HILUCS” mientras que las coberturas del suelo se definen siguiendo “CODIIGE”, esto es, la clasificación del Consejo Directivo de la Infraestructura de Información Geográfica de España. En los tres casos se trataría de una serie de clases cerradas similares a las utilizadas en el proyecto Corine LC, muy útiles para análisis o presentación de la información de forma sintética, pero que no muestran todas las funcionalidades ofrecidas por esta base de datos. En realidad, cada polígono SIOSE incorpora un modelo de datos en el que el fotointérprete que levanta la información va incorporando una serie de atributos más complejos que son de los que se derivan las clasificaciones simplificadas mencionadas anteriormente. Además de coberturas simples, que identificarían las coberturas más homogéneas, el modelo de datos SIOSE permite coberturas compuestas, que serían: Mosaico regular, Mosaico irregular y Asociación, definidos por definido por las letras “M”, “I” y “A” respectivamente, que antecederían a las clases simples que componen cada cobertura compuesta. La ventaja de este sistema de cara a la estimación del sellado antropogénico del suelo es que, dentro de cada asociación, las clases simples no solo se identifican por un identificador (por ejemplo, EDIF en el caso de edificios), sino que en el proceso de elaboración se calcula para cada una de ellas el porcentaje de cobertura espacial. Si observamos el campo SIOSE_CODE de la capa T_POLIGONOS podemos entenderlo mejor. Por ejemplo, si encontramos un valor “I(70CNF_30PDA)”, tenemos un polígono formado por un mosaico irregular con un 70% de cobertura de coníferas (CNF) y 30% de Playas, dunas y arenales (PDA). SIOSE incorpora también un buen número de coberturas compuestas predefinidas, especialmente para coberturas artificiales. Así, si encontramos un polígono con SIOSE_CODE “UCS(75EDFem_25VAP)”, nos encontraríamos ante una clase compuesta de tipo Casco urbano (UCS), con un 75% cubierta por edificios (EDIF) y un 25% de viales, aparcamientos o zonas peatonales sin vegetación (VAP). Además de esto, el modelo de datos incorpora, mediante letras minúsculas, otros atributos que no se comentan

en este trabajo pero que pueden ser utilidad para otras aplicaciones, (por ej. carácter regado o no, presencia de bancales, cultivos forzados bajo plástico, etc.).

Obviamente, la interpretación del código completo de coberturas simples y compuestas no es sencilla ni a priori intuitiva, especialmente para los usuarios habituales de Corine LC o similares. Aunque inicialmente esta información no se ofrecía depurada junto con la base de datos, en la actualidad la propia capa T_POLÍGONOS incorpora un campo que recoge y sintetiza el porcentaje de sellado antropogénico para cada polígono a partir de las diferentes clases integradas en él y recogidas por el fotointérprete en el proceso de elaboración y/o actualización de la cartografía. Como indica la propia guía técnica de SIOSE “si un polígono tiene presencia de coberturas artificiales que sellan el suelo, se define en el campo “SELLADO” el valor de porcentaje de sellado total en el polígono. En caso contrario, su valor es nulo. Por tanto, disponemos de un campo numérico con el tanto por cien del suelo sellado en cada polígono, valor que podemos utilizar en estudios de planificación territorial o evaluación ambiental, tanto para analizar la variación espacio-temporal de este proceso de degradación como para estimaciones más detalladas a través de su cruce con otras cartografías de suelos o capacidades agrológicas, por ejemplo.

CONCLUSIONES

La base de datos SIOSE a escala detallada (1:25.000, con una unidad mínima de entre 0,5 y 2 ha) proporciona, para toda España, una información de gran utilidad para el análisis espacio temporal del sellado antropogénico del suelo. Partiendo de un modelo de datos orientado a objetos, multi-parámetro, esta base de datos sintetiza, en el campo SELLADO, el porcentaje de suelo sellado por superficies artificiales para cada entidad espacial.

REFERENCIAS

Blum WEH. 2014. Land degradation and security linkages in the Mediterranean Region. En: Kapur S, Ersahin S. (eds.). Soil Security for Ecosystem Management. New York: Springer. p. 19-29.

CEC. 2006. Towards a Thematic Strategy for Soil Protection. Brussels: Commission of the European Communities.

EEA. 2019. Updated CLC illustrated nomenclature guidelines. Wien: European Environmental Agency.

IGN. 2010. CORINE Land Cover. Madrid: Instituto Geográfico Nacional.

Scalenghe R, Ajmone-Marsan F. 2009. The anthropogenic sealing of soils in urban áreas. Landscape and Urban Planning 90: 1-10.

SIOSE. 2018. Estructura y consulta de la base de datos SIOSE. Versión 3 [internet]. Madrid: Equipo nacional SIOSE, Instituto Geográfico Nacional.

IMPACTO DE DIFERENTES TIPOS DE SUELO Y SU MANEJO EN LAS EMISIONES DE CO₂ EN UN VIÑEDO DE LA DOCa RIOJA

Estíbaliz Rodrigo García^{1,3*}, José María Martínez-Vidaurre¹, Fernando Martínez de Toda², Carlos Tarragona Pérez³, Alicia Pou¹

¹ Instituto de Ciencias de la Vid y del Vino - ICVV (Gobierno de La Rioja, Universidad de La Rioja, CSIC). Ctra. de Burgos, Km. 6. 26007 Logroño (La Rioja)

² Universidad de La Rioja, Av. Madre de Dios 53, 26006 Logroño (Spain).

³ Spectralgeo, Calle Capitán Gallarza 11, 2º, 26001 Logroño, La Rioja

[*estibaliz@spectralgeo.es](mailto:estibaliz@spectralgeo.es)

RESUMEN

En un viñedo comercial situado en la DOCa Rioja (España), se llevó a cabo un estudio enfocado en analizar la dinámica de las emisiones de dióxido de carbono (CO₂) en las calles del viñedo con la finalidad de desarrollar un modelo de predicción de gases de efecto invernadero y secuestro de carbono en los suelos vitícolas de La Rioja. Para ello, se examinó el impacto de distintos manejos del suelo como la cubierta vegetal y las prácticas de laboreo en tres tipos de suelos con distintas propiedades físico-químicas. La diferenciación inicial de los suelos se llevó a cabo mediante imágenes multiespectrales obtenidas a través de vuelos con dron sobre la parcela, a través de los cuales se delimitaron tres tipos de suelos diferentes. Los hallazgos han confirmado que las emisiones de gases difieren en cada tipo de suelo, con variaciones de hasta 10,0 g·m⁻²·día⁻¹ en las cubiertas vegetales y de 3-5 g·m⁻²·día⁻¹ en las zonas de laboreo. Si observamos las variaciones en función del tipo de manejo del suelo, se puede observar que las áreas cubiertas con vegetación emiten una cantidad media de CO₂ de 13,9 g·m⁻²·día⁻¹ mientras que las áreas labradas emiten una cantidad media de CO₂ de 4,8 g·m⁻²·día⁻¹.

PALABRAS CLAVE Tipo de suelo, cubierta vegetal, gases de efecto invernadero, manejo de suelo, laboreo.

INTRODUCCIÓN

La dinámica de la materia orgánica del suelo (MOS), que incluye los procesos de mineralización y estabilización, regula de manera significativa el secuestro de carbono (C) y la liberación de gases de efecto invernadero como el CO₂. Estos procesos tienen un impacto significativo en la reducción del impacto del cambio climático (Lal 2016). Por lo tanto, la gestión del suelo es crucial para reducir las emisiones de CO₂ y, por lo tanto, para la lucha contra el fenómeno del cambio climático. La producción y el consumo de los tres principales gases de efecto invernadero (GEI) pueden verse afectados en particular por la gestión del laboreo y el uso de cultivos de cobertura (Calderón et al. 2001). Una gran cantidad de evidencias científicas indican que este aumento en las tasas de descomposición provoca emisiones significativas de CO₂, lo que reduce la cantidad neta de C vegetal secuestrado en los suelos (Franco-Luesma et al. 2020). La compactación del suelo y, por lo tanto, la reducción de la infiltración de agua y el agua disponible para las plantas son otros efectos negativos de la destrucción de la estructura del suelo sobre la salud del suelo (Lal 2016). Los viñedos son un agroecosistema ideal donde se pueden utilizar cultivos de cobertura y prácticas sin labranza para mejorar el contenido de MOS y la función microbiológica del suelo (Steenwerth & Belina 2008) y aunar esta información para la evaluación de los GEI a través de modelos predictivos va a permitir trabajar con una herramienta para anticipar tendencias, evaluar riesgos y diseñar estrategias efectivas para reducir las emisiones y adaptarse a los impactos del cambio climático. Por lo tanto, en este estudio hemos querido evaluar los efectos del manejo del suelo

con cubiertas vegetales alternas y el laboreo en las calles de un viñedo sobre las emisiones de CO₂. Además, se ha incluido la variable de tipo de suelo como factor diferenciador en el volumen de emisiones de CO₂ liberados a la atmósfera.

MATERIALES Y MÉTODOS

La experiencia se realizó durante el año 2023 en un viñedo comercial de Bodegas Campo Viejo (Logroño). La parcela vitícola seleccionada se encuentra en el Polígono 61, parcela 36, a una altitud de 487 m.s.n.m., con coordenadas 2°28'56,4" O de longitud y 42°28'35,3" N de latitud. El material vegetal es *Vitis vinífera* L. cv. Tempranillo injertado sobre portainjerto 110-Richter (R-110). La plantación es de 1985, con un marco de 3 x 1,22 m (2.788 plantas ha⁻¹), orientación este-oeste, con conducción en espaldera y poda en cordón Royat bilateral.

Diseño experimental: La metodología utilizada para la selección de los diferentes puntos de muestreo se ha basado en la zonificación de una parcela de 40 ha. a través del programa informático Arcgis, a través del cual se han podido diferenciar 3 tipos de suelo diferentes gracias a la información multiespectral obtenida previamente en vuelos con dron realizados en dicha parcela (Fig.1). La gestión del suelo de la zona de estudio se caracteriza por tener cubierta vegetal alterna, y laboreo, así por cada tipo de suelo (3) y por cada método de gestión del suelo (2) se han establecido 3 repeticiones, haciendo un total de 18 puntos en los que se analizan los diferentes gases.

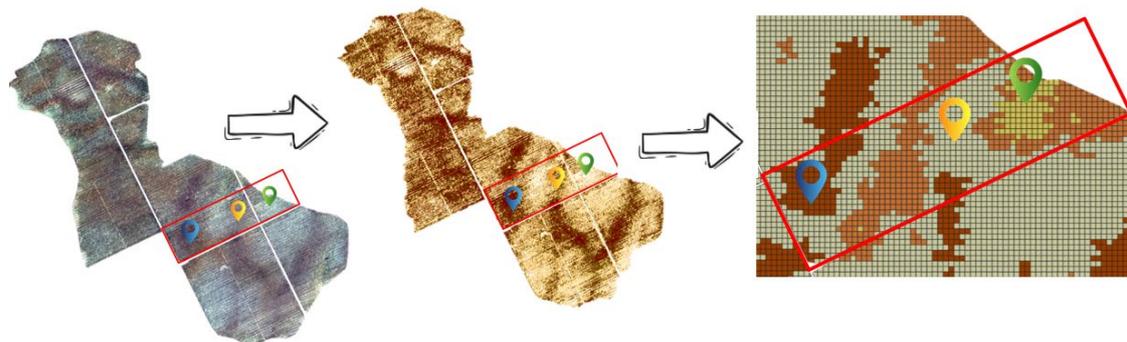


Figura 1 Localización de los puntos de muestreo a partir del análisis de los vuelos de dron realizado mediante el programa informático Arcgis.

Determinación de CO₂: Para la medición de emisiones de CO₂ se utilizó el equipo portátil GT5000 (Gasmeter, Finlandia). Se realizaron mediciones semanales desde el inicio de la brotación (abril) hasta la parada vegetativa (noviembre), entre las 9:00 a.m. y las 11:00 a.m. para evitar la influencia de altas temperaturas. Se empleó el equipo GT5000, conectado a una cámara circular de PVC insertada 5 cm en el suelo, utilizando la técnica FTIR para el cálculo de las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI). Los resultados, inicialmente registrados en partes por millón (ppm), fueron posteriormente convertidos a g m⁻² día⁻¹. Debido a que las emisiones de CO₂ están relacionadas con la temperatura y la humedad existente en el suelo (Yu et al. 2017), en cada una de las repeticiones se han instalado sondas que registran datos a tres profundidades diferentes (5, 15 y 25 cm) para poder registrar dichos parámetros.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados han demostrado que las propiedades físico-químicas del suelo influyen en la liberación de emisiones de CO₂, ya que la variación a pequeña escala de estas propiedades, como la porosidad y la conectividad del espacio poroso y particularmente el contenido de agua en el suelo, afectan a la aireación y la dinámica en el transporte de gases, que controlan la

cantidad de oxígeno disponible para la respiración aeróbica (Ben-Noah y Friedman 2018). En nuestro caso, estas propiedades se han estimado a partir de mapas de conductividad eléctrica realizadas sobre el terreno. Esto nos ha dado una idea aproximada de la clase textural de cada una de las microparcels. Entre estas categorías, se ha puesto de manifiesto que estos tipos de suelo tienen texturas arenosas (suelo 1), franca (suelo 3) y franca-limosa (suelo 2). Las mediciones de emisiones de CO₂ en los suelos desnudos (zonas labradas), muestran (Fig. 2) que los flujos procedentes de la capa superficial del suelo aumentan secuencialmente desde el tipo de suelo 1 (textura arenosa) hasta el tipo de suelo 3 (textura franca). Sin embargo, cuando se observan las emisiones procedentes del suelo labrado, la tendencia es la contraria, mostrando una disminución desde el tipo de suelo 1 (textura arenosa) al tipo de suelo 3 (textura franca).

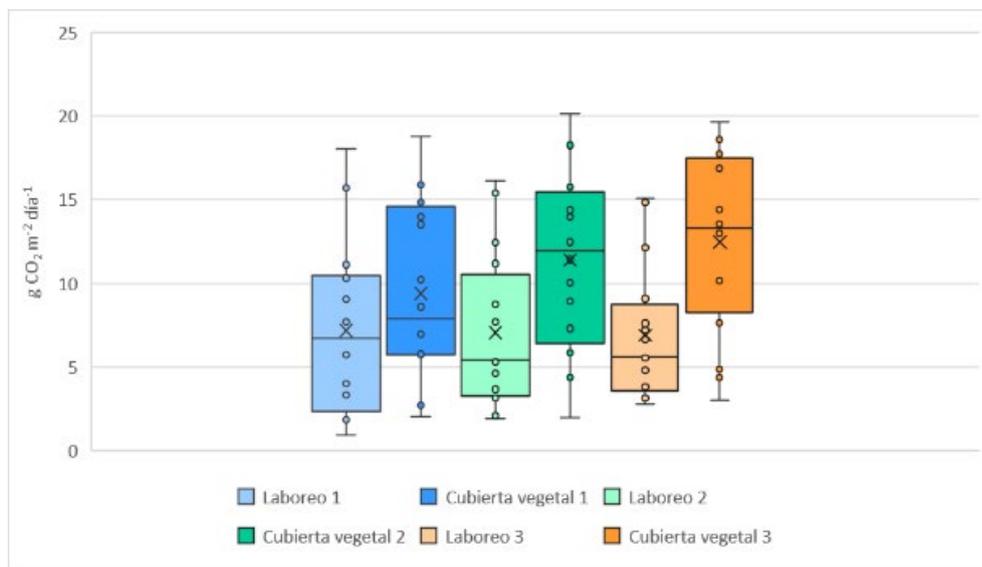


Figura 2. Emisiones de CO₂ para cada tipo de gestión del suelo: laboreo, cubierta vegetal y para cada tipo de suelo (tipo 1: textura arenosa, tipo 2: textura franco-limosa y tipo 3: textura franca)

En las tres zonas de estudio, las emisiones combinadas (Fig.3) indican que las zonas con cubiertas vegetales presentan las emisiones más elevadas. Entre los distintos tipos de suelo, el suelo franco presenta las emisiones más altas, con 199,6 g m⁻², mientras que las emisiones más bajas se producen en la cubierta vegetal del suelo arenoso, con 150,1 g m⁻². Cuando se consideran los suelos labrados, las diferencias en las emisiones entre los distintos tipos de suelo son mínimas, siendo el suelo limoso el que menos CO₂ emite, con 110,4 g m⁻², y el suelo arenoso el que más emite, con 114,8 g m⁻². A pesar de estos resultados acumulados, a lo largo de todo el periodo de medición, las emisiones son más elevadas en el suelo franco (3) y más bajas en el suelo arenoso (1). A partir de la medición número 13, realizada a principios de septiembre, las emisiones procedentes de las zonas con laboreo se igualan en los tres tipos de suelo. Esto podría atribuirse a la respuesta de cada tipo de suelo a las precipitaciones, sobre todo porque a finales de agosto se produjeron precipitaciones abundantes que acumularon 75,8 mm en 11 días.

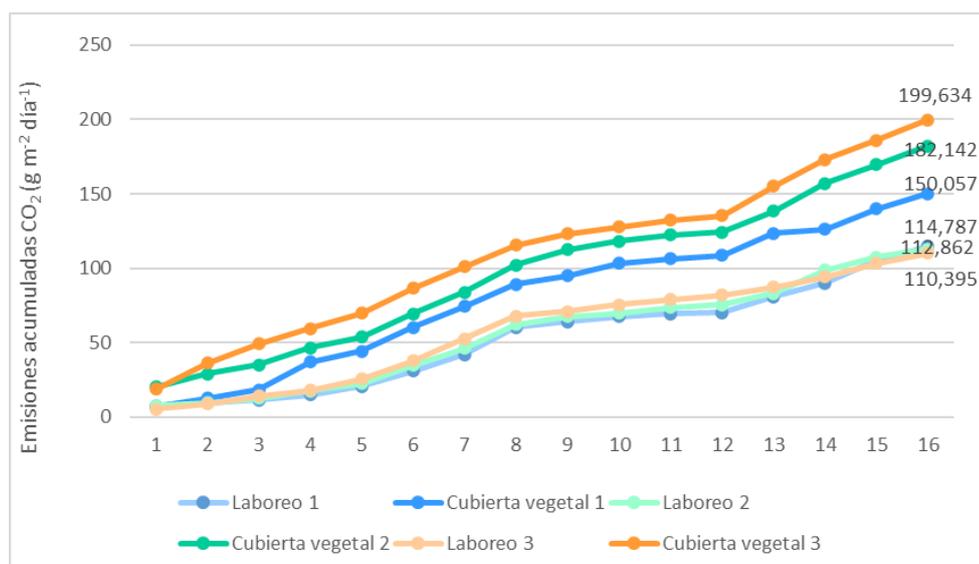


Figura 3. Emisiones acumuladas de CO₂ para cada tipo de gestión del suelo: laboreo, cubierta vegetal y para cada tipo de suelo (tipo 1: textura arenosa, tipo 2: textura franco-limosa y tipo 3: textura franca)

CONCLUSIONES

Este estudio demuestra que una variedad de factores puede afectar las emisiones CO₂ en el suelo de los viñedos. En este sentido, el flujo de CO₂ obedece principalmente a las técnicas de gestión del suelo como la cubierta vegetal y las técnicas de laboreo. Se ha demostrado que la composición única de cada tipo de suelo es un factor importante en la evaluación de las emisiones de CO₂. La variedad de factores resalta la complejidad de los sistemas vitícolas y la necesidad de considerar múltiples factores al abordar problemas relacionados con las emisiones de CO₂ en estos suelos.

Los resultados presentados derivan de un estudio inicial y preliminar diseñado para explorar el comportamiento del CO₂ en un entorno experimental de viñedo. Aunque se observaron emisiones elevadas en las áreas con cubierta vegetal, lo cual sugiere una actividad microbiana y respiración vegetal intensificada, es esencial considerar el equilibrio de carbono que proporciona este manejo del suelo. De hecho, estas cubiertas vegetales no solo contribuyen a las emisiones, sino que también están implicadas en la fijación de carbono en el suelo, una ventaja que los suelos labrados no poseen.

REFERENCIAS

- Ben-Noah I, Friedman SP. 2018. Review and Evaluation of Root Respiration and of Natural and Agricultural Processes of Soil Aeration. *Vadose Zone Journal* 17(1): 1–47.
- Calderón FJ, Jackson LE, Scow KM, Rolston DE. (2001). Short-Term Dynamics of Nitrogen, Microbial Activity, and Phospholipid Fatty Acids after Tillage. *Soil Science Society of America Journal* 65(1): 118–126.
- Franco-Luesma S, Cavero J, Plaza-Bonilla D, Cantero-Martínez C, Arrúe JL, Álvaro-Fuentes J. 2020. Tillage and irrigation system effects on soil carbon dioxide (CO₂) and methane (CH₄) emissions in a maize monoculture under Mediterranean conditions. *Soil and Tillage Research*, 196: 104488.
- Lal R. 2016. Soil health and carbon management. *Food and Energy Security* 5(4): 212–222
- Steenwerth K, Belina KM. (2008). Cover crops enhance soil organic matter, carbon dynamics

and microbiological function in a vineyard agroecosystem. *Applied Soil Ecology* 40(2): 359–369.

Yu OT, Greenhut RF, O’Geen AT, Mackey B, Horwath WR, Steenwerth KL. (2017). Precipitation Events and Management Practices Affect Greenhouse Gas Emissions from Vineyards in a Mediterranean Climate. *Soil Science Society of America Journal* 81(1): 138–152.

EVALUACIÓN DE LA SALUD DEL SUELO MEDIANTE CIENCIA CIUDADANA: PROYECTO “VIGILANTES DEL SUELO”

José Manuel Mirás Avalos^{1,2*}, Alba Peiro³, Asun Iguarbe³, Daniel Lisbona³, Francisco Sanz³, Ramón Isla¹, Emily Silva Araujo¹

¹Departamento de Sistemas Agrícolas, Forestales y Medio Ambiente (Unidad asociada a EEAD-CSIC Suelos y Riegos). Centro de investigación y Tecnología Agroalimentaria de Aragón (CITA). Avda. Montañana 930, 50059 Zaragoza

²Misión Biológica de Galicia del Consejo Superior de Investigaciones Científicas (MBG-CSIC), Sede Santiago de Compostela, Avda. de Vigo s/n, 15705, Santiago de Compostela

³Fundación Ibercivis. Campus Río Ebro Edificio I+D C, C. de Mariano Esquillor Gómez, s/n, 50018, Zaragoza

*jmmiras@cita-aragon.es; jmmiras@mbg.csic.es

RESUMEN

Mantener o mejorar la salud del suelo es esencial para la vida en la Tierra, ya que éste proporciona servicios ecosistémicos imprescindibles (hábitat para flora y fauna, fijación de carbono, producción de alimentos, etc.). La ciudadanía puede tomar un papel activo en las actividades científicas relacionadas con el diagnóstico de la salud de este recurso natural, generando conocimiento y creando una comunidad que comparte un interés común por su preservación. En este trabajo se presentan los resultados obtenidos en “Vigilantes del Suelo”, un proyecto de Ciencia Ciudadana para determinar la salud de los suelos en España. Se han seleccionado 7 indicadores de fácil medida (3 propiedades físicas, 2 químicas y 2 biológicas) descritos en una guía disponible en la página web del proyecto. A través de varias instituciones situadas en distintas regiones españolas, se han distribuido kits con los materiales necesarios para realizar las mediciones, y el público participante realizó mediciones en suelos diferentes de su entorno. Los datos generados se recopilan en una aplicación móvil específica. Con los resultados obtenidos se prevé elaborar un mapa de la salud del suelo a nivel nacional en el que, mediante una escala de colores, ilustre la salud del suelo. A pesar de las limitaciones inherentes a la aproximación utilizada, este trabajo ha puesto de manifiesto el potencial de la ciencia ciudadana para generar gran cantidad de información para el estudio de la salud del suelo a escala nacional.

Palabras clave: Indicadores fisicoquímicos y biológicos; Educación ambiental; Participación ciudadana: creación de comunidad; Monitorización.

INTRODUCCIÓN

El suelo proporciona numerosos servicios ecosistémicos imprescindibles (hábitat, fijación de carbono, producción de alimentos, etc.), pero es un recurso no renovable que es necesario proteger (Ferreira et al. 2022). En este contexto, conocer su salud es importante para afrontar la conservación del mismo. La salud del suelo es su capacidad para funcionar dentro de los límites del ecosistema y del uso de la tierra, sosteniendo la productividad biológica, manteniendo la calidad ambiental y promoviendo la salud de plantas y animales. Esta definición refleja la complejidad y especificidad de la parte subterránea de los ecosistemas terrestres, así como los numerosos vínculos entre las funciones del suelo y los servicios ecosistémicos que proporciona. Debido a esta complejidad, el método empleado para evaluar la salud del suelo es objeto de debate. En general, este método se basa en la medición de numerosos indicadores (propiedades del suelo relacionadas con alguna de sus funciones) y el posterior cálculo de un índice de calidad. Sin embargo, pocos enfoques resultan consistentes para interpretar los resultados adecuadamente (Bünemann et al. 2018), lo que dificulta su adopción por parte de los gestores del territorio. Además, se requieren ingentes

cantidades de recursos humanos y materiales para caracterizar el estado de salud del suelo a nivel de territorio.

Los proyectos de ciencia ciudadana, con independencia del tipo y grado de contribución, abordan la investigación científica desde un enfoque participativo en el que el conocimiento científico se logra a partir de la colaboración de muchas personas, y todas ellas se ven beneficiadas. Como resultado de esta interacción, la ciudadanía permite la generación de mucha información y, a su vez, adquiere nuevos conocimientos y habilidades, repercutiendo en una mejora de la apreciación y comprensión de la ciencia (Serrano et al. 2014). Con todo ello, el objetivo principal de este trabajo y del proyecto Vigilantes del Suelo fue determinar un índice básico de salud del suelo a nivel nacional mediante ciencia ciudadana.

MATERIALES Y MÉTODOS

Atendiendo a criterios como la dificultad en la medición, el coste del material necesario y el tiempo estimado para realizar las medidas, se han seleccionado siete indicadores que permiten caracterizar las tres dimensiones fundamentales del suelo (física, química y biológica) y diagnosticar, de manera básica, su estado de salud (Tabla 1).

Tabla 1. Indicadores de salud del suelo, tipo y metodología de medición incluidos en la iniciativa *Vigilantes del suelo*.

Indicador	Tipo	Metodología de medición
Cobertura del suelo	Físico	Estimación visual
Capacidad de infiltración de agua		Cronometraje tiempo absorción de agua
Resistencia a la penetración		Inserción de un bolígrafo
Materia orgánica	Químico	Reacción con agua oxigenada
Acidez o basicidad (pH)		Tiras indicadoras de pH
Diversidad de macrofauna	Biológico	Conteo de tipos diferentes de animales
Número de lombrices		Conteo de individuos de lombrices

Las metodologías de medición propuestas (Tabla 1) se describen con detalle en una guía disponible para su descarga en la página web del proyecto (<https://vigilantesdelsuelo.es>) y están adaptadas de trabajos de organismos públicos de investigación (por ejemplo: NEIKER 2015; FAO 2020). Asimismo, se ha generado una escala de color, a modo de semáforo, para clasificar el valor obtenido en cada indicador de calidad del suelo (rojo = pobre, amarillo = mejorable, celeste = bueno, verde = muy bueno). Cada clase dentro de este sistema lleva asociada una puntuación entre 0 y 10. Una vez medidos todos los indicadores, se suma el valor de las puntuaciones de los siete indicadores, y se obtiene un índice, cuyo valor va de 0 a 70, que informa sobre el estado en el que se encuentra el suelo.

Vigilantes del Suelo se ha dado a conocer a través de su página web, redes sociales, infografías, webinars y talleres presenciales, y gracias a la labor de sus ocho embajadores nacionales (Unitat de Divulgació Científica i Ciència Ciutadana, Universitat Jaume I, Castellón; espacio de Educación Ambiental La Alfranca, Zaragoza; Centro de Educación Ambiental de Dehesa de la Villa, Ayuntamiento de Madrid; Facultad de Educación, Universidad De Burgos; Fundación Descubre, Málaga; Asociación Umbrella, A Coruña; Ayuntamiento de Villanueva de la Serena, Badajoz). Este enfoque ha permitido la difusión de los protocolos de recogida de muestras y la medida de los indicadores de salud del suelo considerados, utilizando el kit específico del proyecto que dispone del material necesario para realizar los muestreos. Los datos generados por la ciudadanía se registran en una aplicación móvil (Geonity) que se puede descargar gratuitamente. La campaña de muestreos está abierta a fecha de redacción de esta comunicación, por lo que los datos que se presentan corresponden a los recopilados entre el 7 de febrero y el 10 de abril de 2024. En total, se han analizado 206 muestras.

Los datos obtenidos para cada indicador e índice global de calidad del suelo se clasificaron por ambiente (parque, cultivo, etc.) y zona geográfica (provincia). También se caracterizaron estadísticamente (media, mínimo, máximo, coeficiente de variación). Se utilizaron regresiones lineales para conocer las posibles relaciones entre indicadores y se realizó un análisis de componentes principales (ACP) para determinar, visualmente, si existen diferencias entre ambientes, utilizando las medianas de los valores de los indicadores considerados.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La base de datos recopila entradas procedentes de 23 provincias, englobadas en 10 Comunidades Autónomas. Para el conjunto de estas entradas, el valor del índice global de calidad del suelo estuvo comprendido entre 9 y 66, con un promedio de 39 (Tabla 2). Los ambientes muestreados se han clasificado en 5 grupos, si bien el número de muestras varió entre ellos, desde 16 para los prados hasta 106 para los parques y jardines. Asimismo, el valor promedio del índice de calidad del suelo fluctuó entre 29 para los caminos, hasta 46 para los prados. En líneas generales, el coeficiente de variación fue relativamente elevado, superando el 30% en promedio (Tabla 2). Esto pone de manifiesto una limitación importante de la metodología aplicada, al utilizarse los mismos valores de referencia para ambientes y tipos de suelo muy diferentes.

Tabla 2. Número de muestras, valor mínimo, medio y máximo, y coeficiente de variación (C.V.) del índice Vigilantes del Suelo.

Ambiente	Nº muestras	Mínimo	Promedio	Máximo	C.V. (%)
Bosque	19	24	41	56	19
Camino	22	9	29	55	49
Cultivo	43	12	40	61	30
Parques y jardines	106	13	39	64	28
Prado	16	25	46	66	26
Total	206	9	39	66	31

Cuando se considera el conjunto de datos en su totalidad, la mayoría de indicadores están significativamente correlacionados. Las excepciones ($p > 0,05$) las constituyen la velocidad de infiltración frente a la abundancia de lombrices, y el pH frente a velocidad infiltración, compactación, diversidad de macrofauna y abundancia de lombrices.

Debido a la variabilidad detectada en los datos, se empleó la mediana de cada indicador (excepto el pH, cuya mediana era igual para todos los ambientes) para realizar un ACP, cuyos dos primeros componentes principales explicaron un 85,7% de esta. El primer componente está asociado a los indicadores: materia orgánica, capacidad de infiltración y cobertura, y explica el 60,1% de la variabilidad en los datos (Figura 1). El segundo componente está definido por la compactación y la presencia de lombrices, explicando el 24,6% de la variabilidad en los datos (Figura 1). El ACP ha permitido separar las muestras según el ambiente del que proceden, siendo aquellas de los caminos las que peores valoraciones han obtenido en los distintos indicadores (Figura 1), lo que se puede explicar por la escasez de cobertura del suelo en estos ambientes, así como los valores bajos de diversidad de macrofauna y abundancia en lombrices.

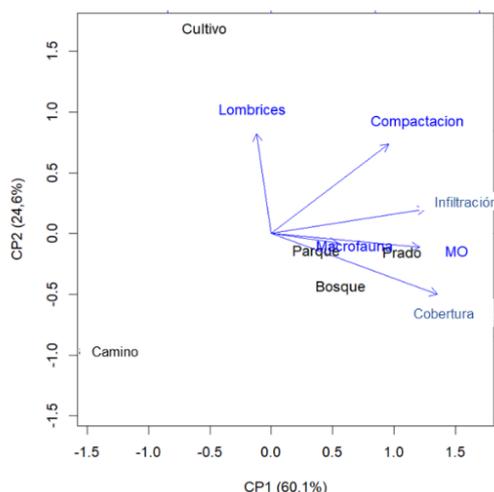


Figura 1. Análisis de componentes principales para las muestras analizadas. CP = Componente principal, MO = Materia orgánica.

CONCLUSIONES

Este trabajo ha puesto de manifiesto el potencial de la ciencia ciudadana para generar gran cantidad de información relevante para el estudio de la salud del suelo a escala nacional. La ciudadanía participante en el proyecto Vigilantes del Suelo, en su mayor parte pertenecientes a la comunidad educativa, ha mostrado un interés creciente hacia la salud de los suelos durante el proyecto, creando una gran comunidad con mayor implicación y mejor disposición para proteger y restaurar los suelos. No obstante, como es habitual en los proyectos de este tipo, se han detectado limitaciones (por ejemplo, el uso de los mismos valores de referencia para todos los ambientes muestreados) en la aproximación utilizada, que se están verificando y deberán corregirse para obtener información científica de mejor calidad y, en consecuencia, unas conclusiones más robustas.

Agradecimientos: El proyecto Vigilantes del Suelo (FCT-22-18723) está financiado por la Fundación Española para la Ciencia y Tecnología (FECYT)-Ministerio de Ciencia e Innovación.

REFERENCIAS

Bünemann EK, Bongiorno G, Bai ZG, Creamer RE, De Deyn G, de Goede R, Fleskens L, Geissen V, Kuyper TW, Mader P, Pulleman M, Sukkel W, van Groenigen JW, Brussaard L. 2018. Soil quality – a critical review. *Soil Biology and Biochemistry* 120: 105-125.

FAO. 2020. Soil Testing Methods – Global Soil Doctors Programme – A farmer-to-farmer training programme. Roma, Italia. <https://www.fao.org/documents/card/en/c/ca2796en>

Ferreira CSS, Seifollahi-Aghmiuni S, Destouni G, Ghajarnia N, Kalantari Z. 2022. Soil degradation in the European Mediterranean region: Processes, status and consequences. *Science of the Total Environment* 805: 150106.

Serrano F, Holocher-Ertl T, Kieslinger B, Sanz F, Silva CG. 2014. White paper on citizen science for Europe. Societize consortium. https://ec.europa.eu/futurium/en/system/files/ged/socientize_white_paper_on_citizen_science.pdf

NEIKER. 2015. TSEA. Tarjetas de Salud de los Ecosistemas Agrícolas. Vitoria, España. <http://www.soilmicrobialecolology.com/wp-content/uploads/2015/05/TSEA-Castellano.pdf>

LA VITRIFICACIÓN EX SITU, UNA ESTRATEGIA PARA LA REMEDIACIÓN DE SUELOS URBANOS CONTAMINADOS

Núria Roca^{1*}, Sonia Urbaneja¹, Maite Garcia-Valles², Pura Alfonso³

¹ Dept. de BEECA, Universitat de Barcelona, Av. Diagonal, 643, Barcelona 08028, España

² Dept. de Mineralogía, Petrología i Geología Aplicada, Universitat de Barcelona, C/ Martí i Franquès s/n, 08028 Barcelona, España

³ Dept. de Ingeniería Minera, Industrial i TIC, Universitat Politècnica de Catalunya, Av. de les Bases de Manresa 61-73, 08242 Manresa, España

*nroca@ub.edu, Lab. Suelos, Dept. de BEECA, Universitat de Barcelona, Av. Diagonal, 643, Barcelona 08028, España

RESUMEN

La vitrificación es uno de los métodos más prometedores para la inmovilización de metales pesados contenidos en suelos contaminados y el primer paso hacia una remediación sostenible mediante la producción de vidrios y vitrocerámicos industriales. El objetivo de este estudio fue evaluar la viabilidad de la vitrificación ex situ como estrategia de remediación de suelos urbanos contaminados con características edáficas y niveles de contaminación contrastadas de la ciudad de Barcelona. Los principales contaminantes de esos suelos son Cu, Pb y Zn con valores de 930, 1330 y 5379 mg·kg⁻¹ en el suelo altamente contaminado y 77,66, 154,42 y 256,77 mg·kg⁻¹ en el suelo ligeramente contaminado. Son suelos básicos con acumulación secundaria de CaCO₃ (14 - 23 %). El contenido de carbono orgánico es bajo y disminuye con la profundidad. La clase textural varía entre franco arenosa y franco arcillosa. La determinación de los óxidos mayoritarios reveló el bajo contenido en Na₂O, que condiciona la viscosidad del vidrio y, por tanto, se añadió entre el 10 y 20 % en peso de Na₂CO₃. La temperatura de fusión en ambas formulaciones es inferior a los 1450°C, lo que hace que el coste energético sea asumible y similar a los utilizados en la fabricación de vidrios sódico-cálcicos, de uso comercial. El contenido de los elementos contaminados lixiviados de los dos vidrios fabricados estuvo por debajo de los límites establecidos por la legislación europea, quedando retenidos en el vidrio. La vitrificación es una técnica eficaz de remediación de suelos contaminados

PALABRAS CLAVE: Contaminación de suelos, suelos urbanos, vitrificación, metales pesados, remediación de suelos.

INTRODUCCIÓN

La vitrificación es una técnica de estabilización/solidificación a altas temperaturas (1400-1550 ° C) que transforma un suelo o un residuo peligroso en un material no cristalino, con baja capacidad de lixiviación (Meegoda et al., 2003). En la práctica, se aplica energía intensiva al suelo contaminado para formar una zona de alta temperatura (> 1500 ° C) y se convierte en vidrio al enfriarse (Meuser, 2013). La vitrificación puede ser un buen método de inmovilización de elementos potencialmente tóxicos, se ha utilizado como técnica de remediación de suelos in situ desde hace tiempo (Timmerman y Lokken 1984). Más recientemente, la vitrificación de suelos contaminados se ha propuesto como una técnica ex situ, utilizándolos como materia prima en la fabricación de vidrios y/o vitrocerámicos (Karlina et al. 2000). Un material vitrocerámico es un sólido policristalino obtenido por la cristalización controlada de un material

vítreo, proceso conocido como desvitrificación. La cual consiste en determinar la temperatura de máxima nucleación (T_n) de las fases minerales que se puedan producir y establecer la temperatura de crecimiento de las mismas (T_c), teniendo como objetivo potenciar el máximo número de núcleos y la paulatina recristalización del material vítreo con la consecuente pérdida de la estructura amorfa. El producto final del proceso tiene una fase cristalina mayoritaria y una fase vítrea residual. Existen algunos problemas en la viabilidad económica y ambientales asociados a la vitrificación (Bingham y Hand 2006). El inconveniente medioambiental más evidente de estos métodos está en el hecho de que la vitrificación es destructiva y el suelo procesado ya no es capaz de soportar sus funciones ecosistémicas básicas para la vida, así como tampoco puede tener usos agrícolas. La clave para reducir el coste global es, por un lado, mejorar la tecnología de fusión y, por otro lado, convertir el vidrio obtenido en un producto comercializable. En los últimos años, ha habido una tendencia a la reutilización de estos suelos vitrificados para fabricar cerámica de vidrio o vitrocerámica (Guo et al., 2017). En este caso, además de solucionar el problema de la contaminación ambiental en suelos fuertemente contaminados, se podría obtener un beneficio económico y medioambientalmente favorable ya que se producirá vidrio y/o vitrocerámico utilizando como materia prima un material problemático y se ahorraría en la extracción de materias primas, favoreciendo la economía circular. Esta técnica ya se ha aplicado con éxito en suelos urbanos (Ballesteros et al. 2017). A finales del siglo XIX y durante el siglo XX se desarrollaron en Barcelona una red de industrias distribuidas por la mayoría de barrios de la ciudad. Además de los grandes polígonos industriales como el de la Sagrera-Sant Andreu, el del puerto y el colindante al río Besós, el tejido industrial creció y dispersó en zonas no industriales como Les Corts, Sarrià o Sant Gervasi. Los interiores de manzanas de la última ampliación de l'Eixample también quedaron ocupados por nuevas industrias, como la conocida cervecera Damm, algunas químicas y la conocida fábrica de motores de aviación, Elizalde. Entre 1920 y 1930 Sant Martí reúne aproximadamente el 47% de la industria de Barcelona (Cabana, 1992). La detección, identificación y evaluación de los elementos tóxicos en suelos urbanos con una historia industrial tan importante, como es el caso de la ciudad de Barcelona, es de vital importancia. El objetivo de este estudio fue evaluar la viabilidad de la vitrificación ex situ como estrategia de remediación de suelos urbanos contaminados con características edáficas y niveles de contaminación contrastadas de la ciudad de Barcelona.

MATERIALES Y MÉTODOS

La zona de estudio son dos espacios de la ciudad de Barcelona que se quieren reutilizar como huertos urbanos con diferentes grados de contaminación de suelos, uno en la calle de La Verneda en el barrio del Clot, distrito de San Martí, suelos ligeramente contaminados y el otro en la calle Noguera Pallaresa del barrio de Sants, distrito de Sants-Montjuic, suelo altamente contaminado (Rodríguez-Bocanegra et al. 2018). Se determinó la caracterización química de los elementos mayoritarios y minoritarios de ambos suelos por fluorescencia de rayos X (FRX) en la muestra triturada. Según la composición química obtenida de la fracción de Tierra Fina del suelo homogeneizando los primeros 40 cm de la calle Noguera Pallaresa, y la capa subsuperficial de la calle de La Verneda que corresponde a la capa más contaminada, se han formulado dos cristales. Para poder aproximar su composición a la de un vidrio Na-Ca se ha añadido un 10% en peso de Na_2CO_3 en el primer caso y un 15% en peso en el segundo, para incrementar el contenido en Na_2O el cual actúa como óxido fundente en la formación del vidrio. La mezcla suelo- Na_2CO_3 , previamente homogenizada con un volteador durante 24 h, se fundido lentamente aplicando una rampa de calentamiento establecida. Una alícuota del colado se ha conformado en un molde precalentado a 300°C en un horno y se ha introducido en otro horno a 430°C , donde se ha realizado su recocido con la finalidad de eliminar tensiones e incrementar así su dureza. La otra parte del colado se ha vertido directamente en una placa

de cobre con un enfriado repentino. La densidad del vidrio se midió mediante el método de Arquímedes UNE-EN 993-2:1996. El color se determinó utilizando un espectrofotómetro CM-700d Konica-Minolta. En una superficie tallada y pulida del vidrio se determinó el espectro visible con un espectroscopio Shibuya y en la misma el índice de refracción utilizando un refractómetro Shibuya MC-601. La evolución térmica del vidrio se analizó mediante análisis térmico diferencial (ATD) con una rampa de calentamiento hasta 1300 °C a una velocidad de 10 °C/min, utilizando aire como gas y un crisol de platino. A partir de los resultados obtenidos con el ATD el vidrio se trató a las temperaturas de T_n y T_c determinadas, utilizando un horno con resistencias de supercantal i un programador eurotherm. Se utilizó difracción de rayos X en polvo (DRX) para verificar la estructura amorfa del vidrio y la mineralogía de las fases minerales inducidas en el tratamiento térmico. La temperatura de transición vítrea (T_g) y el coeficiente de expansión lineal (entre 20 y 400 °C) se midieron mediante un dilatómetro horizontal Lynseis cortando unas probetas de 20 mm de las muestras recocidas. Se realizó la comparativa con la T_g obtenida en el ATD. Las curvas de viscosidad-temperatura se han trazado a partir de puntos de viscosidad fijos determinados por microscopía de calefacción (HSM) a partir de las muestras enfriadas rápidamente y utilizando un software específico (García-Valles et al. 2007). La estabilidad química de los vidrios se investigó según el método DIN 38 414 S4 y los análisis se realizaron mediante espectrometría de emisión óptica de plasma acoplado inductivamente (ICP-OES) y de masas ICP (ICP-MS).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El contenido de carbono orgánico es bajo en el suelo de La Verneda (0,92%) mientras que es más alto en los suelos de Noguera Pallaresa con valores de 2,8%. La clase textural varía entre franco arenosa con valores promedios del 15.5% en arcillas en los suelos de la Noguera Pallaresa y franco arcillosa con valores superiores al 25% de arcillas en los suelos de La Verneda. Son suelos básicos con acumulación secundaria de CaCO_3 (14 - 23 %). Los principales contaminantes de esos suelos son Cu, Pb y Zn con valores de 930, 1330 y 5379 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ en el suelo altamente contaminado en la calle Noguera Pallaresa y 77,66, 154,42 y 256,77 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ en el suelo ligeramente contaminado en la calle de La Verneda del barrio del Clot. La composición del suelo de la Noguera Pallaresa y La Verneda muestra un contenido adecuado de óxidos estructurales (Tabla 1); con valores más altos en el suelo de La Verneda en SiO_2 y Al_2O_3 , mientras que los valores en Fe_2O_3 y CaO son más alto en La Noguera Pallaresa. En ambos suelos los contenidos en álcalis son bajos.

Tabla 1. Composición química de los óxidos mayoritarios del suelo y del vidrio formulado

Muestra		SiO_2	Al_2O_3	TiO_2	Fe_2O_3	Na_2O	MgO	CaO	K_2O	P_2O_5	MnO
C/ Noguera Pallaresa	Suelo	54,5	9,0	0,4	15,2	1,1	1,4	15,4	2,1	0,6	0,1
	Vidrio	49,1	8,2	0,4	13,7	10,9	1,3	13,9	1,9	0,6	0,1
C/ La Verneda	Suelo	66,5	14,2	0,8	5,5	0,8	1,6	7,4	2,8	0,3	0,1
	Vidrio	59,9	12,8	0,7	4,9	10,6	1,4	6,7	2,5	0,3	0,1

La determinación de los óxidos mayoritarios reveló el bajo contenido en Na_2O , que condiciona la viscosidad del vidrio y, por tanto, se añadió entre el 10 y 20 % en peso de Na_2CO_3 . El primer evento observado en el ATD corresponde a la T_g de 630°C en los suelos de la Noguera Pallaresa y 613°C en los de La Verneda. La evolución del vidrio de La Verneda muestra dos exotérmicos anchos uno a 770 y otro a 930 °C correspondientes a la cristalización de dos fases diópsido y wollastonita y dos endotérmicos a 1090 y 1130 °C atribuibles a la fusión de los mismos. La temperatura de transición vítrea (T_g) y la de dilatometría reblandecimiento (T_d)

del vidrio son de 548°C y 612 °C en el caso del vidrio de la calle Noguera Pallaresa, y de 559 °C y 619 °C en la de la calle de la Verneda. Esta variación puede atribuirse al mayor contenido de SiO₂ y Al₂O₃ en el caso del vidrio de la Verneda. Las curvas de viscosidad-temperatura de los vidrios producidos presentan una tendencia similar pero las temperaturas son más altas en el vidrio de La Verneda. El contenido de los elementos contaminados lixiviados de los dos vidrios fabricados estuvo por debajo de los límites establecidos por la legislación europea, quedando retenidos en el vidrio.

CONCLUSIONES

El contenido de los elementos contaminados lixiviados de los dos vidrios fabricados estuvo por debajo de los límites establecidos por la legislación europea, quedando retenidos en el vidrio. La vitrificación es una técnica eficaz de remediación de suelos contaminados

AGRADECIMIENTOS: Proyecto parcialmente subvencionado por el Ayuntamiento de Barcelona

REFERENCIAS

Ballesteros S, Rincón JM, Rincón-Mora B, Jordán MM. 2017. Vitrification of urban soil contamination by hexavalent chromium, *Journal of Geochemistry Exploration* 174:132–139.

Bingham PA, Hand RJ. 2006. Vitrification of toxic wastes: a brief review. *Advances in applied ceramics* 105(1):21-31.

Cabana F. 1992. Fàbriques i empresaris: els protagonistes de la revolució industrial a Catalunya. *Metal·lúrgics; Químics (Vol. 1)*. Enciclopèdia Catalana.

Garcia-Valles M, Avila G, Martinez S, Terradas R, Nogués JM. 2007. Heavy metal-rich wastes sequester in mineral phases through a glass–ceramic process. *Chemosphere* 68, 1946–1953.

Guo B, Liu B, Yang J, Zhang S. 2017. The mechanisms of heavy metal immobilization by cementitious material treatments and thermal treatments: A review. *Journal of environmental management* 193: 410-422.

Meegoda JN, Ezeldin AS, Fang HY, Inyang HI. 2003. Waste immobilization technologies. *Practice periodical of hazardous, toxic, and radioactive waste management* 7(1): 46-58.

Meuser H. 2013. *Soil Remediation and Rehabilitation: Treatment of Contaminated and Disturbed Land*. Springer, Dordrecht, The Netherlands.

Timmerman CL, Lokken RO. 1984. Characterization of vitrified soil produced by in situ vitrification, *Journal of Advanced Ceramics* 8: 619–626.

Karlina O.K., Varlackova G.A., Ojovan M.I., Tivansky V.M., Klimov V.L., Pavlova G.Y., Dmitriev S.A., Ash and soil conditioning using exothermic metallic compositions, *MRS Online Proceedings Library* 663 (2000) 65

Rodríguez-Bocanegra J, Roca N, Febrero A, Bort J. 2018. Assessment of heavy metal tolerance in two plant species growing in experimental disturbed polluted urban soil. *Journal of Soils and Sediments* 18(6): 2305-2317.

ÁREA 5. SALUD DEL SUELO



LA SALUD BIOLÓGICA DEL SUELO: VENTAJAS Y DESVENTAJAS DE DIVERSAS APROXIMACIONES PARA EL ESTUDIO DE LA COMUNIDAD MICROBIANA DEL SUELO

Felipe Bastida

fbastida@cebas.csic.es

El suelo es un recurso natural vivo y de su buen funcionamiento depende el futuro de la humanidad. Así, el suelo interviene en una amplia variedad de servicios ecosistémicos y muchas de sus funciones están directamente dirigidas por la ingente diversidad de microorganismos que habita en él: la comunidad microbiana. En este sentido, los microorganismos del suelo son en gran parte responsables del ciclo del C orgánico a través de procesos de mineralización y de secuestro de C en su propia biomasa, y también intervienen en procesos claves relacionados con el ciclo de nutrientes como el fósforo y el nitrógeno. Sin embargo, la comunidad microbiana del suelo es muy sensible a las perturbaciones y, por tanto, el impacto de la agricultura, la contaminación o el cambio climático pueden incidir de forma clara en las funciones y servicios ecosistémicos mediados por los microorganismos.

El concepto de salud de suelo, entendido como *“el estado físico, químico y biológico del suelo que determina su capacidad para funcionar como un sistema vivo vital y para prestar servicios ecosistémicos”* ha tomado cada vez mayor relevancia a nivel global y en las propias políticas europeas. De hecho, hoy día existe una Misión para suelos en Europa, lo que indica la gran importancia que tiene este recurso natural. Como se desprende de esa definición, la evaluación de la salud del suelo es compleja y un solo indicador es insuficiente para su estudio, siendo necesario atender, de manera simultánea, a indicadores de tipo físico, químico y biológico. Entre ellos, los indicadores biológicos relacionados con la comunidad microbiana muestran una alta sensibilidad a las presiones antrópicas y, además, como se mencionaba más arriba, están directamente conectados con las funciones del suelo.

La comunidad microbiana del suelo es realmente compleja, diversa y dinámica en el tiempo. Por tanto, su estudio no es sencillo y requiere de aproximaciones holísticas que aborden aspectos relacionados con la biomasa, diversidad, composición y funcionalidad de dicha comunidad microbiana. Hoy en día, existe una amplia variedad de metodologías para estudiar los diferentes componentes de la comunidad microbiana. Por ejemplo, las técnicas basadas en la cuantificación de ácidos grasos (PLFAs y EL- FAMES) son muy utilizadas para la estimación indirecta de la biomasa microbiana, así como la cuantificación de amplicones entre los que destacan los fragmentos de genes ribosomales (16S rDNA y 18S rDNA) o el ITS.

En lo relativo a la composición y funcionalidad de las comunidades microbianas edáficas, dos aproximaciones ÓMICAS han sido desarrolladas en los últimos años. La metagenómica, definida como el estudio de todos los genes de una muestra, aporta información taxonómica (composición y diversidad) pero también proporciona una amplia información sobre la funcionalidad potencial de dicha comunidad microbiana. Sin embargo, somos conscientes de que una gran parte del DNA que hay en el suelo pertenece a microorganismos no activos y, por tanto, las técnicas para evaluar la biomasa, composición y funcionalidad de la comunidad microbiana mediante DNA pueden no siempre reflejar qué microorganismos se encuentran más relacionados con los procesos funcionales. Por otra parte, de forma complementaria, la metaproteómica permite la identificación, cuantificación y el estudio del origen taxonómico de proteínas y enzimas relacionadas con funciones importantes en el suelo, así como discernir algunos microorganismos responsables de procesos relacionados con los ciclos del C, N y P, o con la degradación de contaminantes, entre otros. Por último, los ensayos basados en el

marcaje isotópico (“*stable isotope probing*”) de biomoléculas, tales como ácidos grasos, DNA o proteínas, permiten conocer qué microorganismos realizan procesos específicos en el suelo.

En esta ponencia se abordará el significado de varias aproximaciones para la cuantificación de la biomasa, así como las ventajas y desventajas de diversas ÓMICAS para evaluar la composición y funcionalidad de la comunidad microbiana. Para ello, se utilizarán diversos ejemplos correspondientes a patrones continentales y globales, así como casos de estudios donde se comparan diversas metodologías que permiten ampliar nuestro conocimiento sobre un recurso natural vital para nuestro devenir y el de futuras generaciones: el suelo.

LA PREDICCIÓN DEL CONTENIDO EN CARBONO EN SUELOS MEDIANTE ANÁLISIS QUIMIOMÉTRICO DE ESPECTROS INFRARROJOS

Rafael López-Núñez^{1,*}, Joaquín Cobos-Sabaté², J. Antonio Cayuela-Sánchez³, Gonzalo Almendros-Martín⁴

¹ Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Sevilla (IRNAS-CSIC), Av. Reina Mercedes 10, 41012 Sevilla.

² Estación Biológica de Doñana (EBD-CSIC), Avda. Américo Vespucio 26, 41092 Sevilla.

³ Instituto de la Grasa (IG-CSIC), Ctra. de Utrera, km 1, 41013 Sevilla

⁴ Museo Nacional de Ciencias Naturales (MNCN-CSIC), c/ Serrano 115 b, 28006 Madrid.

*rafael.lopez@csic.es

RESUMEN

El carbono orgánico del suelo (SOC) desempeña un papel fundamental en el secuestro del CO₂ atmosférico. El proyecto europeo ProbeField (*A novel protocol for robust in field monitoring of carbon stock and soil fertility based on proximal sensors and existing soil spectral libraries*) plantea técnicas innovadoras para determinar las reservas de SOC y otras propiedades relevantes en la salud de los suelos de la UE. En este estudio se analizaron 28 muestras de suelos de Andalucía mediante espectroscopía infrarroja (MIR-FTIR) (400–4000 cm⁻¹). Un problema clásico en la cuantificación del SOC mediante FTIR en muestras inalteradas de suelo con bajo contenido en SOC, es que las bandas correspondientes a los grupos funcionales de la materia orgánica no son, por lo general, visibles en el espectro por su baja absorptividad en relación con las bandas minerales. Por ello, el protocolo aplicado en este estudio incluye: i) optimizar modelos de predicción del SOC mediante regresión por mínimos cuadrados parciales (PLS) aplicados a espectros FTIR, ii) ensayar métodos para extraer trazas espectrales mostrando las bandas con mayor importancia en la predicción para iii) identificar los componentes minerales que actúan como descriptores subrogados. La mejor predicción mostró un $R^2 = 0,708$ y RMSE = 0,40. Diferentes componentes del suelo (carbonatos, silicatos y óxidos hidratados, cuarzo, minerales de arcilla tipo caolinita y esmectita) influyeron en el modelo, donde los carbonatos (banda a 1425 cm⁻¹) explicaban la mayor parte de la varianza del contenido en SOC. El centrado en la media y la corrección del efecto multiplicativo de dispersión (MSC) fueron los pretratamientos espectrales más satisfactorios.

PALABRAS CLAVE: sensores proximales, espectroscopía MIR, regresión por mínimos cuadrados parciales, PLS.

INTRODUCCIÓN

El suelo realiza una contribución fundamental a la vida y al bienestar humanos a través de las numerosas funciones sistémicas que proporciona (Adhikari y Hartemink 2016). Igualmente, importante es su uso sostenible para evitar su degradación y continuar cumpliendo sus funciones. La Estrategia Europea para el Suelo (Comisión Europea 2021) estableció principios comunes para la protección del suelo en toda la UE según los cuales los Estados miembros podrán decidir cómo proteger los suelos lo mejor posible y cómo utilizarlos de forma sostenible. La visión de la UE para el suelo tiene como objetivo garantizar que todos los ecosistemas del suelo estén en condiciones saludables, permitiendo la provisión de tantos servicios ecosistémicos como sea posible y, por tanto, con resiliencia frente al cambio global. Lograr estos objetivos depende fundamentalmente de nuestra comprensión de los procesos

físicos, químicos y biológicos del suelo, y por tanto requiere monitorear propiedades específicas del suelo y modelar su variabilidad espacial y temporal (Vereecken et al. 2016). Actualmente en la UE, la Directiva sobre Monitoreo y Resiliencia del Suelo (en preparación), establece el conjunto de parámetros que deben controlarse en los suelos y las condiciones espaciales y temporales para realizar un seguimiento de suelos homogéneo para todos los suelos de la UE.

La determinación de las propiedades del suelo requiere de procedimientos precisos que generen confianza en los resultados. Diversos organismos internacionales (ISO, CEN, USEPA) han desarrollado normas sobre los parámetros que definen la calidad del suelo. Para la determinación de muchas propiedades fisico-químicas del suelo se suelen utilizar procedimientos analíticos clásicos basados en lo que se conoce como química húmeda. Estos procedimientos incluyen digestiones y extracciones con diferentes solventes para finalmente efectuar la cuantificación del analito mediante una técnica adecuada. Estos métodos convencionales son, en general, lentos y costosos. Por ello, se hace necesario determinar las propiedades del suelo utilizando técnicas alternativas a los tradicionales de laboratorio. Este trabajo tiene como objetivo modelizar la cuantificación del SOC mediante MIR-FTIR aplicada a muestras completas de suelo seguido por análisis directo de los espectros mediante regresión por mínimos cuadrados parciales (PLS).

MATERIALES Y MÉTODOS

Se tomó una muestra superficial (0-15 cm) en 28 suelos agrícolas de la provincia de Sevilla y sus provincias limítrofes, en un radio de unos 120 km de la ciudad de Sevilla. Las muestras se secaron a 70 °C y se tamizaron por 2 mm para analizar el contenido de carbono orgánico del suelo (SOC) siguiendo la norma UNE 77321:2003 en un analizador elemental PRIMACS mod. SNC 100 IC-E (Skalar Analytical B.V., Breda, Holanda): el carbono total (TC), se convierte en CO₂ tras la combustión de la muestra, que es determinado por detección con infrarrojo no dispersivo (NDIR). El carbono inorgánico (TIC) se determina en el mismo aparato introduciendo la muestra en un reactor a 150 °C, acidificada de forma automática con ácido fosfórico para convertir los carbonatos en CO₂, que se determina por detección con NDIR. El SOC se calcula como la diferencia de los dos anteriores (SOC=TC-TIC). Una alícuota de las muestras se molió finamente en mortero de ágata y se registró su espectro infrarrojo mediante un espectrofotómetro FTIR Cary 630 (Agilent, EEUU), en un rango de longitud de onda de 4000–400 cm⁻¹ y una resolución de 4 cm⁻¹.

Para explicar la varianza del contenido de SOC (como variable dependiente) se usaron como descriptores (variables independientes) los puntos espectrales (4000–400 cm⁻¹) y se realizó una regresión por PLS utilizando el software ParLeS v3.1 (Viscarra Rossel 2008). Se utilizaron la raíz del error cuadrático medio (RMSE) y el criterio de información de Akaike (AIC) (Akaike 1974) se utilizaron para seleccionar el modelo de PLS con el número mínimo de factores o variables latentes (LV), es decir, para evitar modelos espurios sobreajustados.

Tabla1. Estadística descriptiva de las propiedades de los suelos

Propiedad	Unidad	Media	Mínimo	Máximo
SOC	%	1,51	0,35	3,20
CaCO ₃	%	19,3	0,11	56,7
Densidad ap.	g cm ⁻³	1,33	0,72	2,03
Arena gruesa	%	31,4	5,81	82,5
Arena fina	%	21,9	1,10	45,3
Limo	%	29,0	3,96	48,9
Arcilla	%	18,6	0,00	60,8
pH		7,74	5,87	8,64

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la Tabla 1 se observa que los suelos seleccionados mostraron una amplia variabilidad en sus propiedades físico-químicas. Particularmente el contenido de SOC presentó valores habituales en el entorno edafoclimático muestreado. El dato más elevado, 3,2%, aunque es un *outlier*, se mantuvo junto con el de las demás muestras, ya que la distribución de valores de SOC puede considerarse normal, centrada en la media.

En la Figura 1 se muestran los índices obtenidos tras la predicción del SOC a partir de los espectros IR, así como el espectro promedio. Aunque la banda a 2920 cm^{-1} es la más característica de la materia orgánica, independientemente de su origen, en el caso de las muestras en estudio nunca pudo detectarse por encima del nivel de ruido de fondo. Esto sugiere que cualquier modelo PLS posterior se basaría en indicadores sustitutos, es decir, en las intensidades de bandas de compuestos inorgánicos que se correlacionarían en mayor o menor medida con el contenido de materia orgánica de los suelos.

Se comprobaron previamente diversos pretratamientos espectrales usuales para transformar los espectros y aprovechar mejor su información para los modelos de PLS, aunque no se observó ninguna mejoría con la derivación (1^{a} ni 2^{a} derivadas), ni con transformaciones logarítmicas. Los mejores resultados se obtuvieron aplicando el centrado en la media y, en menor medida, la corrección del efecto multiplicativo de dispersión (MSC, Multiplicative Scattering Correction) (Windig et al. 2008), que corrige desplazamientos espectrales debidos al diferente tamaño de partícula.

En la Figura 2 se muestra el ajuste del modelo seleccionado, con 19 variables incluidas en la predicción. Este modelo presentó una R^2 de 0,708 y RMSE de 0,400. Del conjunto de modelos candidatos para los datos, el modelo preferido es el que tiene el valor mínimo del AIC (criterio de información de Akaike). Este índice no solamente recompensa la bondad del ajuste, sino que incluye una penalización que es una función creciente del número de parámetros utilizados en el modelo. Los valores de RMSE y AIC de los diferentes modelos indicaron que el mejor modelo sin sobreajuste se obtiene con hasta 25 variables latentes. Sin embargo, se utilizaron solo 19, pues se introdujo también el criterio adicional (más exigente) de comparar los modelos con los que se obtenían usando los valores aleatorizados de SOC.

La Figura 3 ilustra como la información correspondiente a diferentes componentes del suelo va siendo incorporada para la construcción del modelo. La figura incluye la representación de la importancia de las variables en la predicción (VIP) para 8 modelos de PLS utilizando un número incremental de variables latentes (VL). En el caso de VL=1 (en $n=1$) la gráfica obtenida recuerda el espectro de los carbonatos, con su característico pico a 1400 cm^{-1} . Para VL=2 (en $n=2$) recuerda a los espectros IR de óxidos metálicos. Para VL=3 recuerda a los espectros de silicatos. Para VL=4, a mezclas de óxidos y silicatos. Para VL=5, a mezclas de silicatos hidratados y cuarzo. Para VL=6, a mezclas de silicatos y óxidos hidratados. Para VL=7 a minerales de arcilla tipo caolinita (3695 cm^{-1}), y para VL=8, a minerales de arcilla tipo esmectita (3616 cm^{-1}).

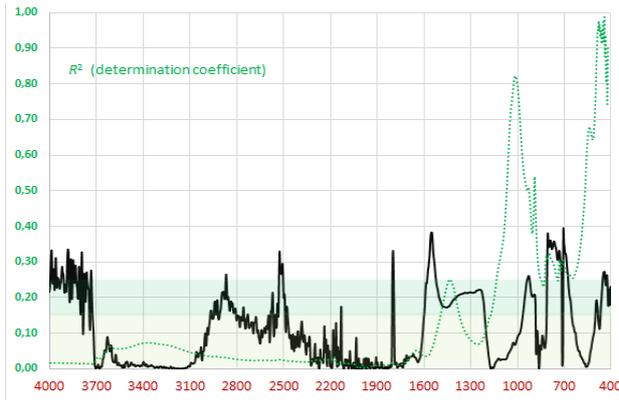


Figura 1. Valores de R^2 para el SOC a partir de los espectros IR. En verde claro y oscuro respectivamente los niveles de los índices de significación al 95 y al 99%. La línea punteada verde corresponde al espectro promedio.

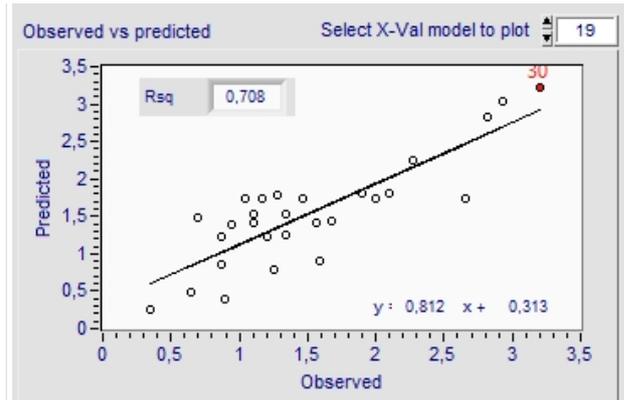


Figura 2. Valores pronosticados frente a experimentales de SOC a partir de los espectros IR, para el mejor modelo seleccionado, con 19 parámetros o VL incluidos en el ajuste.

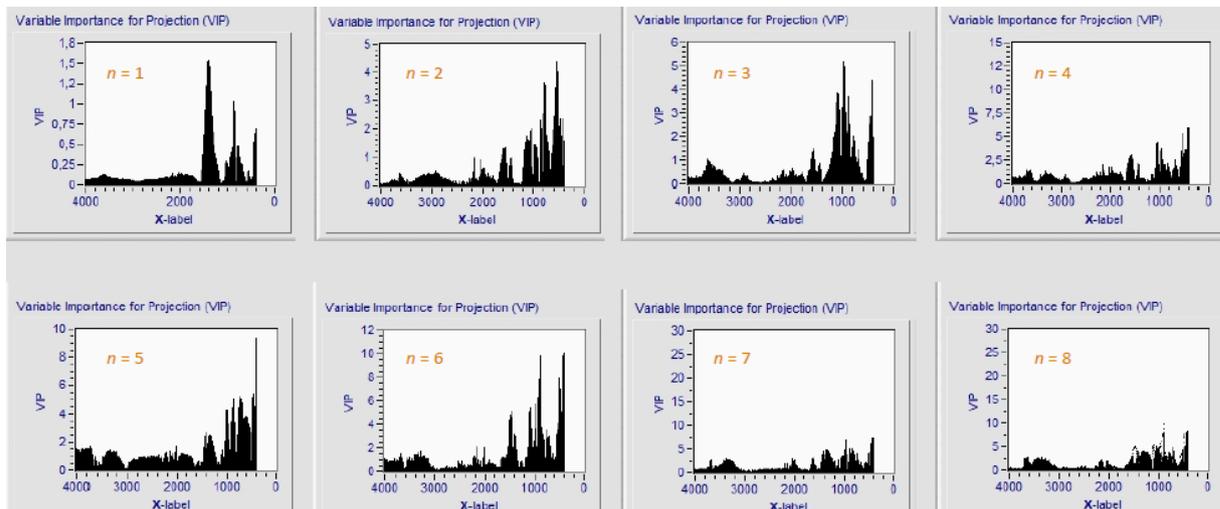


Figura 3. Importancia de la variable de predicción (VIP) para las 8 primeras variables latentes.

CONCLUSIONES

La información subyacente en los FTIR ha resultado de utilidad para predecir el SOC, y las variables seleccionadas muestran la importancia de diversos componentes del suelo, especialmente los carbonatos.

Agradecimientos: Trabajo financiado por el proyecto ProbeField (Grant Agreement N° 862695) que se desarrolla en el marco del European Joint Programme on Agricultural Soil Management (EJP SOIL) (<https://ejpsoil.eu/about-ejp-soil>).

REFERENCIAS

- Adhikari K, Hartemink AE. 2016. Linking soils to ecosystem services — A global review. *Geoderma* 262: 101–111.
- Akaike H. 1974. A new look at the statistical model identification, *IEEE Transactions on Automatic Control* 19: 716–723.

European Commission. 2021. EU Soil Strategy for 2030 reaping the benefits of healthy soils for people, food, nature and climate. COM (2021) 699 final of 17.11.2021, p. 1 ff. Brussels.

Jiménez-González MA, Álvarez AM, Carral P, Almendros G. 2019. Chemometric assessment of soil organic matter storage and quality from humic acid infrared spectra. *Science of the Total Environment* 685: 1160–1168.

Vereecken H et al. 2016. Modeling soil processes: Review, key challenges, and new perspectives. *Vadose Zone Journal* 15: 1–57.

Viscarra Rossel R.P. 2008. ParLeS: Software for chemometric analysis of spectroscopic data. *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems* 90: 72–83.

Windig W, Shaver J, Bro R. 2008. Loopy MSC: A simple way to improve multiplicative scatter correction. *Applied Spectroscopy* 62: 1153–1159.

SEGUIMIENTO DEL STOCK DE CARBONO ORGÁNICO EN EL MARCO DE LA PAC: LA PRIMERA ETAPA PARA UNA RED MONITORIZACIÓN DE SUELOS AGRÍCOLAS EN ESPAÑA

Lázaro-López, A.*, San-Juan-Heras, R., Rodríguez-Martín, J.A., Delgado, M.M., Gabriel, J.L.

Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria (INIA-CSIC), Ctra. de la Coruña, km 7,5, 28040, Madrid

alberto.lazaro@inia.csic.es

RESUMEN

El carbono orgánico es uno de los principales indicadores utilizados en políticas públicas para salud de los suelos. En el marco del Plan Estratégico para el nuevo periodo de la Política Agraria Común (PAC) 2023-2027 se han establecido medidas orientadas a su incremento en los suelos agrícolas de España. También se ha establecido un seguimiento para conocer el efecto de dichas medidas mediante una evaluación sistemática. Con este fin, a petición del propio Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (MAPA), hemos diseñado un muestreo de cobertura estatal basado en la Encuesta sobre Superficies y Rendimientos Cultivos (ESYRCE) y el Registro Único de Solicitud (RSU) de la PAC, y que conforma la red de monitorización de suelos agrícolas en España. Se trata de un reconocimiento dirigido sobre 8.000 localizaciones de cultivos y pastos, donde se designan pares de parcelas y cuyos atributos agronómicos de cobertura del suelo, sistema y tipo de cultivo, y categoría de ayuda percibida, están contrastados. En cada parcela se sigue la metodología de la red LUCAS y se toman submuestras con un cilindro de 100 ml en 4 puntos y a 2 profundidades: hasta 10 cm, y de 10 a 30 cm. En total, se muestrearán aproximadamente 16.000 parcelas, desde los que se analizarán 32.000 muestras compuestas. Con los resultados se pretende obtener tanto el stock de los suelos agrícolas como el impacto de las medidas agronómicas en el corto y largo plazo. Además, se analizará el secuestro de carbono potencial asociado a cambios en estas prácticas.

Palabras clave: red de monitorización, carbono orgánico, suelos agrícolas, diseño de muestreo, LUCAS

INTRODUCCIÓN

El carbono orgánico del suelo (COS) es un elemento clave para el funcionamiento del suelo en aspectos físico-químicos y biológicos, y que participa activamente en los servicios ecosistémicos que presta (Wiesmeier et al. 2019). Por este motivo, es utilizado como indicador de la salud de los suelos y de su capacidad de captura de CO₂ en relación con su potencial para la mitigación del cambio climático (Lal et al. 2015).

Con estos fines se emplea en el ámbito de las políticas públicas de diferentes áreas, por ejemplo, en la propuesta de Directiva sobre la vigilancia del estado de los suelos y el aumento de su resiliencia (Ley de vigilancia del suelo), o en el Reglamento de Planes Estratégicos de la Política Agraria Común (PAC) de aplicación en el periodo actual 2023-2027 (Reglamento UE 2021/2115). En estos reglamentos además se fijan criterios para su seguimiento y evaluación, que establecen actividades regulares de muestreo de suelos por parte tanto de la Unión Europea como de los Estados Miembros.

Desde la Unión Europea se ha aprovechado el marco del programa de reconocimiento LUCAS (*Land Use and Cover Area Frame Survey*), de seguimiento de cambios en la cobertura y uso de las tierras, para desarrollar un módulo de trabajo dedicado al suelo (European Commission. Joint Research Centre 2022). Este ha dado lugar a la red europea de monitorización,

armonizada en términos de selección de localizaciones, procedimiento de muestreos, y métodos de analíticas de suelos, y que desde su campaña 2018 determina también el COS en una fracción de sus muestras (Orgiazzi et al. 2018). En España existen múltiples experiencias de modelización, estimación y cartografía del carbono orgánico del suelo con alcances locales (Gómez et al. 2023), regionales (Álvaro-Fuentes et al. 2011, Hendriks et al. 2020, Durante et al. 2024) o estatales (Rodríguez Martín et al. 2016) o según el uso de las tierras (Doblas-Miranda et al. 2013), que han sido puntuales y que están basadas en metodologías de muestreo y modelización que no son homogéneas.

Sin embargo, no existe un sistema organizado de seguimiento regular de la salud de los suelos. Este tipo de iniciativa tiene especial relevancia entre los suelos agrícolas debido a la importancia de la actividad económica que soportan y la presión de degradación a la que están sometidos (Lal et al. 2015).

En el marco del desarrollo del periodo actual de la PAC a través del Plan Estratégico de España y promovido por el Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (MAPA), diseñamos un reconocimiento de cobertura estatal para el seguimiento de la salud de los suelos agrícolas basada en el COS, con la vocación de establecerse como una red de monitorización recurrente. Esta debe dar respuesta a los compromisos de evaluación fijados en el Plan, que incluyen criterios de variabilidad espacio-temporal y de contraste entre cultivos y prácticas de manejo. Por este motivo, surge con una periodicidad de revisita de 2 años.

El MAPA tiene en marcha además otras actividades de monitorización de actividades agrarias de larga duración y su interoperabilidad abre la posibilidad a análisis transversales que integren sus ámbitos de estudio y que, al mismo tiempo, aumenta el valor que aportan. En este sentido, el diseño del muestreo ha sido construido sobre la organización de la Encuesta sobre Superficies y Rendimientos de Cultivos (ESYRCE), aprovechando su estructura y registros históricos, y el Registro Único de Solicitud (RSU) de la PAC y el Sistema de Información Geográfica de la PAC (SIGPAC).

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El reconocimiento se desarrolla en España y abarca el territorio peninsular y los archipiélagos de las Islas Baleares y las Islas Canarias.

Flujo de selección de localizaciones de muestreo

En base a los criterios fijados en el plan de evaluación, se ha desarrollado un sistema estratificado en 2 niveles. El primero, por zonas de interés con una distribución regular, que aprovecha la malla de segmentos de ESYRCE, y que busca captar la variabilidad espacial; y el segundo, dentro de estas, en forma de pares de localizaciones de muestreos o parcelas de ESYRCE y que busca captar la variabilidad entre tipos de cultivos y prácticas de manejo con condiciones ambientales semejantes.

El primer nivel se fija en una selección de 8.000 segmentos, que supone una fracción representativa del total existente (1/3 aproximadamente) y de la muestra que se registra en cada campaña (1/2 aproximadamente). Para ello fueron considerados aquellos segmentos con una dedicación de superficie para cultivos o pastos superior al 15% y que contaran con parcelas cuyos cultivos sean aforables. Posteriormente, los pares de parcelas en cada segmento fueron definidos mediante un algoritmo por el que se construyeron todos los pares posibles atendiendo al contraste entre atributos de categorías binomiales: la cobertura del suelo, práctica de conservación de carbono vs laboreo; el tipo de cultivo, leñosos vs herbáceos; el sistema de cultivo, secano vs regadío; y la solicitud de ayudas directas de

ecorregímenes para conservación de carbono o no. La selección final sobre este universo se hizo favoreciendo aquellos de mayor tamaño conjunto y donde al menos una de las parcelas tuviera una cobertura de práctica de conservación de carbono en el suelo y recibiera ayudas directas de ecorregímenes vinculado a ello.

Sistema de muestreo

El sistema de muestreo por localización o parcela es cercano al seguido en el programa LUCAS. En cada una se recogen 4 submuestras tomadas con un anillo de 100 ml y en cruz a 2 m de la posición central, y a 2 profundidades: de 0 a 10 cm y de 10 a 30 cm. De esta forma se abre la oportunidad a integraciones de las redes que utilicen sistemas análogos para potenciales análisis.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La ejecución del algoritmo de emparejamiento de parcelas en los segmentos que cumplían los criterios marcados dio lugar a diferentes tipos de combinaciones de los atributos de las parcelas o reglas, y que pueden ser agrupadas en función del número de pares que asignan (Figura 8). El primer grupo (4) asigna aproximadamente un tercio de los pares y lo forma una única regla. En ella todas las parcelas siguen prácticas de laboreo y sobre las que no se ha solicitado el ecorregimen de conservación de carbono, y por ello su interés de contraste actual es limitado. Sin embargo, los dos grupos siguientes están compuestos por las reglas de mayor prioridad y que permiten los contrastes más controlados. Se caracterizan por tipo y sistemas de cultivos equivalentes entre parcelas, presentando contraste en cobertura (grupo 1) o una mayoría de parcelas con cobertura de conservación (grupo 2). Con todo, se verifica que los componentes del diseño permitirán alcanzar los objetivos del programa de seguimiento.

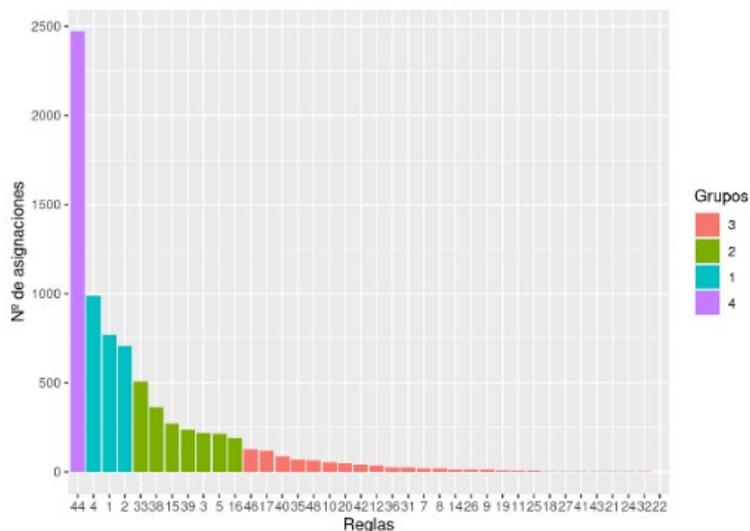


Figura 8. Distribución de pares de parcelas por reglas y su asociación en grupos.

En última instancia, han sido definidos un conjunto principal de 15.892 parcelas para los 8.000 segmentos, de los cuales 7.742 son de cultivos y 258 de pastos. (Figura 9). De forma complementaria, se ha construido un segundo conjunto alternativo para solucionar posibles inconvenientes durante la fase de trabajo de campo (Figura 9).



Figura 9. Segmentos por tipos: cultivos y pastos (izq.). Conjunto principal (azul) y alternativo (naranja) (dcha.).

CONCLUSIONES

El diseño del reconocimiento establece las bases para una red de monitorización de la salud de los suelos agrícolas de España que cumpla los objetivos del Plan Estratégico de la PAC con casi 16.000 puntos distribuidos en el territorio peninsular y los archipiélagos de Baleares e Islas Canarias.

REFERENCIAS

Álvaro-Fuentes J, Easter M, Cantero-Martínez C, Paustian K. 2011. Modelling soil organic carbon stocks and their changes in the northeast of Spain. *European Journal of Soil Science* 62(5): 685–695. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2011.01390.x>

Doblas-Miranda E, Rovira P, Brotons L, Martínez-Vilalta J, Retana J, Pla M, Vayreda J. 2013. Soil carbon stocks and their variability across the forests, shrublands and grasslands of peninsular Spain. *Biogeosciences* 10(12):8353–8361. <https://doi.org/10.5194/bg-10-8353-2013>

Durante P, Guevara M, Vargas R, Oyonarte C. 2024. Predicting soil organic carbon with different approaches and spatial resolutions for the southern Iberian Peninsula, Spain. *Geoderma Regional* 37: e00780. <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2024.e00780>

European Commission. Joint Research Centre. 2022. LUCAS 2018 soil module: presentation of dataset and results [Internet]. LU: Publications Office; [accessed 2024 Feb 6]. <https://data.europa.eu/doi/10.2760/215013>

Gómez JA, Guzmán G, Vanwalleghem T, Vanderlinden K. 2023. Spatial variability of soil organic carbon stock in an olive orchard at catchment scale in Southern Spain. *International Soil and Water Conservation Research* 11(2): 311–326. <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2022.12.002>

Hendriks CMJ, Stoorvogel JJ, Álvarez-Martínez JM, Claessens L, Pérez-Silos I, Barquín J. 2020. Introducing a mechanistic model in digital soil mapping to predict soil organic matter stocks in the Cantabrian region (Spain). *European Journal of Soil Sciences* 72(2): 704-719. <https://doi.org/10.1111/ejss.13011>

Lal R, Negassa W, Lorenz K. 2015. Carbon sequestration in soil. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 15: 79–86. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2015.09.002>

Orgiazzi A, Ballabio C, Panagos P, Jones A, Fernández-Ugalde O. 2018. LUCAS Soil, the largest expandable soil dataset for Europe: a review. *European Journal of Soil Science* 69(1): 140–153. <https://doi.org/10.1111/ejss.12499>

Rodríguez Martín JA, Álvaro-Fuentes J, Gonzalo J, Gil C, Ramos-Miras JJ, Grau Corbí JM, Boluda R. 2016. Assessment of the soil organic carbon stock in Spain. *Geoderma* 264: 117–125. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.10.010>

Wiesmeier M, Urbanski L, Hobbey E, Lang B, Von Lützow M, Marin-Spiotta E, Van Wesemael B, Rabot E, Ließ M, Garcia-Franco N. et al. 2019. Soil organic carbon storage as a key function of soils - A review of drivers and indicators at various scales. *Geoderma* 333:149–162. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.07.026>

IMPACTO DE DIFERENTES ESTRATEGIAS DE MANEJO DE CUBIERTAS VEGETALES EN DISTINTOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS EN LEÑOSAS DE SECANO

Cristina Fernández-Soler^{1,*}, Elvira Díaz-Pereira¹, Carolina Boix-Fayos¹, Efraín Carrillo-López¹, Raquel Luján^{1,2}, María Martínez-Mena¹

¹ Grupo de Conservación de Suelos y Agua, Centro de Edafología y Biología Aplicada del Segura, CEBAS-CSIC. Campus Universitario de Espinardo, 30100, Murcia, España

² Instituto de Gestión de la Innovación y del Conocimiento, INGENIO (CSIC-UPV). Edificio 8E, Camino de Vera, Algirós, 46022 Valencia, España

* cfsoler@cebas.csic.es

RESUMEN

La agricultura proporciona servicios beneficiosos como el suministro de alimentos, reserva de biodiversidad o regulación climática local y global, pero también perjudiciales como el calentamiento global, erosión, contaminación del suelo y del agua o la degradación de la tierra. Todo esto es dependiente de las prácticas agrícolas que se implementen. En este trabajo se adoptaron prácticas de manejo sostenible como la reducción del arado (laboreo reducido o no laboreo) y la implementación de cubiertas vegetales (sembradas o nativas) para mitigar el cambio climático y lograr una neutralidad climática para el futuro. Concretamente se evaluaron distintos servicios ecosistémicos relacionados con la salud del suelo en distintas propiedades físicas, químicas y biológicas en un sistema de almendros de secano, en 9 fincas experimentales a largo plazo, con un rango de condiciones edafo-climáticas en un ambiente semiárido Mediterráneo. Nuestros resultados mostraron una mejora significativa en la mayor parte de los indicadores cuando se redujo el laboreo y se implementaron cubiertas vegetales, en comparación con el manejo de los almendros con laboreo intensivo, en la mayor parte de las fincas experimentales testadas. Específicamente se observó una mejora en la fertilidad y en la actividad microbiológica del suelo paralelamente con una mejora en la estructura del mismo repercutiendo positivamente en el incremento en la capacidad de infiltración y en el agua disponible para las plantas, siendo éste un aspecto clave en cultivos de secano y zonas semiáridas. Estos resultados refuerzan el beneficio de la implementación de dichas prácticas de manejo sostenible en la salud del suelo en distintas condiciones edafo-climáticas.

Palabras clave: Almendro de secano, ambiente semiárido Mediterráneo, cubiertas vegetales, laboreo, salud del suelo

INTRODUCCIÓN

Los escenarios de cambio climático en el planeta y específicamente en el sureste de España, prevén un aumento de la temperatura y una mayor frecuencia de lluvias torrenciales extremas. Es por ello que la conservación y recuperación del suelo son indispensables tanto para la sostenibilidad de la agricultura como para compensar el aumento de CO₂ en la atmósfera y contribuir a la mitigación del cambio climático.

La agricultura intensiva conlleva aspectos negativos como pérdidas elevadas de agua por evaporación directa del suelo, destrucción de la estructura del suelo, alto contenido de materia orgánica y pérdidas de nutrientes y altas tasas de erosión (Gómez et al. 2009). La adopción de prácticas de manejo sostenibles como la labranza reducida y el uso de cubiertas vegetales se proponen como estrategias para mitigar los efectos adversos de la práctica convencional y combatir la desertificación, la degradación del suelo y la pérdida de su estructura, el contenido de carbono orgánico y la actividad microbiana del suelo (UNEP-PNUD-UNCCD 2008).

Sin embargo, en sistemas de cultivos leñosos de secano y en condiciones mediterráneas semiáridas existe un rechazo por parte de los agricultores a implementar cubiertas vegetales debido, entre otras razones, a la percepción del agricultor sobre la posible competencia por el agua y los nutrientes con el cultivo principal, y a la falta de información sobre la mejor estrategia de implementación de dichas cubiertas para evitar los efectos perjudiciales y fomentar los beneficios esperados.

Los objetivos de este trabajo se centraron en cuantificar los impactos ambientales, a largo plazo, de las cubiertas vegetales implementadas en cultivos de leñosas de secano en un ambiente semiárido mediterráneo. Específicamente, se estudian aspectos físicos (estructura del suelo y disponibilidad del agua), químicos (fertilidad) y biológicos (biomasa microbiana y respiración basal).

MATERIALES Y MÉTODOS

Este estudio se llevó a cabo en nueve fincas experimentales dedicadas al cultivo de almendro (*Prunus dulcis* Mill.) de secano localizadas en las provincias de Almería, Granada y Murcia, en el sureste de España. El clima del área de estudio es semiárido Mediterráneo, con una temperatura media anual comprendida entre 13,8 y 17,2 °C dependiendo de la zona de estudio y con una precipitación media anual comprendida entre 200 y 450 mm, generalmente concentrada en los meses de primavera y otoño.

En todas las fincas experimentales, la labranza convencional o intensiva (LI) realizada por los agricultores consistió en arar hasta una profundidad de 20 cm (capa de arado) utilizando un cultivador de 3 a 5 veces al año después de eventos de lluvia importantes. Las prácticas agrícolas sostenibles implementadas y comparadas con LI incluyeron: labranza reducida más cubierta vegetal sembrada (LR+CS), labranza reducida más cubierta vegetal espontánea (LR+CE) y no laboreo más cubierta vegetal espontánea (NL+CE). La labranza reducida consistió en dos pasadas por año (principios de mayo y otoño) a una profundidad de 20 cm. La cubierta vegetal sembrada consistió en una mezcla de leguminosas y gramíneas con diferente composición según las fincas (con una dosis media de 150 kg ha⁻¹).

El diseño experimental consistió en tres parcelas replicadas para cada práctica agrícola que comprenden una fila de siete almendros, donde la superficie ocupada por los cinco árboles centrales se utiliza para obtener las mediciones de suelo. El muestreo de suelo se realizó a 20 cm y se muestreó entre las filas de los almendros a 2 m de distancia del tronco, cogiendo 3 muestras compuestas por cada práctica de manejo y repetición. La metodología empleada para cada indicador estudiado fue la siguiente:

La infiltración de agua en el suelo se determinó en campo mediante el método Beerkam de anillo simple. La densidad aparente se midió recogiendo muestras de suelo inalteradas con un cilindro de acero de volumen conocido (100 cm³) según Burke et al. (1986). La estabilidad de los agregados se expresó mediante el diámetro medio ponderado (MWD) obtenido mediante la ecuación de Kemper y Rosenau (1986). La retención de agua del suelo se midió a potenciales de -50 y -1500 kPa utilizando muestras tamizadas a 2 mm (Keller et al. 2007) para la obtención de la capacidad de campo (-50 kPa) y el punto de marchitez (-1500 kPa), siendo la diferencia entre ambas el agua disponible para las plantas. La tortuosidad de los poros se estimó a partir de los datos de porosidad total según Yu y Li (2004).

El nitrógeno (N) se analizó con un analizador N/C (Flash 1112 EA, Thermo-153 Finnigan, Bremen, Alemania) tras eliminar los carbonatos del suelo con HCl 1 M. El fósforo disponible (P_{av}) se extrajo por el método de Olsen (1954). Los cationes intercambiables Ca²⁺ y K⁺ se midieron utilizando una solución de BaCl₂ (Álvaro-Fuentes et al. 2019).

La respiración basal se calculó como el contenido promedio de C respirado diariamente por gramo de CO en el suelo incubado con o sin residuos vegetales. El carbono y nitrógeno de la biomasa microbiana se obtuvo por el método de Fumigación-Extracción (Vancen et al. 1987).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La estructura del suelo ha mejorado significativamente y con ello su capacidad de infiltrar y retener agua, a pesar de que con algunos manejos se observa un incremento en la compactación del suelo. Un mayor contenido de agua en el suelo es un indicador de una mejora de la estructura y distribución de agregados del suelo, tal y como han demostrado otros estudios (Martínez-Mena et al. 2021). Los manejos donde se observa una menor tortuosidad (significativamente o no) y por tanto una mayor conectividad de los poros, mostraron un incremento en la infiltración de suelo (Tabla 1).

Tabla 4. Propiedades físicas del suelo teniendo en cuenta todas las fincas experimentales correspondientes a las distintas prácticas de manejo. Error estándar representado entre paréntesis.

Tratamiento	Densidad aparente g cm ⁻³	MWD mm	Agua disponible (%)	Porosidad total cm ³ cm ⁻³	Tortuosidad cm ³ cm ⁻³	Infiltración cm h ⁻¹
LI	1,21 (0,03) a	0,67 (0,04) a	13,37 (0,51) a	0,42 (0,09) a	1,68 (0,03) b	13,71 (5,46) a
LR + CS	1,15 (0,03) a	0,82 (0,06) a	14,04 (0,68) b	0,45 (0,21) a	1,60 (0,02) a	24,57 (2,86) b
LI	1,13 (0,03) a	0,58 (0,04) a	13,40 (0,54) a	0,47 (0,07) b	1,54 (0,02) a	16,99 (4,49) a
LR + CE	1,19 (0,04) b	0,65 (0,07) b	12,42 (0,62) a	0,44 (0,15) a	1,61 (0,03) b	15,89 (4,42) a
LI	1,07 (0,03) a	0,53 (0,03) a	10,77 (0,29) a	0,45 (0,01) a	1,58 (0,02) a	8,91 (4,39) a
NL + CE	1,17 (0,04) b	0,65 (0,03) b	11,33 (0,66) b	0,45 (0,01) a	1,59 (0,03) a	17,36 (2,64) b

LI: laboreo intensivo; LR + CS: laboreo reducido más cubierta sembrada; LR + CE: laboreo reducido más cubierta espontánea; NL + CE: no laboreo más cubierta espontánea. Diferentes letras minúsculas entre filas indican diferencias significativas entre las prácticas de manejo con un nivel de significación de $p < 0.05$.

De forma general, se observa que la mayoría de los nutrientes disponibles para las plantas estudiados incrementan o no cambian significativamente con las prácticas de manejo sostenible respecto del laboreo intensivo (Figura 1). No laboreo junto con la implementación cubiertas vegetales espontáneas redujo la disponibilidad de P_{av} y Ca^{2+} respecto al laboreo intensivo. Las respuestas obtenidas pueden depender de otros factores independientes de la práctica implementada como determinadas características del suelo.

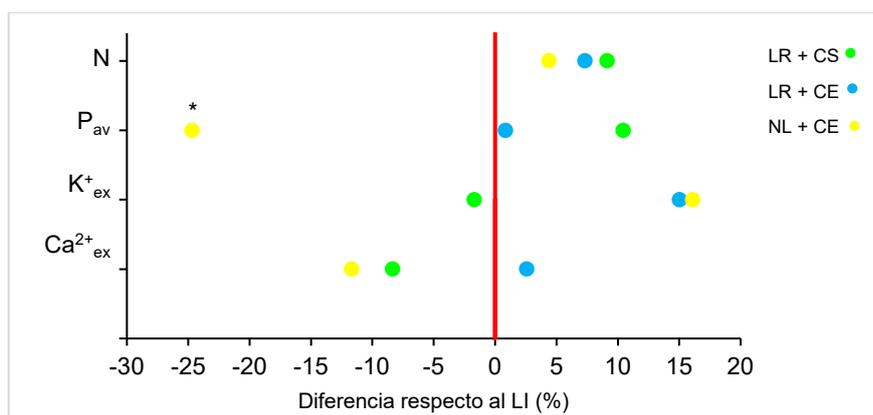


Figura 10. Diferencia en los indicadores de fertilidad del suelo entre las distintas prácticas de manejo sostenible respecto del laboreo convencional o intensivo (%). LI: laboreo intensivo; LR + CS: laboreo reducido más cubierta sembrada; LR + CE: laboreo reducido más cubierta espontánea; NL + CE: no laboreo más cubierta espontánea. Las diferencias significativas han sido marcadas con un (*).

En relación con los indicadores biológicos, se puede observar un aumento significativo en la respiración basal del suelo con la mayoría de las prácticas de manejo sostenible indicando

una mayor actividad microbiológica del suelo tal y como ha sido observado por otros autores (Susyan et al. 2011). Por consiguiente, se explica el aumento en el carbono y nitrógeno de la biomasa microbiana con respecto al laboreo intensivo en todas las prácticas de manejo sostenible, siendo más pronunciadas con la combinación de no laboreo y cubiertas vegetales espontáneas (Fig. 2).

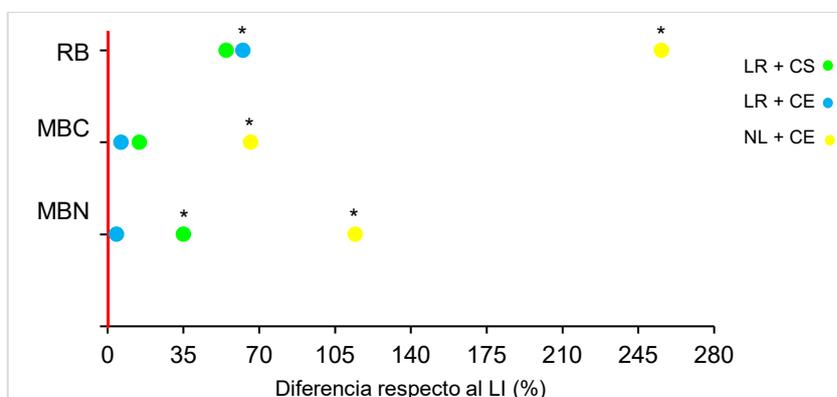


Figura 11. Diferencia en las distintas propiedades biológicas del suelo, RB: respiración basal, MBC: carbono de la biomasa microbiana, MBN: nitrógeno de la biomasa microbiana, entre las distintas prácticas de manejo sostenible respecto del laboreo convencional o intensivo (LI; %). LI: laboreo intensivo; LR + CS: laboreo reducido más cubierta sembrada; LR + CE: laboreo reducido más cubierta espontánea; NL + CE: no laboreo más cubierta espontánea. Las diferencias significativas han sido marcadas con un (*).

CONCLUSIONES

La disminución en la frecuencia de las operaciones de labranza junto con la implementación de cubiertas vegetales es esencial para la mejora de la salud del suelo en condiciones semiáridas mediterráneas. Específicamente se demostró una mejora en la fertilidad y en la actividad microbiológica del suelo paralelamente con una mejora en la estructura del mismo repercutiendo positivamente en el incremento en la capacidad de infiltración y en el agua disponible para las plantas, siendo éste un aspecto clave en cultivos de secano de zonas semiáridas. No se ha determinado una combinación de laboreo y cubierta vegetal que destaque sobre las demás en ninguna de las propiedades estudiadas, aunque sí se observó que un no laboreo puede tener efectos negativos en los nutrientes disponibles para la planta.

REFERENCIAS

- Álvaro Fuentes J, Lóczy D, Thiele-Bruhn S, Zornoza Belmonte R. 2019. Handbook of Plant and Soil Analysis for Agricultural systems. Cartagena: Crai UPCT ediciones.
- Burke W, Gabriels D, Bouma J. 1986. Soil structure assessment. En: A.A. Balkema (ed.), Rotterdam, Netherlands, p. 30-31.
- Gómez JA, Guzmán MG, Giráldez JV, Fereres E. 2009. The influence of cover crops and tillage on water and sediment yield, and on nutrient, and organic matter losses in an olive orchard on a sandy loam soil. *Soil and Tillage Research* 106(1): 137-144.
- Keller T, Arvidsson J, Dexter AR. 2007. Soil structures produced by tillage as affected by soil water content and physical quality of soil. *Soil and Tillage Research* 92: 45-52.
- Kemper WD, Rosenau RC. 1986. Aggregate Stability and Size Distribution. En: Arnold Klute (ed.) *Methods of Soil Analysis*. Madison, WI: American Society of Agronomy p. 425-442.
- Martínez-Mena M, Pérez M, Almagro M, García-Franco N, Díaz-Pereira E. 2021. Long-term effects of sustainable management practices on soil properties and crop yields in rainfed Mediterranean almond agroecosystems. *European Journal of Agronomy*: 123.

Olsen SR. 1954. Estimation of available phosphorus in soils by extraction with sodium bicarbonate. United States Department of Agriculture, Washington, DC.

Susyan EA, Wirth S, Ananyeva ND, Stolnikova EV. 2011. Forest succession on abandoned arable soils in European Russia - Impacts on microbial biomass, fungal-bacterial ratio, and basal CO₂ respiration activity. *European Journal of Soil Biology* 47(3): 169-174.

UNEP-UNDP-UNCCD. 2008. Technical Note for Discussion at CRIC 7

Vance ED, Brookes PC, Jenkinson DS. 1987. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil Biology and Biochemistry* 19 (6): 703-707.

Yu BM, Li JH. 2004. A geometry model for tortuosity of flow path in porous media. *Chinese Physics Letters* 21: 1569–1571.

EFECTO DE BIOFERTILIZANTES SOBRE EL RENDIMIENTO DEL BRÓCOLI Y DE LOS INDICADORES DE SALUD DEL SUELO

Irene Ollio ^{1,2*}, Vanesa Santás-Miguel ^{3,4}, Diego Soto Gómez ^{1,3}, Eva Lloret ^{1,2}, Virginia Sánchez-Navarro ^{1,2}, Silvia Martínez-Martínez ¹, Catalina Egea-Gilabert ^{1,2}, Juan A. Fernández ^{1,2}, David Fernández Calviño ^{3,4}, Raúl Zornoza ^{1,2}

¹ Grupo de Gestión, Aprovechamiento y Recuperación de Suelos y Agua (GARSA). Departamento de Ingeniería Agronómica, Universidad Politécnica de Cartagena, Paseo Alfonso XIII 48, 30203, Cartagena, España

² Instituto de Biotecnología Vegetal (IBV), Campus Muralla del Mar, Edificio I+D+I, Universidad Politécnica de Cartagena, 30202, Cartagena, España

³ Departamento de Biología Vegetal e Ciencia do Solo, Facultade de Ciencias, Universidad de Vigo, As Lagoas s/n, 32004 Ourense, España

⁴ Instituto de Agroecología e Alimentación (IAA). Universidade de Vigo—Campus Auga, 32004 Ourense, España

* irene.ollio@upct.es

RESUMEN

La elevada tasa de aplicación de fertilizantes puede tener importantes consecuencias medioambientales, como la contaminación del suelo y el agua y la pérdida de biodiversidad. El objetivo de este estudio fue comparar el uso de biofertilizantes y fertilizantes inorgánicos en un cultivo de brócoli para determinar su impacto en la abundancia y la actividad de microorganismos del suelo, la estructura de la comunidad microbiana, la diversidad funcional de genes, el rendimiento y las emisiones de gases de efecto invernadero. Se diseñaron cuatro tratamientos de fertilización diferentes cada uno con 4 réplicas: i) fertilización convencional (F100); ii) reducción de un 50% de la fertilización convencional (F50); iii) reducción de un 50% de la fertilización convencional + la aplicación de una formulación comercial de bacterias (BAI); y iv) reducción de un 50% de la fertilización convencional + la aplicación de una formulación comercial de bacterias y hongos no micorrízicos (BAII+FU). Los resultados mostraron que la fertilización reducida y la adición de ambos productos biofertilizantes no tuvieron efectos significativos sobre los nutrientes del suelo, la población microbiana, la actividad microbiana y el rendimiento en comparación con la fertilización inorgánica convencional. No obstante, la producción estuvo relacionada positivamente con el N total del suelo y la actividad microbiana, confirmando el efecto positivo de la biodiversidad en la producción.

Palabras clave: GEI; Biofertilizantes; *Brassica oleracea* var *italica* Plenck; nutrientes.

INTRODUCCIÓN

Los suelos agrícolas pueden liberar y absorber gases de efecto invernadero (GEI) como el CO₂, N₂O y CH₄ (Oertel et al. 2016). Las prácticas de gestión del suelo están relacionadas a estas emisiones (Mosquera y Hilhorst 2005). Los biofertilizantes que contienen rizobacterias y hongos promotores del crecimiento de las plantas pueden ayudar a reducir la contaminación y las emisiones de GEI mejorando la fertilidad del suelo, promoviendo el crecimiento de las plantas y creando depósitos de carbono y nitrógeno (Paliwoda et al. 2023). Sin embargo, los mecanismos exactos de estimulación del crecimiento de las plantas son enormemente complicados para comprender (Malgioglio et al. 2022). Evaluar la abundancia y la estructura de los microorganismos del suelo tras la aplicación de biofertilizantes es crucial para optimizar la sostenibilidad del suelo y la fertilidad de los cultivos (Lori et al. 2017). Varios estudios muestran cambios significativos en los indicadores del suelo, las enzimas y la estructura de la comunidad microbiana después de la inoculación con microorganismos promotores de crecimiento (PGPM) (Chaudhary et al. 2020). El objetivo de este estudio fue evaluar el impacto de dos biofertilizantes en la abundancia de microorganismos del suelo, la estructura de la

comunidad microbiana y la diversidad genética funcional, las emisiones de GEI del suelo y las propiedades químicas y biológicas del suelo en el rendimiento de los cultivos.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se llevó a cabo en Cartagena, sureste de España, en el Campo Experimental Tomás Ferro de la Universidad Politécnica de Cartagena (UPCT), España (37°41'16,6" N 0°56'55,6" O). El clima es mediterráneo semiárido. El experimento se realizó sobre un cultivo de brócoli (*Brassica oleracea* var *italica* Plenck, cultivar Parthenon), (Sakata Seed Iberica-Murcia, España) cultivado desde el 05/10/2021 hasta el 10/01/2022. Se diseñaron cuatro tratamientos de fertilización diferentes cada uno con 4 réplicas: (i) fertilizantes inorgánicos aplicados a las demandas nutricionales del cultivo (F100); (ii) 50% de reducción de la dosis de F100 (F50); (iii) F50 + la aplicación de una formulación de bacterias fijadoras de nitrógeno y solubilizadoras de fósforo y potasio (*Azospirillum*, *Pseudomonas* y *Bacillus* (BAIL); y (iv) F50 + la aplicación de una formulación de bacterias (*Bacillus*, *Azotobacter*) y hongos no micorrízicos (BAI + FU). Las mediciones de GEI se realizaron cada semana del 15/10/2021 al 10/01/2022, entre las 9:00 y las 12:00 utilizando el método de la cámara cerrada dinámica.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Para todos los GEI, no hubo un efecto significativo del tratamiento de fertilización, y las emisiones solo se vieron afectadas por las fechas de muestreo, mostrando una ligera variabilidad temporal. La temperatura del suelo es el factor más importante que controla las emisiones de CO₂ CH₄, en línea con estudios previos (Zornoza et al. 2018; Fan et al. 2021), sin diferencias significativas entre tratamientos. Esto podría atribuirse a la falta de efecto de los tratamientos de fertilización sobre la abundancia y actividad microbiana a corto plazo (Sun et al. 2011), lo que implica que las modificaciones de la fertilización no tuvieron una influencia directa sobre las comunidades microbianas y su funcionamiento (Stark et al. 2008) durante el cultivo de brócoli. La estimación de CO₂, N₂O, CH₄ y CO₂e acumulados liberados durante el periodo experimental no mostró diferencias significativas entre los tratamientos (Tabla 1).

Tabla 1. Valores acumulados de emisiones de CO₂, N₂O, CH₄ y CO₂ equivalente total del suelo, rendimiento del cultivo y datos acumulados de emisiones de CO₂ equivalente expresados en base a la producción liberada por el suelo en el cultivo de brócoli con diferentes tratamientos de fertilización. Los valores mostrados son la media ± error estándar (n = 4).

Tratamiento	Cum. CO ₂	Cum. N ₂ O	Cum. CH ₄	CO ₂ e	Producción	CO ₂ e
	g m ⁻²				kg ha ⁻¹	g kg ⁻¹ de producción
BAI+FU	261,5 ± 19,7	0,0 ± 0,0	3,0 ± 0,3	351,3 ± 14,4	15082,3 ± 894,3	225,0 ± 12,6
BAIL	242,8 ± 24,4	0,1 ± 0,1	2,1 ± 0,4	327,7 ± 36,7	14928,3 ± 886,4	203,3 ± 18,4
F50	233,8 ± 16,7	0,1 ± 0,1	3,0 ± 0,7	360,0 ± 43,6	15622,7 ± 1736,2	262,3 ± 27,6
F100	250,3 ± 8,1	0,0 ± 0,0	3,1 ± 0,4	347,2 ± 22,3	16797,3 ± 650,3	204,3 ± 24,9
F ANOVA	0,744 ns	0,336 ns	0,518 ns	0,903 ns	0,649 ns	0,260 ns

No se observaron diferencias significativas en el rendimiento de brócoli entre tratamientos, actividades enzimáticas o propiedades químicas (Tabla 2). No se encontraron tampoco diferencias significativas en la abundancia de genes de los ciclos C y N. Encontramos una correlación negativa entre el CO₂ acumulado y el gen *nifH*, lo que sugiere que una alta eficiencia de fijación biológica del nitrógeno conduce a menores emisiones (Tang et al. 2019). La abundancia de microorganismos en el suelo estuvo controlada principalmente por el carbono orgánico del suelo y por el carbono soluble, y no por los regímenes de fertilización (Siles et al. 2023). Un estudio de Fiorentino et al., (2018), informa de que la abundancia de las especies bacterianas inoculadas disminuyen después de la inoculación debido a la competencia y la hostilidad de la comunidad autóctona. Además, las Brassicáceas liberan

compuestos alelopáticos que limitan el crecimiento de los inoculantes microbianos (Siebers et al. 2018).

Tabla 2. Actividades enzimáticas del suelo (celulasa, ureasa, arylesterasa, glucosidasa), propiedades químicas (carbono orgánico, nitrógeno total, carbono y nitrógeno soluble, nitrato y amonio) y biomasa microbiana en función de los tratamientos de fertilización en el cultivo de brócoli. Valores medios \pm error estándar (n = 4).

		BAI+FU	BAII	F50	F100	F ANOVA
Cl _s	$\mu\text{mol gearbox sugars g}^{-1} \text{ h}^{-1}$	36,3 \pm 6,0	20,3 \pm 11,1	30,1 \pm 10,3	31,0 \pm 3,45	0,649 ns
Urs	$\mu\text{mol NH}_4^+ \text{ g}^{-1} \text{ h}^{-1}$	4,9 \pm 1,4	4,7 \pm 0,8	4,1 \pm 0,7	7,2 \pm 2,1	1,049 ns
Aryl	$\mu\text{mol PNP g}^{-1} \text{ h}^{-1}$	13,3 \pm 1,8	15,4 \pm 1,9	14,4 \pm 1,2	15,6 \pm 0,9	0,490 ns
Glu	$\mu\text{mol PNP g}^{-1} \text{ h}^{-1}$	0,3 \pm 0,0	0,3 \pm 0,0	0,3 \pm 0,1	0,3 \pm 0,0	0,505 ns
Humedad	%	14,4 \pm 0,6	15,5 \pm 0,9	15,4 \pm 0,8	13,6 \pm 0,5	0,254 ns
SOC	%	1,0 \pm 0,0	1,0 \pm 0,1	1,1 \pm 0,0	1,0 \pm 0,1	0,656 ns
Nt	%	0,1 \pm 0,0	0,1 \pm 0,0	0,1 \pm 0,0	0,1 \pm 0,0	0,411 ns
Csol	mg kg^{-1}	1405,8 \pm 71,4	1255,5 \pm 136,4	1080,5 \pm 52,3	1129,5 \pm 56,6	0,082 ns
Nsol	mg kg^{-1}	94,6 \pm 8,3	78,2 \pm 7,2	98,1 \pm 16,8	95,0 \pm 4,4	0,534 ns
NO ₃ ⁻	mg kg^{-1}	47,2 \pm 13,6	33,2 \pm 5,5	40,4 \pm 6,1	79,8 \pm 19,0	0,088 ns
NH ₄ ⁺	mg kg^{-1}	1,7 \pm 0,0	1,8 \pm 0,1	1,7 \pm 0,0	1,8 \pm 0,0	0,293 ns
Total PLFA	nmol g^{-1}	15,6 \pm 1,0	15,8 \pm 1,1	15,6 \pm 1,1	14,6 \pm 0,7	0,834 ns

Se encontró una correlación positiva entre la producción de brócoli y el N total del suelo, actividades enzimáticas y la tasa de emisión de CO₂, confirmando el efecto positivo de la biodiversidad en la producción.

CONCLUSIONES

Este ensayo ha mostrado que la reducción de la tasa de fertilización junto a la adición de biofertilizantes en un cultivo de brócoli no afecta significativamente a las propiedades del suelo ni a las emisiones de GEI en comparación con la fertilización inorgánica convencional. El estudio sugiere que reduciendo las cantidades de fertilizantes se puede conseguir un rendimiento óptimo del cultivo, reduciendo potencialmente los costes y la contaminación del agua. La aplicación a largo plazo de biofertilizantes es necesaria para evaluar plenamente sus efectos.

Agradecimientos: Los resultados de este trabajo son parte del proyecto SoildiverAgro que se financia a través del Programa Horizon 2020 de la Unión Europea para la investigación y la innovación. Grant agreement No 817819

REFERENCIAS

Chaudhary DR, Rathore AP, Sharma S. 2020. Effect of halotolerant plant growth promoting rhizobacteria inoculation on soil microbial community structure and nutrients. *Applied Soil Ecology*. 150: 103461.

Fan Y, Hao X, Carswell A, Misselbrook T, Ding R, Li S, et al. Inorganic nitrogen fertilizer and high N application rate promote N₂O emission and suppress CH₄ uptake in a rotational vegetable system. *Soil and Tillage Research* 206: 104848.

Fiorentino N, Ventorino V, Woo SL, Pepe O, De Rosa A, Gioia L, et al. 2018. Trichoderma-Based Biostimulants Modulate Rhizosphere Microbial Populations and Improve N Uptake Efficiency, Yield, and Nutritional Quality of Leafy Vegetables. *Frontiers in Plant Science* 9. <https://doi.org/10.3389/fpls.2018.00743>

- Lori M, Symnaczik S, Mäder P, Deyn GD, Gattinger A. 2017. Organic farming enhances soil microbial abundance and activity - A meta-analysis and meta-regression. *PLOS ONE* 112(7): e0180442.
- Malgigioglio G, Rizzo GF, Nigro S, Lefebvre du Prey V, Herforth-Rahmé J, Catara V, et al. 2022. Plant-Microbe Interaction in Sustainable Agriculture: The Factors That May Influence the Efficacy of PGPM Application. *Sustainability* 14(4): 2253.
- Mosquera J, Hilhorst MA. 2005. Precise soil management as a tool to reduce N₂O and CH₄ emissions from agricultural soils: literature review. En: 4th International Symposium on non-CO₂ greenhouse gases (NCGG-4), science, control, policy and implementation, Utrecht, Netherlands, 4-6 July 2005. Millpress Science Publishers; 2005. p. 5-12.
- Oertel C, Matschullat J, Zurba K, Zimmermann F, Erasmi S. 2016. Greenhouse gas emissions from soils - A review. *Geochemistry* 76(3): 327-52.
- Paliwoda D, Mikiciuk G, Mikiciuk M, Miller T, Kisiel A, Sas-Paszt L, et al. 2023. The Use of Plant Growth Promoting Rhizobacteria to Reduce Greenhouse Gases in Strawberry Cultivation under Different Soil Moisture Conditions. *Agronomy* 13(3): 754.
- Siebers M, Rohr T, Ventura M, Schütz V, Thies S, Kovacic F, et al. 2018. Disruption of microbial community composition and identification of plant growth promoting microorganisms after exposure of soil to rapeseed-derived glucosinolates. *PLOS ONE* 13(7): e0200160.
- Siles JA, Vera A, Díaz-López M, García C, van den Hoogen J, Crowther TW, et al. 2023. Land-use- and climate-mediated variations in soil bacterial and fungal biomass across Europe and their driving factors. *Geoderma* 434: 116474.
- Stark CH, Condon LM, O'Callaghan M, Stewart A, Di HJ. 2008. Differences in soil enzyme activities, microbial community structure and short-term nitrogen mineralisation resulting from farm management history and organic matter amendments. *Soil Biology and Biochemistry* 40(6): 1352-1363.
- Sun B, Dong ZX, Zhang XX, Li Y, Cao H, Cui ZL. 2011. Rice to Vegetables: Short- Versus Long-Term Impact of Land-Use Change on the Indigenous Soil Microbial Community. *Microb Ecol.* 62(2): 474-85.
- Tang Y, Yu G, Zhang X, Wang Q, Tian J, Niu S, et al. 2019. Different strategies for regulating free-living N₂ fixation in nutrient-amended subtropical and temperate forest soils. *Applied Soil Ecology* 136: 21-29.
- Zornoza R, Acosta JA, Gabarrón M, Gómez-Garrido M, Sánchez-Navarro V, Terrero A, et al. 2018. Greenhouse gas emissions and soil organic matter dynamics in woody crop orchards with different irrigation regimes. *Science of The Total Environment* 644: 1429-1438.

EFFECTO DE LAS CUBIERTAS VEGETALES EN EL ALMACENAMIENTO DE CARBONOORGÁNICO DEL SUELO Y SU INFLUENCIA EN LA DIVERSIDAD MICROBIANA

J. González-Canales^{1,2,*}, M. Navas³, J.P. Martín-Sanz¹, R. Ramos¹, A. Moreno-Delafuente¹,
B. Sastre¹.

¹Instituto Madrileño de Investigación y Desarrollo Rural, Agrario y Alimentario (IMIDRA), Área
Investigación aplicada y Extensión Agraria, Alcalá de Henares, Madrid.

²Universidad de Alcalá (UAH) Escuela de Doctorado, Alcalá de Henares, Madrid.

³Universidad Complutense de Madrid (UCM). Facultad de Farmacia, Departamento de Química en
Ciencias Farmacéuticas, Madrid.

*javiergonzalezcanales@madrid.org

RESUMEN

El uso de cubiertas vegetales en olivar como alternativa al laboreo convencional potencia cambios en las propiedades físico-químicas y biológicas del suelo, aumentando su biodiversidad, favoreciendo la recirculación y biodisponibilidad de nutrientes. La implantación de cubierta vegetal afecta a las diferentes formas de almacenamiento de Carbono Orgánico del Suelo (COS). El objetivo de este trabajo es comparar la influencia de distintas cubiertas vegetales en el almacenamiento de las diferentes fracciones de carbono y en la composición de las poblaciones de microorganismos del suelo. Para ello se llevó a cabo un ensayo en un olivar intensivo de la Finca Experimental "La Chimenea" (IMIDRA) al sur de la Comunidad de Madrid, con cuatro manejos de suelo: i) laboreo convencional, ii) cubierta permanente con la gramínea *Brachypodium distachyon* (L), iii) cubierta permanente de vegetación espontánea y iv) cubierta anual de leguminosas *Vicia ervilia* (L). Se analizó el CO total del suelo, el fraccionamiento de la materia orgánica y la abundancia de hongos y bacterias por qPCR, a profundidades (0-5 cm, 5-10 cm, 10-20 cm y 20-30 cm). Se observó que el CO total y el carbono de las fracciones analizadas aumenta con la cubierta de vegetación espontánea frente al laboreo en todo el espesor de suelo ($p < 0,05$) y que la población de hongos disminuye bajo la cubierta de yeros respecto al resto de manejos ($p < 0,05$). Por lo tanto, el uso de diferentes tipos de cubiertas influye en el contenido de CO del suelo, sus distintas fracciones de almacenamiento y en la abundancia y composición de la microbiota del suelo.

PALABRAS CLAVE: Olivar, Materia orgánica, qPCR, Biodiversidad, Cambio climático.

INTRODUCCIÓN

El uso de cubiertas vegetales en olivar como alternativa al laboreo convencional, potencia cambios en las propiedades físico-químicas y biológicas del suelo, aumentando su biodiversidad de microorganismos, favoreciendo la recirculación y biodisponibilidad de los nutrientes. El establecimiento de cubiertas vegetales en cultivos leñosos, incrementa el contenido de carbono orgánico (CO) en el suelo (Parras-Alcantara *et al.* 2015; Sastre *et al.* 2018). La materia orgánica del suelo está formada por compuestos fácilmente degradables como polisacáridos de origen microbiano o vegetal, almidón, hemicelulosas, celulosa, azúcares solubles y compuestos muy resistentes a la biodegradación como lignina, ácidos grasos, ceras, resinas y suberinas (Rovira y Vallejo 2007). Los distintos manejos del suelo, afectan de forma diferente al almacenamiento de CO, debido a la composición de poblaciones de microorganismos, encargados de la transformación de la materia orgánica y la recirculación de nutrientes del suelo (Six *et al.* 2006; García-Orenes *et al.* 2013) y están

muy influenciados por los cambios en las propiedades físico-químicas del suelo y las condiciones climáticas de la zona (Powlson *et al.* 2001, Hammad *et al.* 2020). El objetivo de este trabajo es comparar la influencia de distintas cubiertas vegetales en el almacenamiento de las diferentes fracciones de carbono y en la composición de las poblaciones de microorganismos del suelo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se estableció un ensayo en un olivar intensivo de la variedad Cornicabra (*Olea europaea* L.), con un marco de plantación de 7 x 6 m² ubicado en el Centro de Olivicultura del Instituto Madrileño de Investigación y Desarrollo Rural, Agrario y Alimentario (IMIDRA), en la Finca experimental “La Chimenea”, localizada entre los municipios de Aranjuez y Colmenar de Oreja, al sur de la Comunidad de Madrid. La parcela de estudio se halla bajo un clima mediterráneo semiárido con temperatura media anual de 13,8 °C y precipitación media anual de 395 mm y un suelo Haplic Gypsisol (IUSS Working Group WRB, 2014), con un régimen de humedad del suelo xérico. Estos suelos están desarrollados sobre unas margas yesíferas con profundidad menor de 30 cm.

Se realizó un diseño experimental de bloques al azar, teniendo como factor de estudio, el manejo del suelo: i) Laboreo, con dos pases de labor al año con un chisel (LAB), ii) Cubierta permanente de gramíneas de *Brachypodium distachyon* (L) (BRA), iii) Cubierta anual con leguminosas de *Vicia ervilia* (L.) (YER) y iv) Cubierta vegetal espontánea permanente (VE). Las cubiertas se establecieron en 2015, siendo todas las cubiertas segadas una o dos veces al año.

El muestreo del suelo se realizó entre abril y mayo de 2022, tomando tres muestras compuestas en cada unidad experimental, a cuatro profundidades (0-5, 5-10, 10-20 y 20-30 cm). Las muestras se conservaron en frío hasta su traslado al laboratorio, y se dividieron en dos submuestras, una parte se tamizó a 2 mm y se conservó congelada a -20 °C para las determinaciones microbiológicas y la otra fue secada al aire, destinada a los análisis físico-químicos, posteriormente fue tamizada a 2 mm. Se midieron varias propiedades químicas y microbiológicas del suelo, de las que se han seleccionado para este estudio las siguientes: Carbono orgánico del suelo (SOC, por sus siglas en inglés), por el método Walkley y Black (1934), fraccionamiento de la materia orgánica por hidrólisis ácida con H₂SO₄, según el método descrito por Rovira & Vallejo (2007), y extracción de ADN y su cuantificación por qPCR de la abundancia de los principales grupos, utilizando marcadores específicos para cada grupo filogenético: *16S rRNA* para bacterias y arqueas, e *ITS* para hongos, que se realizó siguiendo lo descrito por Ulcuango *et al.* (2021).

Para el análisis estadístico de los resultados se realizó un análisis de varianza con un modelo lineal general (Statgraphics Centurión XVIII) para un diseño factorial, teniendo en cuenta como factores el manejo de suelo y la profundidad, asegurando la linealidad y homocedasticidad de los datos. Las diferencias entre las medias se evaluaron con la prueba LSD de Fisher para un p-valor inferior a 0,05.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

De forma similar a lo encontrado por otros autores (Sastre *et al.* 2018, Hammad *et al.* 2020), el contenido total de SOC disminuye en profundidad, encontrando diferencias significativas entre los diferentes espesores estudiados (Figura 1.A). Además, desde el punto de vista del manejo del suelo, el laboreo es el manejo con contenido de carbono significativamente menor, frente al resto de manejos con cubiertas vegetales. En cuanto al fraccionamiento de la materia orgánica (Figura 1.B), el contenido en SOC disminuye en profundidad para las tres fracciones analizadas LP1 (Fracción lábil, del inglés, Labil Pool 1), LP2 (Labil Pool 2) y

R (Carbono Recalcitrante). Se observa un contenido significativamente mayor de carbono en el espesor 0-5 cm, mientras que el espesor 20-30 cm muestra un contenido significativamente menor para las tres fracciones con respecto al resto de profundidades. La mayor parte del SOC pertenece a la fracción del carbono recalcitrante, formada por compuestos que no se pueden hidrolizar con ácido sulfúrico. Desde el punto de vista del manejo de suelo, la cubierta de vegetación espontánea, muestra un contenido significativamente mayor de SOC para todas las fracciones de carbono. Las cubiertas sembradas, *Brachypodium* y yeros también presentan valores significativamente mayores al laboreo para la fracción LP1, la cual está formada por compuestos más fácilmente degradables como polisacáridos de origen microbiano o vegetal. El laboreo es el manejo de suelo con valores de SOC significativamente más bajos en todas las fracciones.

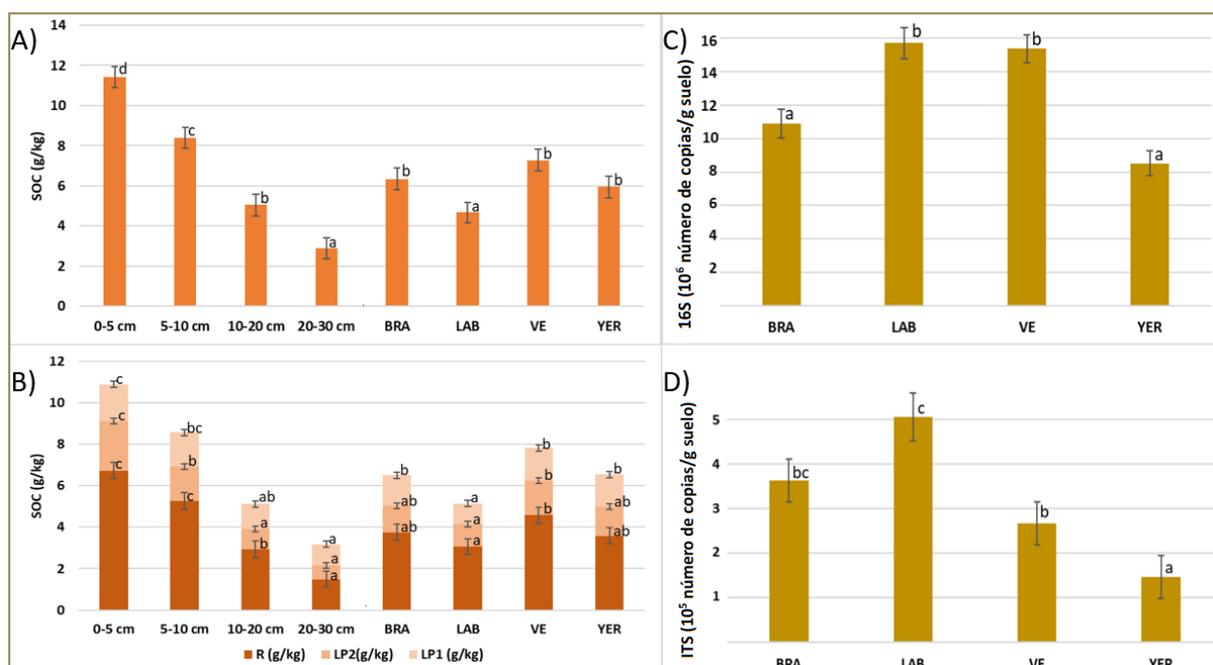


Figura 1: A) Valores medios del SOC total (g/kg), distinguiendo entre las distintas profundidades y manejos de suelo. B) Valores medios de SOC (g/kg) comparando cada fracción, distinguiendo entre los distintos factores de estudio (profundidad y manejo de suelo). C) Valores medios de abundancia de bacterias, en los primeros 10 cm de suelo, bajo los distintos manejos de suelo, medidos en número de copias de 16S/g suelo. D) Valores medios de abundancia de hongos en los primeros 10 cm de suelo, bajo los distintos manejos de suelo, medidos en número de copias de ITS/g suelo. Donde, BRA: *Brachypodium*, LAB: Laboreo, VE: Vegetación espontánea, YER: yeros, LP1: Fracción lábil, del inglés, Labil Pool 1, LP2: Labil Pool 2 y R: Carbono Recalcitrante. Letras diferentes indican diferencias significativas según el test LSD para p valor < 0,05.

El ratio LP2/(LP1+LP2) sirve como indicador del grado de descomposición de la materia orgánica (Rovira y Vallejo 2007), y por tanto de la actividad de los microorganismos del suelo. Se encontraron diferencias significativas en profundidad para este ratio, alcanzando los espesores 0-5 cm y 5-10 cm valores más altos (datos no mostrados), sin llegar a ser estadísticamente significativas las diferencias entre manejos. Por ello, los valores de abundancia de microorganismos solo los referimos a estos dos espesores. Desde el punto de vista del manejo de suelo, la abundancia de bacterias fue significativamente mayor en laboreo y vegetación espontánea que en el resto de cubiertas (Figura 1.C). Por su parte, el contenido en hongos fue significativamente mayor en el suelo labrado frente al resto de manejos (figura 1.D). Se observa, por tanto, un aumento de los microorganismos en laboreo y con cubierta espontánea. El aumento de los microorganismos en el suelo labrado podría estar relacionado con la disminución significativa de resistencia a la penetración en laboreo

frente a los manejos de suelo con cubiertas, en los primeros centímetros de suelo ($p < 0,1$; datos no mostrados). Los suelos compactados, con menor porosidad, presentan condiciones menos favorables para los microorganismos del suelo (Beylich et al. 2010), el laboreo provoca cambios en la distribución y el tamaño de los poros del suelo (Kay y Van den Bygaart 2002), que pueden favorecer las poblaciones de microorganismos. Del mismo modo, el aumento de bacterias bajo cubierta vegetal espontánea, podría deberse a los efectos del sistema radicular de la cubierta mejorando de la porosidad del suelo (Hudek C et al. 2022). Sin embargo, en periodos secos, la compactación del suelo aumenta en los espesores superficiales debido a la extracción de agua por parte de la cubierta (Ribes et al. 2005).

CONCLUSIONES

En el caso del olivar intensivo de “La Chimenea”, el Carbono orgánico del suelo disminuye con la profundidad. El uso de diferentes manejos del suelo influye en el contenido de carbono, así como en sus distintas formas de almacenamiento. Además, los diferentes tipos de manejo tienen un efecto en la abundancia y composición de la microbiota del suelo. Sin embargo, sería necesario tener en cuenta otros parámetros físico-químicos del suelo, como la porosidad del suelo, para dar resultados más concluyentes.

Agradecimientos: : Contrato predoctoral de Javier González Canales co-financiado por la Ayuda PRE2021- 097966, financiada por MCIN/AEI /10.13039/501100011033 y por FSE invierte en tu futuro. Rubén Ramos es beneficiario de una ayuda de formación del IMIDRA. Este trabajo se ha financiado mediante los proyectos de financiación propia del IMIDRA: FP22-RIEFOLI y FP24-RIEFOLI-2.

REFERENCIAS

- Beylich A, Oberholzer H R, Schrader S, Höper H, Wilke BM. 2010. Evaluation of soil compaction effects on soil biota and soil biological processes in soils. *Soil and Tillage Research* 109(2): 133-143.
- García-Orenes F, Morugán-Coronado A, Zornoza R, Scow K. 2013. Changes in soil microbial community structure influenced by agricultural management practices in a Mediterranean agro-ecosystem. *PloS one* 8(11): e80522.
- Hammad HM, Nauman HMF, Abba F, Ahmad A, Bakhat HF, Saeed S, Cerdà A. 2020. Carbon sequestration potential and soil characteristics of various land use systems in arid region. *Journal of Environmental Management* 264: 110254.
- Hudek C, Putinica C, Otten W, De Baets S. 2022. Functional root trait-based classification of cover crops to improve soil physical properties. *European Journal of Soil Science* 73(1): e13147.
- Kay BD, Van den Bygaart AJ. 2002. Conservation tillage and depth stratification of porosity and soil organic matter. *Soil and Tillage Research*, 66(2), 107-118.
- Parras-Alcantara L, Diaz-Jaimes L, Lozano-Garcia B. 2015. Organic farming affects C and N in soils under olive groves in mediterranean areas. *Land Degradation Development* 26(8): 800-806.
- Powlson DS, Hirsch PR, Brookes PC. 2001. The role of soil microorganisms in soil organic matter conservation in the tropics. *Nutrient Cycling Agroecosystems* 61: 41-51.
- Ribes JG, Agšera J, Álvarez NM. 2005. Estudio de la compactación en cubiertas vegetales de olivar. *Agricultura de Conservación AC* (1): 28-30.

Rovira P, Vallejo VR. 2007. Labile, recalcitrant, and inert organic matter in Mediterranean forest soils. *Soil Biology and Biochemistry* 39(1): 202-215.

Sastre B, Marques MJ, García-Díaz A, Bienes R. 2018. Three years of management with cover crops protecting sloping olive groves soils, carbon and water effects on gypsiferous soil. *Catena*, 171, 115-124.

Six J, Frey SD, Thiet RK, Batten KM. 2006. Bacterial and fungal contributions to carbon sequestration in agroecosystems. *Soil Science Society of America Journal* 70(2): 555-569.

Ulcuango K, Navas M, Centurión N, Ibañez MÁ, Hontoria C, Mariscal-Sancho I. 2021. Interaction of Inherited Microbiota from Cover Crops with Cash Crops. *Agronomy* 11(11): 2199.

Walkley A, Black IA (1934). An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Science* 37(1): 29-38.

SIEMBRA DIRECTA VS. LABOREO CONVENCIONAL EN LA ROTACIÓN TRIGO-COLZA: EVALUACIÓN MEDIANTE INDICADORES DE SALUD DEL SUELO

José Javier Guerrero-Criado^{1,*}, Ginés Rodríguez², Francisco Márquez-García³, María del Carmen del Campillo¹, Rafael Villar², Antonio Rafael Sánchez-Rodríguez¹

¹Departamento de Agronomía (DAUCO, Unidad de Excelencia 'María de Maeztu' 2020-2024), ETSIAM, Universidad de Córdoba, España

²Departamento de Botánica, Ecología y Fisiología Vegetal, Universidad de Córdoba, España

³Departamento de Ingeniería Rural, ETSIAM, Universidad de Córdoba, España

*g62gucrj@uco.es

RESUMEN

La intensificación de los sistemas agrícolas y los efectos del cambio climático han favorecido la reducción de la biodiversidad y del contenido de materia orgánica del suelo, disminuyendo su funcionalidad y salud. Para frenar esta tendencia es necesario desarrollar prácticas agrícolas más sostenibles y respetuosas con el medio ambiente que favorezcan la transición ecológica de la agricultura y la recuperación de la salud del suelo. El objetivo de este estudio fue evaluar el efecto en la salud del suelo de dos manejos (Laboreo Convencional y Siembra Directa) en rotaciones agrícolas de secano del sur de España a partir de indicadores de salud del suelo. Para ello se llevó a cabo un ensayo de cultivo de una rotación trigo-colza compuesto por dos bloques de dos parcelas de 5 ha cada uno (aproximadamente), y en los cuales se realiza, respectivamente, siembra directa (desde hace 13 años) y laboreo convencional. Para evaluar los efectos de ambas prácticas en la funcionalidad del suelo, se utilizaron indicadores de salud del suelo incluyendo densidad aparente, materia orgánica y fitodisponibilidad de fósforo, además del rendimiento de los cultivos. La tipología del suelo de la finca experimental fue clave para producir diferencias entre las dos prácticas evaluadas, por lo que, aunque la introducción de la siembra directa permitió mejorar la salud del suelo, su efecto es función de las propiedades específicas del suelo.

PALABRAS CLAVE: salud del suelo, agricultura de conservación, siembra directa, rotación de cultivos, biodiversidad.

INTRODUCCIÓN

El suelo, por su amplia funcionalidad, es clave en la transición ecológica de la agricultura. Entre sus funciones está soportar la producción agrícola, cuyo objetivo es proporcionar alimentos de calidad a una población creciente. Además, el suelo también ofrece funciones medioambientales indispensables, al actuar como reserva de agua, carbono y otros nutrientes para las plantas y organismos que habitan en él (Bünemann et al. 2018). Sin embargo, al ser un recurso no renovable, la intensificación de los sistemas agrícolas ha afectado negativamente a su contenido en materia orgánica y a su biodiversidad, entre otros, favoreciendo su degradación (González-Sánchez et al. 2015). Para revertir esta tendencia es fundamental implementar técnicas que minimicen el impacto de la agricultura en el medio ambiente, con el objetivo de obtener una producción agrícola más sostenible a la vez que se mantiene o incluso recupera la salud del suelo. Para lograrlo, se pueden implementar algunas prácticas relacionadas con el manejo de suelo, como la reducción del laboreo, así como el desarrollo de rotaciones de cultivos (Rose et al. 2021). De esta forma se alcanzará un nuevo paradigma en la producción agrícola, al obtener alimentos de calidad a la vez que se limita la pérdida de nutrientes críticos (Sánchez-Rodríguez et al. 2019, 2021) y se incrementa la materia orgánica en los suelos agrícolas, favoreciendo la actividad de los microorganismos

que habitan en él, además de mejorar determinadas propiedades físico-químicas claves del suelo (estructura, porosidad, densidad aparente, capacidad de almacenamiento de agua). No obstante, para implantar estas prácticas agrícolas, hay que considerar la complejidad de estos sistemas, donde el suelo juega un rol fundamental. Teniendo esto en cuenta, el objetivo de este estudio fue evaluar el efecto en la salud del suelo de dos manejos (siembra directa y laboreo convencional) en rotaciones agrícolas de secano del sur de España a partir de indicadores de salud del suelo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Para ello, se desarrolló un ensayo de cultivo de una rotación trigo-colza, ubicado en la Finca Experimental de Rabanales de la Universidad de Córdoba y compuesto por dos bloques de dos parcelas de 5 ha cada uno. El primer bloque (parcelas 1 y 2) se maneja mediante laboreo convencional (T: *Tillage*; 15-20 cm de profundidad), mientras que en el segundo bloque (parcelas 3 y 4) se practica siembra directa (NT: *No Tillage*) desde hace 13 años. Los muestreos se realizaron en base a una malla compuesta por 203 unidades de muestreo (UM) (unas 50 por parcela), recogida en la Figura 1, donde se aprecia tanto la disposición de los bloques y sus parcelas, como la de los cultivos de trigo (*Triticum durum* L.) variedad Athoris (2 y 3) y colza (*Brassica napus* L.) variedad Carlton (1 y 4) en la campaña 2022-2023. Además, en la Figura 1, se clasifican las UM según su contenido de arena, considerando dos tipos de suelo: arcilloso (< 50% de arena) (azul) y arenoso (> 50% de arena) (naranja).



Figura 1. Ensayo de la rotación trigo-colza bajo diferentes manejos de suelo. Numeración de las parcelas: 1. Colza, laboreo; 2. Trigo, laboreo; 3. Trigo, siembra directa; y 4. Colza, siembra directa. Azul: Unidades de muestreo con menos del 50% de arena en su granulometría. Naranja: Unidades de muestreo con más del 50% de arena en su granulometría.

El muestreo de material vegetal se realizó antes de la cosecha, recogiendo 1 m² de cultivo para 25 UM por parcela experimental. A continuación, se separó el grano de trigo y de colza para determinar su rendimiento. Además, tras la cosecha, se realizó un muestreo de suelo para conocer las propiedades físico-químicas del horizonte superficial en las 203 UM, determinando la materia orgánica por el método de Walkley y Black (1934) y el fósforo (P) fitodisponible según el método Olsen (1954). Por último, se realizó otro muestreo de suelo para determinar la densidad aparente del suelo en 25 UM por parcela experimental, utilizando un cilindro metálico (5 cm de diámetro) biselado en su parte inferior.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados obtenidos se recogen en la Figura 2. En cuanto al porcentaje de materia orgánica (Figura 2.A), la siembra directa (NT) incrementó su contenido en torno a un 1-1,5% respecto a los valores obtenidos en las parcelas de laboreo convencional (T), siendo mayor el incremento experimentado en la parte de la finca más arenosa. El motivo principal es la descomposición de los restos vegetales, que actúan como *input* de carbono orgánico a la vez que crean un acolchado en el suelo que retiene más humedad y favorece la presencia de microorganismos y artrópodos descomponedores. Por el contrario, el laboreo convencional (T) expone al suelo a una mayor oxidación, perdiendo parte del carbono orgánico en forma de emisiones atmosféricas de CO₂. Además, la menor pérdida de materia orgánica observada en la zona arcillosa de la finca experimental bajo laboreo (T) puede deberse a la formación de complejos arcillo-húmicos que protegen a la materia orgánica de la oxidación tras el laboreo.

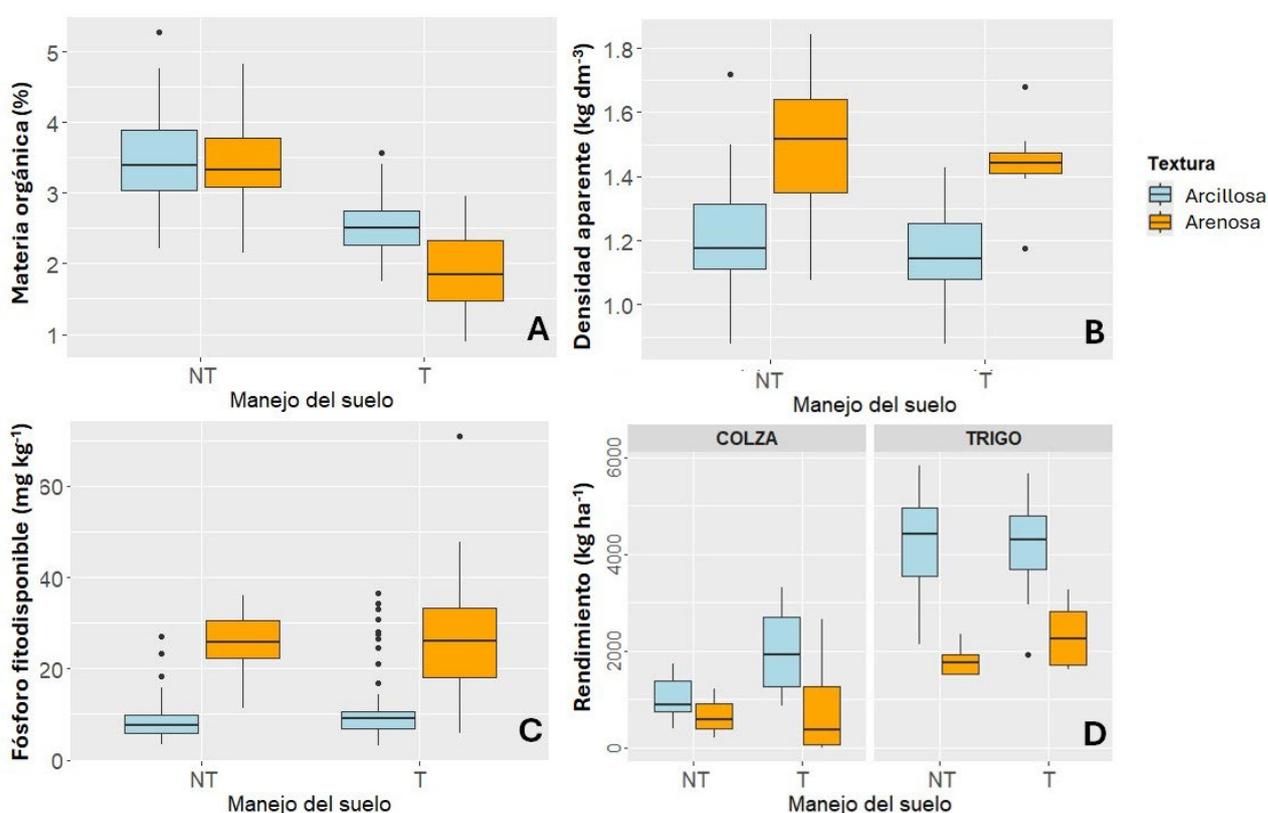


Figura 2. (A) Materia orgánica (%), (B) densidad aparente (kg dm⁻³) y (C) fósforo fitodisponible (mg kg⁻¹) en los primeros 5 cm de suelo, y (D) rendimiento (kg ha⁻¹) de los cultivos de colza y trigo, en función del manejo del suelo (NT: *No Tillage* o no laboreo, T: *Tillage* o laboreo convencional) y de la textura del suelo (Arcillosa y Arenosa).

En cuanto a las otras 3 variables evaluadas, los resultados permiten ver cómo estuvieron más condicionadas por el tipo de suelo. Así, la densidad aparente (Figura 2.B) y el P fitodisponible (Figura 2.C) siguieron una tendencia similar y no se observaron apenas diferencias en función del manejo. Cabe destacar que para la densidad aparente se observó que en el suelo arenoso ambos manejos arrojaron una distribución diferente en los resultados; en el caso del T, los valores se agruparon muy próximos a la mediana, mientras que en el NT hubo una distribución más amplia. Respecto al rendimiento (Figura 2.D), en el caso del trigo no se observan diferencias por el manejo sino por el tipo de suelo, reportando en el suelo arenoso en NT rendimientos algo menores que en T. Sin embargo, en colza los rendimientos obtenidos sobre ambos suelos se acercaron más entre manejos. No obstante, hay que resaltar la escasez de

precipitaciones durante la campaña agrícola 2022-2023, lo que condicionó en gran medida los rendimientos obtenidos, como ocurre en el suelo arenoso, con menor capacidad de retener agua. En esta línea, en cuanto al elevado P fitodisponible observado en la zona más arenosa, es necesario recalcar la menor productividad de los cultivos en esta zona de la finca experimental, lo que supone una menor extracción de P y su acumulación en este horizonte.

CONCLUSIONES

La siembra directa realizada durante los últimos 13 años incrementó la materia orgánica en los primeros cm de ambos suelos, pero más si cabe en el arenoso, con menor capacidad de retener agua y menor materia orgánica bajo laboreo. Esto permitió mejorar la salud de un suelo que presenta limitaciones para el cultivo por su textura, pedregosidad y drenaje, incrementando su reserva de carbono orgánico, a pesar de no modificar sustancialmente su densidad aparente y de no alcanzar rendimientos más elevados con la siembra directa. Además, este estudio refuerza la importancia del rol que juegan las características de cada suelo en la respuesta ante distintas técnicas de manejo y se hace constar la necesidad de investigar en campañas sucesivas con distintas condiciones climáticas que permitan obtener conclusiones más sólidas.

Agradecimientos: Trabajo realizado gracias a la financiación de (i) Ayudas para la Formación de Profesorado Universitario del Ministerio de Universidades (Ref: FPU21/03384); (ii) Proyecto “Transición hacia un riego inteligente mejorando la salud del suelo” (Ref: TED2021-130167B-C31) del Ministerio de Ciencia e Innovación del Plan de Recuperación, Transformación y Resiliencia; (iii) Programa Severo Ochoa y María de Maeztu para Centros y Unidades de Excelencia en Investigación y Desarrollo (Ref: CEX2019-000968-M).

REFERENCIAS

- Bünemann EK, Bongiorno G, Bai Z, Creamer RE, De Deyn G, de Goede R, Fleskens L, Geissen V, Kuyper TW, Mäder P, Pulleman M, Sukkel W, van Groenigen JW, Brussaard L. 2018. Soil quality—A critical review. *Soil Biology and Biochemistry* 120: 105–125.
- Gonzalez-Sanchez EJ, Veroz-Gonzalez O, Blanco-Roldan GL, Marquez-Garcia F, Carbonell-Bojollo R. 2015. A renewed view of conservation agriculture and its evolution over the last decade in Spain. *Soil Tillage Res.* 146: 204–212. <https://doi.org/10.1016/j.still.2014.10.016>
- Olsen SR, Watanabe FS, Cospser HR, Larson WE, Nelson LB. 1954. Residual Phosphorus Availability in long-time Rotations on Calcareous Soils. *Soil Science* 78: 141-151.
- Rose DC, Wheeler R, Winter M, Lobley M, Chivers CA. 2021. Agriculture 4.0: Making it work for people, production, and the planet. *Land use Policy* 100: 104933.
- Sánchez-Rodríguez AR, Nie C, Hill PW, Chadwick DR, Jones DL. 2019. Extreme flood events at higher temperatures exacerbate the loss of soil functionality and trace gas emissions in grassland. *Soil Biology and Biochemistry* 130: 227-236.
- Sánchez-Rodríguez AR, Rey MD, Nechate Drif H, Castillejo MA, Jorrín-Novo JV, Torrent J, del Campillo MC, Sacristán D. 2021. Combining P and Zn fertilization to enhance yield and grain quality in maize grown on Mediterranean soils. *Scientific Reports* 11: 7427.
- Walkley A, Black IA. 1934. An examination of the Degtjareff method for determining organic carbon in soils: Effect of variations in digestion conditions and of inorganic soil constituents. *Soil Science* 63: 251-263.

BIOESTIMULANTES SOBRE CUBIERTAS VEGETALES PARA FERTILIZACIÓN SOSTENIBLE Y SECUESTRO DE CARBONO

Repullo-Ruibérriz de Torres, M.A.^{1,2,*}, Moreno-García, M.³, Ordóñez-Fernández, R.³, Carbonell-Bojollo, R.³, Baigorri Ekisoain, R.⁴, González-Sánchez, E.J.^{1,2}

¹ Escuela Técnica Superior de Ingeniería Agronómica y de Montes (ETSIAM), Universidad de Córdoba, España

² European Conservation Agriculture Federation (ECAAF), Bélgica

³ IFAPA, Área Recursos Naturales y Forestales, centro Alameda del Obispo, España

⁴ Fertinagro Biotech, S.L., Departamento de Desarrollo para la Sostenibilidad Agroalimentaria (I+D+i), España

*g72rerum@uco.es

RESUMEN

La extensa superficie de cultivos arbóreos en España presenta un alto potencial de fijación de carbono si se realizan buenas prácticas de manejo que proporcionen este y otros servicios ecosistémicos. Las cubiertas vegetales son una práctica crucial para la salud del suelo en cultivos leñosos y han demostrado ser eficientes para reducir la erosión y mantener la fertilidad. Este trabajo presenta una estrategia de manejo de la cubierta con aplicación de dos bioestimulantes con los siguientes objetivos principales: maximizar la fijación biológica de nitrógeno de la cubierta antes de ser controlada; y favorecer la mineralización de dicho nitrógeno tras el control minimizando la mineralización de carbono. El estudio se realizó en dos olivares situados en una estación experimental, donde se sembró una cubierta mixta de veza y cebada en secano, y en una explotación comercial de regadío con cubierta espontánea. Se comparó el tratamiento con aplicación de bioestimulantes sobre la cubierta con un tratamiento control de cubierta sin aplicación de estos. Se estudió la evolución de la cubierta y el suelo, analizando el porcentaje de cobertura que proporciona la cubierta, el nitrógeno mineral y el carbono orgánico del suelo. Los datos de la primera campaña de muestreo (2022-2023) no presentaron diferencias significativas entre tratamientos en cuanto al contenido de nitrógeno y carbono del suelo. No obstante, el tratamiento con bioestimulante en la explotación comercial fue aumentando su diferencia en N con el control a lo largo del tiempo desde el desbroce de la cubierta, conforme el N se liberaba.

Palabras clave: Olivar, Bioestimulantes, Cobertura de suelo, Cambio climático, Nitrógeno

INTRODUCCIÓN

España posee una gran extensión de cultivos leñosos 5.363.124 ha, destacando el olivar con 2.768.267 ha (MAPA 2022). Realizando buenas prácticas de manejo en cultivo y suelo toda esta superficie presenta un alto potencial de fijación de carbono. Las cubiertas vegetales son una práctica crucial para la salud del suelo en cultivos leñosos y han demostrado ser eficientes para reducir la erosión, mantener la fertilidad y fijar carbono en el suelo (Repullo-Ruibérriz de Torres et al. 2021), entre otros servicios ecosistémicos.

En la agricultura sostenible se ha incrementado el uso de bioestimulantes para aumentar el vigor del cultivo y mejorar la calidad del producto (du Jardin 2015). Además, influyen de manera positiva en la comunidad microbiana del suelo, lo que tiene un papel fundamental en la dinámica de nutrientes.

Este trabajo presenta una estrategia de manejo de la cubierta con aplicación de dos bioestimulantes con los siguientes objetivos principales: maximizar la fijación biológica de N de la cubierta antes de ser controlada; y favorecer la mineralización de dicho N tras el control, minimizando, además, la mineralización del C orgánico.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se realizó en dos olivares de la provincia de Córdoba, situados en una estación experimental de la capital, donde se sembró una cubierta mixta de veza y cebada en secano, y en una explotación comercial de regadío con cubierta espontánea en el municipio de Fuente Palmera. El diseño experimental en ambos campos de ensayo fue de bloques aleatorios con cuatro repeticiones y consistió en dos tratamientos, uno con aplicación de bioestimulantes sobre la cubierta y un tratamiento control con cubierta sin aplicación de estos.

Se aplicaron dos bioestimulantes: uno durante el desarrollo de la cubierta para favorecer la fijación de N; y otro tras el control mecánico de la cubierta, orientado a maximizar la mineralización del N orgánico de la biomasa y minimizar la mineralización del C orgánico favoreciendo la fijación de carbono. Cada bioestimulante fue aplicado en la parcela experimental a una dosis de 5 L/ha, mediante mochila de aplicación de tratamientos. En el caso de la explotación comercial, donde se realizaron dos desbroces de la cubierta, el primer bioestimulante se aplicó entre ambos controles.

Se estudió la evolución de la cubierta y el suelo, analizando el porcentaje de cobertura de la cubierta por el método de Agrela (Moreno-García et al. 2018). El N mineral del suelo se determinó midiendo nitrato y amonio por el método de Griess-Illosvay (Bremner y Keeney 1965), y el C orgánico por el método de Walkley y Black (1934). El muestreo del suelo se realizó a dos profundidades (0-20 y 20-40 cm) en un punto por cada unidad experimental mediante barrena Edelman. Asimismo, se tomaron muestras inalteradas de suelo para determinar la densidad aparente.

Se realizó un análisis de varianza y comparación de medias de las variables de estudiadas. Previamente se compró la normalidad de los datos, la homogeneidad de las varianzas y la distribución aleatoria de los residuales o errores. Se realizó el test de comparación de medias de mínimas diferencias significativas (LSD) a un nivel de significación de $p \leq 0,05$.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la primera campaña de monitoreo (2022-2023), el grado de cobertura proporcionado por la cubierta sembrada en la estación experimental fue menor a la cubierta espontánea de la explotación comercial. La cubierta espontánea quedaba establecida con anterioridad a la sembrada, además, hubo escasez de precipitaciones lo que impidió un mayor desarrollo, así como una mayor actividad de los microorganismos de los bioestimulantes. La Fig. 1 muestra la evolución de la cobertura medida en el centro de la calle de los campos experimentales. Se observa, en general, un mayor grado de cobertura en la explotación comercial, especialmente al comienzo del monitoreo, dado que la cubierta sembrada preparaba el terreno y enterraba los restos vegetales de la campaña anterior, dejando el suelo con escasa cobertura hasta la emergencia y crecimiento de la cubierta en la estación experimental. En los primeros estadios, la cobertura en el tratamiento con bioestimulante fue mayor en la estación experimental.

En cuanto al N mineral, las Fig. 2 y 3 muestran la evolución en todo el perfil muestreado (0-40 cm) como suma del contenido de nitrato y amonio en los intervalos de profundidad estudiados (0-20 y 20-40 cm). En general, se observa un descenso del contenido de N en suelo conforme la cubierta lo absorbe para su desarrollo, y un aumento progresivo tras el desbroce al tiempo que la biomasa de residuo lo libera de nuevo al suelo. En la estación experimental (Fig. 2) el N mineral fue mayor durante el desarrollo de la cubierta que en la explotación comercial, dado que el desarrollo de la cubierta fue menor y se había sembrado una mezcla con leguminosa que puede fijar N de la atmósfera. En este campo de ensayo, no se observaron diferencias significativas con el tratamiento control. En la explotación comercial (Fig. 3), que en el muestreo justo antes de la aplicación del primer bioestimulante tenía un

mayor contenido de N en suelo en el tratamiento control, el tratamiento con bioestimulante fue aumentando su diferencia con el control a lo largo del tiempo de descomposición y liberación de N de la cubierta, aunque no se llegaron a detectar diferencias estadísticamente significativas.

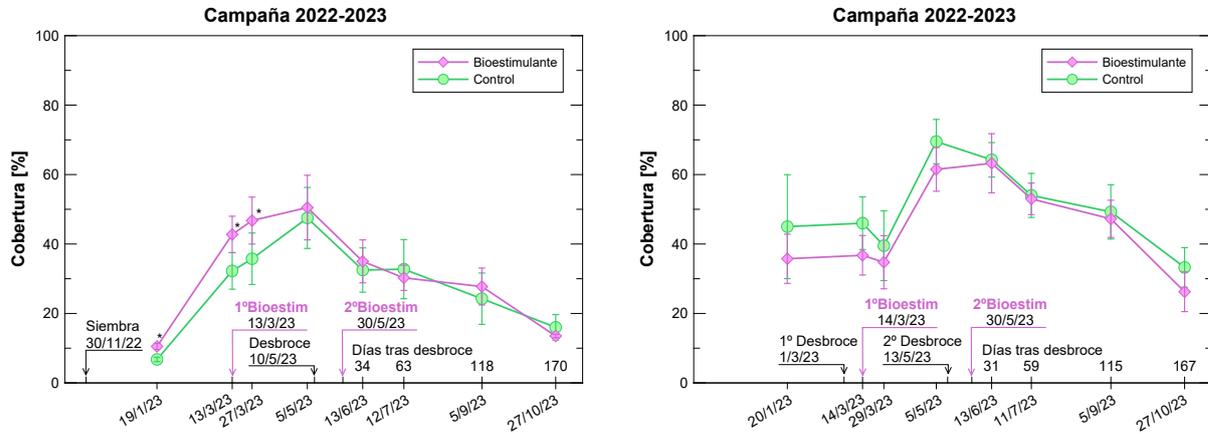


Figura 1. Evolución del grado de cobertura de la cubierta en la primera campaña de muestreo en la estación experimental (izquierda) y la explotación comercial (derecha). Líneas verticales indican el error estándar de la media y (*) indica diferencias significativas entre tratamientos para una determinada fecha según el test LSD ($p < 0,05$).

El C orgánico del suelo se vio aumentado en los dos campos tras una sola campaña de observación. Se obtuvieron incrementos entre 0,1-1,7 tC/ha en los primeros 40 cm de profundidad, aunque no se observaron diferencias significativas entre tratamientos.

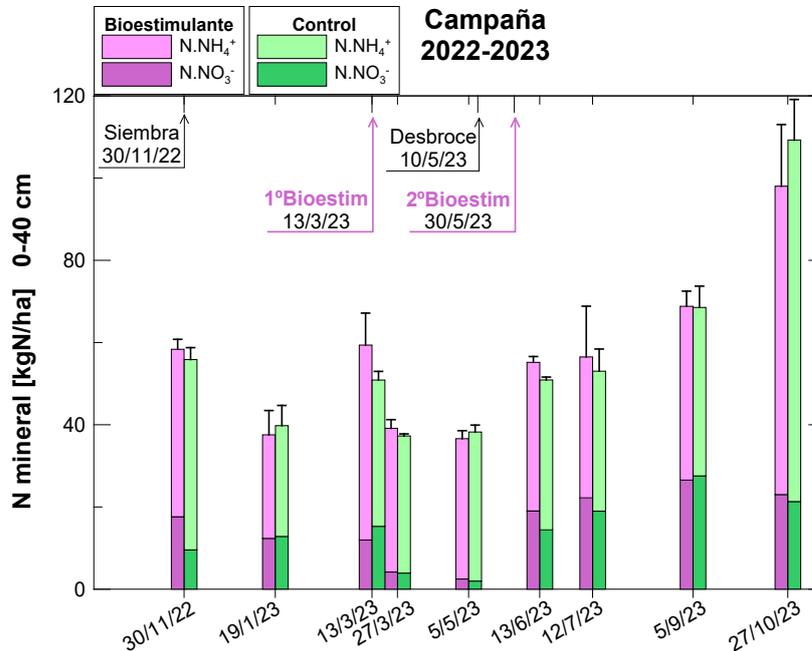


Figura 2. Evolución del N mineral (N.NO₃⁻ + N.NH₄⁺) a 0-40 cm en la primera campaña de muestreo en la estación experimental. Líneas verticales indican el error estándar de la media. No se encontraron diferencias significativas entre tratamientos según el test LSD ($p < 0,05$) para las fechas de muestreo.

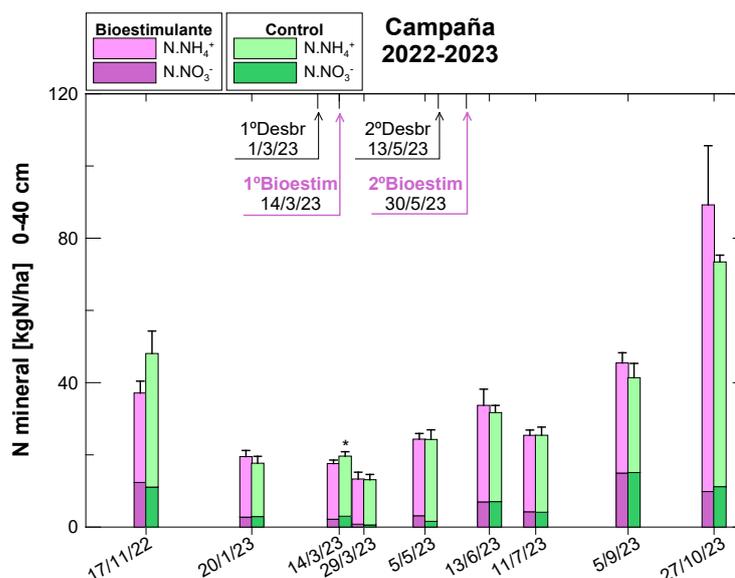


Figura 3. Evolución del N mineral (N.NO₃⁻ + N.NH₄⁺) a 0-40 cm en la primera campaña de muestreo en la explotación comercial. Líneas verticales indican el error estándar de la media. (*) indica diferencias significativas entre tratamientos según el test LSD (p≤0,05) para una determinada fecha de muestreo.

CONCLUSIONES

La aplicación de bioestimulantes para la cubierta puede favorecer el desarrollo de la misma y la fertilidad del olivar, así como mejorar y estabilizar la materia orgánica. En la primera campaña de monitoreo no llegaron a detectarse diferencias significativas entre tratamientos, pero se observó un aumento del N mineral tras el control y un aumento del C orgánico respecto a la línea base.

Agradecimientos: Al proyecto BIOCOVERSOIL (CPP2021-008559), financiado por MCIN/AEI/10.13039/501100011033 y por la Unión Europea "NextGenerationEU"/PRTR".



REFERENCIAS

Bremner JM, Keeney DR. 1965. Steam distillation methods for determination of ammonium, nitrate and nitrite. *Analytica Chimica Acta* 32: 485-495.

du Jardin P. 2015. Plant biostimulants: definition, concept, main categories and regulation. *Scientia Horticulturae* 196: 3-14.

MAPA 2022. Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación. Encuesta sobre superficies y Rendimientos de Cultivos en España (ESYRCE), Resultados 2022. Subsecretaría de Agricultura, Pesca y Alimentación, Subdirección General de análisis, Coordinación y Estadística. Gobierno de España.

Moreno-García M, Repullo-Ruibérriz de Torres MA, Carbonell-Bojollo RM, Ordóñez-Fernández R. 2018. Management of pruning residues for soil protection in olive orchards. *Land Degradation & Development* 29(9): 2975-2984.

Repullo-Ruibérriz de Torres MA, Carbonell-Bojollo RM, Moreno-García M, Ordóñez-Fernández R, Rodríguez-Lizana A. 2021. Soil organic matter and nutrient improvement through cover crops in a Mediterranean olive orchard. *Soil and Tillage Research* 210: 104977.

Walkley A, Black IA. 1934. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Science* 37(1): 29-38.

NO LABOREO Y MANEJO ECOLÓGICO COMO ESTRATEGIAS PARA MEJORAR LA CALIDAD DEL SUELO EN SISTEMAS DE SECANO SEMIÁRIDO DEL VALLE DEL EBRO

Isla R.^{1*}, Zugasti I.¹, Araujo E.S.¹, Dechmi F.¹, Clavería I.¹, Mirás-Avalos J.M.^{1,2}

¹ Departamento de Sistemas Agrícolas, Forestales y Medio Ambiente (Unidad asociada a EEAD-CSIC Suelos y Riegos). Centro de investigación y Tecnología Agroalimentaria de Aragón (CITA). Avda. Montañana 930, 50059 Zaragoza, Spain.

² Misión Biológica de Galicia del Consejo Superior de Investigaciones Científicas (MBG-CSIC), Sede Santiago de Compostela, Avda. de Vigo s/n, 15705, Santiago de Compostela, Spain

*risla@cita-aragon.es

RESUMEN

Mejorar la calidad de los suelos agrícolas es crucial para mitigar los efectos negativos del cambio climático y garantizar la capacidad productiva de los agrosistemas. Por ello, se realizó un estudio para evaluar el efecto a largo plazo (+10 años) del manejo ecológico (Ecol) y en siembra directa (SD) en sistemas extensivos de secano semiárido localizados en Sádaba (Zaragoza) sobre la calidad de los suelos, comparados con un manejo convencional con laboreo (LC). Se llevó a cabo un muestreo intensivo del suelo sobre 3 parcelas adyacentes, bajo los tres manejos considerados, evaluando propiedades fisicoquímicas y biológicas. El porcentaje de agregados estables al agua y los contenidos en macronutrientes (N, P, K) no presentaron diferencias significativas entre los 3 sistemas de manejo. La capacidad de intercambio catiónico fue menor en LC comparada con SD y Ecol. La materia orgánica del suelo fue superior en Ecol (2,9%) que en SD (2,5%), obteniéndose el menor valor en LC. Paralelamente, el N orgánico fue inferior en LC comparado con los otros dos sistemas. Si bien la cantidad de carbono estimada en la biomasa microbiana no fue diferente entre los 3 sistemas evaluados, tanto la respiración basal inicial como la acumulada (24h) fue mayor en Ecol que en SD, y en SD comparado con LC. La diversidad de microartrópodos fue 20% y 43% inferior en SD y LC que en Ecol. Considerando los parámetros evaluados en conjunto, el sistema Ecol presentó mejor calidad de suelo que SD, y este que LC.

Palabras clave: Siembra directa, agricultura ecológica, materia orgánica, cultivos extensivos

INTRODUCCIÓN

Existe un interés creciente en mejorar la calidad de los suelos aumentando los servicios ecosistémicos que proporcionan, a la vez que disminuyendo los procesos de degradación que suceden en distintos agrosistemas. Para ello, es preciso evaluar en distintos ambientes qué prácticas son las más adecuadas para conseguir dicho objetivo, y que estas sean compatibles con la rentabilidad de las explotaciones. En sistemas de secano semiárido, debido a las limitaciones hídricas, resulta más complejo establecer sistemas de elevada diversidad, pero la reducción del laboreo y las prácticas de manejo en ecológico se proponen como alternativas que pueden ayudar a conseguir el objetivo citado, especialmente en lo que se refiere a mejorar la calidad del suelo y a disminuir los impactos negativos de los agroquímicos en el medio ambiente. Por ello, se realizó una prospectiva de los suelos de tres parcelas con rotaciones de cultivos extensivos en condiciones de secano semiárido y sometidas a diferente historial de manejo durante al menos los 10 años anteriores con el fin de evaluar el impacto de este manejo sobre indicadores de la calidad del suelo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Las parcelas muestreadas se ubican en la localidad de Sádaba (Zaragoza) en un agrosistema de cultivos extensivos de secano en una zona semiárida (pluviometría media anual de 557 mm y temperatura media de 16 °C). Se ha comparado el efecto de 3 manejos del suelo-cultivo sobre diferentes propiedades del suelo: (1) SD: siembra directa sin laboreo (+20 años), (2) LC: laboreo convencional vertical (+20 años), y (3) Ecol: laboreo convencional vertical con manejo en ecológico (+10 años) con aplicación de fertilizantes orgánicos en lugar de abonos sintéticos. En los tres sistemas se extrae la paja del cereal, para evitar problemas de la sembradora con el residuo. El patrón de cultivos es muy similar en los 3 sistemas, aunque mientras en los sistemas de LC y Ecol se introducen periódicamente leguminosas (uno de cada cuatro años) en SD no se utilizan, aunque periódicamente se siembra colza.

En cada parcela se definieron 4 zonas de muestreo (20 de julio de 2023) tomando muestras a 2 profundidades: superficial (0-15 cm) para determinar la biomasa microbiana, respiración basal, respiración acumulada en 24h, y un muestreo más profundo (0-25 cm) para determinar el resto de las variables. En cada zona se tomó una muestra compuesta de 4 puntos de cada zona. Se realizó una microcalicata (0-20 cm) para evaluar el porcentaje de macroagregados (250-8000 μm) estables al agua. Asimismo, en cada zona, se recogió una porción de suelo de 15x15x20 cm para extraer la mesofauna del suelo (organismos < 1 mm) utilizando el método descrito por Parisi et al. (2005). Los microartrópodos recolectados se clasificaron para nivel de gran grupo y, dependiendo de su grado de adaptación a la vida en el suelo, se les otorgó una puntuación que, sumada, permite obtener un índice de diversidad (QBS-ar). Además, se ha cuantificado el número de formas biológicas presentes en cada muestra. Las determinaciones analíticas se realizaron mediante métodos estándar de laboratorio. La medida de carbono en la biomasa microbiana y la respiración basal se llevó a cabo con un respirómetro, mediante una modificación del método de Anderson and Domsch (1978). Los resultados se analizaron mediante análisis de varianza y comparación múltiple entre tratamientos (test de Tukey, $p < 0,05$).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los suelos de las tres parcelas (Tabla 1) son muy similares en cuanto a clase textural, de baja conductividad eléctrica ($CE_{1:5}=0,27$), pH básico (8,1) y nivel medio de caliza activa (11,6%).

En cuanto a los parámetros de fertilidad del suelo, no se observan diferencias en fósforo disponible (P Olsen) ni en potasio disponible entre los tres manejos. El suelo en LC presenta un valor más elevado en N mineral (nitrato + amonio) que los otros dos sistemas, lo que puede ser debido a diferencias entre sistemas en el manejo de la fertilización, así como en las exportaciones de los cultivos. Se observa una mayor capacidad de intercambio catiónico (CIC) en los Ecol y SD comparados con LC. Este parámetro es un buen indicador de la fertilidad del suelo y su capacidad para retener cationes (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+).

El manejo Ecol presentó el valor más alto en % de carbono orgánico, seguido por el manejo SD, observándose el valor más bajo en LC. No se observaron diferencias significativas en el % de macroagregados estables al agua (Tabla 1), aunque en LC el valor medio fue inferior al resto de los tratamientos, lo que puede ser indicativo de una mayor susceptibilidad a procesos erosivos y una mayor tendencia a formar costras superficiales. Las diferencias en carbono orgánico pueden explicar las tendencias en el % de macroagregados estables en los distintos manejos (Amezqueta, 1999).

En cuanto a las propiedades microbiológicas del suelo, no hay diferencias entre manejos en la biomasa microbiana, aunque si observa una mayor tasa de respiración basal (tanto inicial como en 24 h) en Ecol, valores intermedios en SD, y valores más bajos en LC. Se observó

una mayor diversidad de artrópodos en los sistemas Ecol y SD, frente al LC (Figura 1). El número de formas biológicas es significativamente inferior en LC que en Ecol, lo que puede ser debido a la aplicación de fitosanitarios en LC. Un mayor número de formas biológicas es positivo por las funciones que pueden desempeñar en los suelos dichos organismos.

Tabla 1. Características del suelo bajo los tratamientos con laboreo (LC y Ecol) y en siembra directa (SD). Para cada variable analizada, medias seguidas por la misma letra no son significativamente diferentes entre sistemas de manejo (P=0,05, test de Tukey).

Parámetro	Unidades	LC	Ecol	SD	Signif.
<u>Propiedades fisico-químicas (0-25 cm)</u>					
Agregados estables al agua	%	28,8	46,8	42,9	ns
Carbono orgánico	%	1,1a	1,68c	1,44b	<0,001
Nitrógeno total		0,5a	0,20b	0,18b	<0,001
C/N		7,3a	8,5b	8,0ab	<0,01
P disponible (Olsen)	mg/kg	21,1	25,5	19,7	ns
Potasio disponible		412	374	320	ns
Capacidad de intercambio catiónico	meq/100g	12,2a	17,1b	16,9b	<0,01
N mineral	mg N/kg	35b	12a	20a	<0,01
<u>Propiedades microbiológicas (0-15 cm)</u>					
Biomasa microbiana (BM)	mg C en BM / kg suelo	552	449	450	ns
Respiración basal (7%)	mg C-CO ₂ /h kg suelo	1,86a	2,91c	2,15b	<0,001
Respiración basal (24 h)	mg C-CO ₂ /kg suelo	31,5a	42,2c	34,5b	<0,001

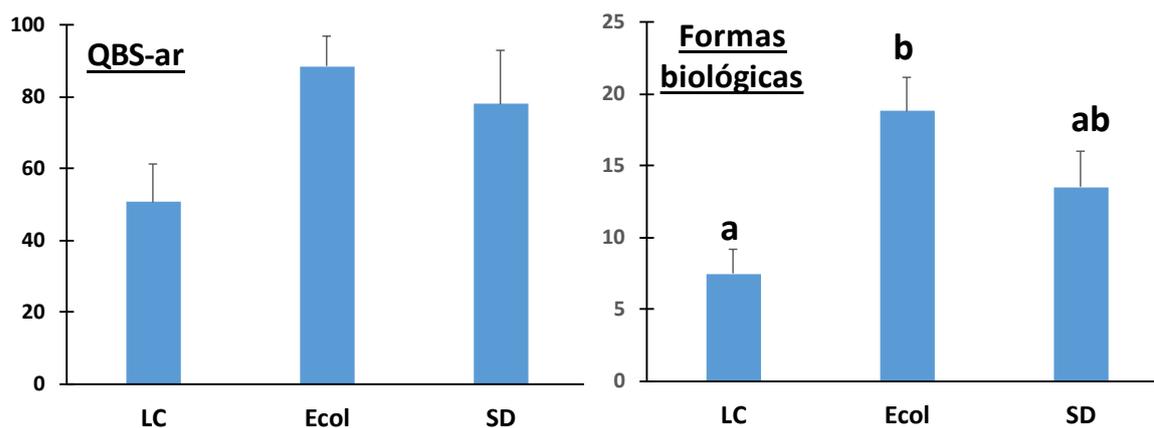


Figura 1. Índice de diversidad de microartrópodos (QBS-ar) y número de formas biológicas presentes en la mesofauna extraída en el suelo de cada uno de los sistemas considerados. La misma letra sobre las barras indica que los sistemas no son significativamente diferentes (P=0,05, test de Tukey).

CONCLUSIONES

Se han observado algunas diferencias significativas en variables de interés (C orgánico, N total, actividad microbiana) entre los tres manejos analizados. Considerando todos los indicadores, el suelo bajo manejo ecológico presentó mejor calidad en términos de carbono orgánico, actividad microbiológica y diversidad de microartrópodos, seguido de la parcela manejada con siembra directa y, finalmente, la parcela con laboreo convencional. Dado que, tanto la parcela en ecológico como en convencional, el manejo del suelo y los residuos (paja de cereal) se realiza de forma similar cabe pensar que la aplicación de compost de forma repetida en ecológico está favoreciendo la acumulación de carbono orgánico en el suelo frente al sistema convencional donde únicamente se aplican fertilizantes sintéticos.

Agradecimientos: Este estudio es parte del Programa AGROALNEXT, promovido por MCIN y financiado con fondos de la Unión Europea NextGenerationEU (PRTR-C17.11). Agradecer a los agricultores colaboradores que permitieron realizar el estudio en sus parcelas.

REFERENCIAS

- Amezketta E. 1999. Soil aggregate stability: A Review. *Journal of Sustainable Agriculture* 14(2/3): 83-151.
- Anderson JPE, Domsch KH. 1978. A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils. *Soil Biology and Biochemistry* 10: 215-221.
- Parisi V, Menta C, Gardi, C, Jacomini C, Mozzanica E. 2005. Microarthropod communities as a tool to assess soil quality and biodiversity: a new approach in Italy. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 105: 323-333.

EVALUACIÓN DE LOS EFECTOS DE NANOAGROQUÍMICOS NPK Y ÁCIDOS HÚMICOS EN LA TOLERANCIA DE LA COMUNIDAD BACTERIANA EN SUELOS AGRÍCOLAS

González-Feijoo, Rocío^{1,2}; Martínez-Castillo, Cecilia^{1,2}; Arias-Estévez, Manuel^{1,2}; Pérez-Rodríguez, Paula^{1,2}; Arenas-Lago, Daniel^{1,2}

¹ Departamento de Biología Vegetal e Ciencias do Solo, Area de Edafoloxía e Química Agrícola, Facultade de Ciencias, Universidade de Vigo, As Lagoas s/n, 32004 Ourense, Spain.

² Instituto de Agroecoloxía e Alimentación (IAA), Campus Auga, Universidade de Vigo, 32004 Ourense, Spain.

*rocio.gonzalez.feijoo@uvigo.gal

RESUMEN

El aumento de la población mundial ha generado la necesidad de incrementar la producción agrícola para satisfacer las necesidades alimentarias. En este contexto, la nanotecnología emerge como una herramienta innovadora para mejorar la eficiencia agrícola de manera sostenible, particularmente a través de la aplicación de nanoagroquímicos. Sin embargo, es crucial evaluar los impactos ambientales derivados del uso de nanoagroquímicos, incluyendo su influencia en la microbiota del suelo. Este estudio analiza los efectos de nanopartículas (NPs) sintetizadas, basadas en macronutrientes NPK (hidroxiapatita-urea, fosfato de magnesio-urea y sulfato de potasio), en diferentes dosis (0, 15,6, 31,3, 62,5, 125, 250, 500, 1000 mg L⁻¹) sobre la comunidad bacteriana de un suelo agrícola con bajo contenido de materia orgánica. Se evaluó el efecto combinado de las NPs y ácidos húmicos (HA) en concentraciones variables (0, 0,05, 0,1 y 0,2 mg L⁻¹) en el suelo. Se realizaron ensayos de tolerancia de la comunidad bacteriana (PICT). Los ensayos consistieron en la extracción de la comunidad bacteriana de los suelos (ratio 1 g de suelo en 10 ml de agua) y su exposición a los nanoagroquímicos. Los resultados revelaron que el crecimiento bacteriano fue favorecido a bajas concentraciones de nanoagroquímicos, mientras que concentraciones elevadas provocaron una disminución del crecimiento. Se observó que los HA mitigaron la inhibición del crecimiento bacteriano en presencia de concentraciones elevadas de NPs.

PALABRAS CLAVE: Nanoagroquímico, impacto ambiental, agrícola sostenible, tolerancia bacteriana, ácidos húmicos.

INTRODUCCIÓN

En el último siglo, la población mundial ha crecido constantemente y se espera que alcance los 9,7 mil millones en 2050. Este aumento ha generado desafíos en la producción agrícola y la seguridad alimentaria debido a la explotación excesiva de suelos, prácticas de gestión insostenibles y el uso excesivo de fertilizantes y pesticidas, lo que ha llevado a la promoción de la agricultura sostenible por parte de organismos internacionales como las Naciones Unidas (2022).

La nanotecnología aplicada en la agricultura ha dado lugar al desarrollo de nanofertilizantes, mejorando la capacidad para liberar nutrientes de manera controlada y la absorción de nutrientes por parte de las plantas, frente a los fertilizantes convencionales. Además, su tamaño pequeño y alta área superficial les confiere una mayor biodisponibilidad y capacidad de penetración en los sistemas de raíces de las plantas, lo que puede reducir la cantidad de fertilizante necesario y los costes de aplicación (Yadav

et al. 2023). Sin embargo, el uso de nanofertilizantes en la agricultura plantea preocupaciones debido a sus posibles efectos en los ecosistemas, en particular en la comunidad bacteriana del suelo, la cual desempeña un papel fundamental en los ciclos biogeoquímicos (e.g., C, N y P), lo que influye en la disponibilidad de nutrientes para las plantas y en la salud del suelo. Los nanofertilizantes pueden inducir cambios en esta comunidad bacteriana y alterar características y procesos del suelo, como el pH, la capacidad de intercambio catiónico, la descomposición de la materia orgánica y la retención de nutrientes (Kalwani et al. 2022).

El objetivo principal de este estudio es analizar el impacto de diferentes nanofertilizantes en la comunidad bacteriana en suelos agrícolas, con el fin de garantizar su uso sostenible. Los objetivos específicos son: i) analizar los efectos de diferentes dosis de NPs de hidroxapatita-urea (nH), fosfato de magnesio-urea (nMg) y sulfato de potasio (nK) sobre la comunidad bacteriana de un suelo agrícola y; ii) evaluar el impacto de la aplicación de HA sobre la comunidad bacteriana.

MATERIALES Y MÉTODOS

Caracterización del suelo y síntesis de NPs

En este trabajo se muestreó un suelo agrícola (horizonte superficial 0-20 cm; 3 muestras con un muestreador Eijkelpamp) localizado en la Lagoa de Antelo (Xinzo de Limia, Ourense, España). El suelo se secó al aire, se tamizó (>2 mm) y se homogeneizó para obtener una muestra compuesta. Se determinaron pH, contenido de materia orgánica, capacidad de intercambio catiónico efectiva (CICe) y textura.

La síntesis de las NPs se llevó a cabo mediante los siguientes: Las NPs de hidroxapatita-urea (nH) (aporte de N, P y Ca) se sintetizaron a partir de la reacción química en húmedo de hidróxido de calcio, ácido ortofósforico y urea basada en el método propuesto por Kottegoda et al. (2017). Las NPs de fosfato de magnesio-urea (nMg) (aporte de N, P y Mg). Se sintetizaron a partir del método propuesto por Kottegoda et al. (2017) modificado, utilizando en la síntesis hidróxido de magnesio. Las NPs de sulfato de potasio (nK) (aporte de K y S): Se sintetizaron mediante el método propuesto por Dong et al. (2018).

Diseño experimental y determinación de la tolerancia de la comunidad bacteriana (PICT)

Las muestras de suelo tamizadas se mezclaron con distintas suspensiones de las tres NPs en agua desionizada, para obtener los siguientes contenidos finales de NPs en los suelos: (0 (control), 15,6; 31,3; 62,5; 125; 250; 500 y 1000 mg L⁻¹). Además, se añadieron 3 concentraciones distintas de HA (0 (control), 0,05; 0,1 y 0,2 mg L⁻¹) para cada concentración de NPs. Las muestras de suelo fueron mezcladas con las NPs y los HA. Los microcosmos se incubaron en oscuridad a 22 °C durante 21 días, para asegurar la reactivación de las comunidades bacterianas (Meisner et al. 2013). Después del período de incubación, se determinó la tolerancia de la comunidad bacteriana a las NPs y la influencia de los HA mediante la metodología PICT (Blanck 2002).

Estimación de la tolerancia de la comunidad bacteriana a las NPs (log IC50)

Para determinar si la comunidad bacteriana desarrolló tolerancia a las NPs se obtuvieron curvas de respuesta a las NPs y HA para cada microcosmos. El crecimiento bacteriano se expresó como crecimiento bacteriano relativo. Las concentraciones más bajas de NPs añadidas a las suspensiones bacterianas no mostraron inhibición del crecimiento bacteriano. Los datos de crecimiento bacteriano resultaron en curvas dosis-respuesta para cada NP y concentración de HA, y se estimaron valores de log IC50 a partir de estas

curvas (como índice de tolerancia). El crecimiento bacteriano relativo se determinó dividiendo los datos de crecimiento por el promedio de los resultados de las concentraciones obtenidas para los controles (sin NPs). A partir de estas curvas, se determinó el log IC50 como un índice de tolerancia, representando la dosis de nanopartícula que resulta en una inhibición del 50% del crecimiento de la comunidad bacteriana. Valores altos de log IC50 significan una mayor tolerancia y viceversa (Fernández-Calviño et al. 2011).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Caracterización del suelo

El suelo presenta una textura arenoso-franca, pH neutro (6.61), un contenido de materia orgánica de 2,90 % y baja CICE (4,40 cmol₍₊₎ kg⁻¹).

Tolerancia de la comunidad bacteriana a las NPs e influencia de los HA.

En las curvas de inhibición se puede apreciar que el efecto de los HA es similar sobre el crecimiento bacteriano independientemente de las tres NPs aplicadas al suelo (Figura 1).

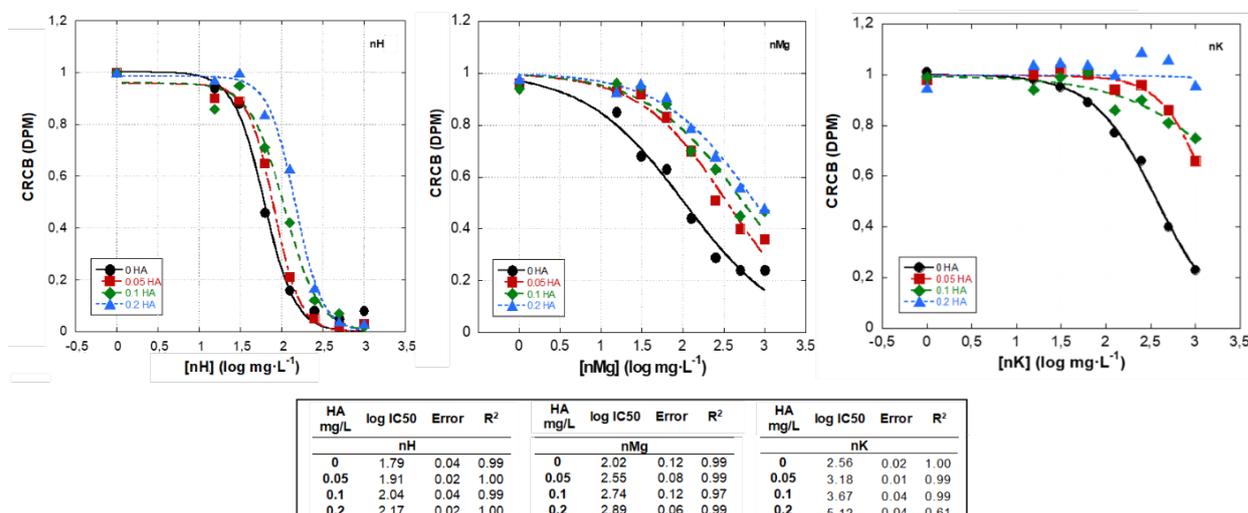


Figura 1. Curvas de inhibición de crecimiento relativo de la comunidad bacteriana (CRCB) y log IC50 (error y R²) para diferentes concentraciones de HA y para cada NP. DPM: desintegraciones por minuto.

La comunidad bacteriana presentó una mayor tolerancia a las NPs a medida que aumenta la concentración de HA, es decir, las comunidades bacterianas parecen ser menos sensibles a las NPs a medida que aumenta la concentración de HA en la suspensión bacteriana. Por lo tanto, se determinó el aumento de la tolerancia de la comunidad bacteriana a las NPs, mitigada por la adición de HA, es decir, se sobreestimaron las mediciones de tolerancia a las NPs. Todas las curvas de inhibición de nH, nMg y nK se ajustaron bien al modelo logístico (R²>0,97), excepto para nK con la dosis de 0,02 mg L⁻¹ de HA. La adición de 0,05 mg L⁻¹ de HA a la suspensión bacteriana causó un aumento de log IC50 en 0,12, 0,53 y 0,62 unidades logarítmicas para nH, nMg y nK, mientras que la adición de 0,10 mg L⁻¹ de HA causó un aumento significativo de log IC50 en 0,25, 0,72 y 1,11 unidades logarítmicas para nH, nMg y nK, respectivamente. Para la concentración mayor de HA añadida (0,2 mg L⁻¹) se observó un aumento de log IC50 en 0,38, 0,87, 2,56 para nH, nMg y nK, respectivamente. Sin embargo, para nK y la dosis más alta de HA aplicada, la curva de inhibición no se ajusta al modelo logístico (R²=0,61). Los resultados sugieren que las nK, con la dosis de 0,2 mg L⁻¹ de HA tienen un mayor efecto sobre la tolerancia de la comunidad bacteriana. Así, el efecto de los HA en el PICT de la comunidad

bacteriana sigue la secuencia: $nK > nMg > nH$, por lo que las nH tienen mayor influencia sobre la comunidad bacteriana. Los resultados mostraron que la magnitud y el tipo de desviación (sobreestimación) dependen de la NP añadida. Una posible explicación es que la presencia de HA puede formar complejos con las NPs. Estas interacciones pueden alterar las propiedades de las nanopartículas, como su tamaño, carga superficial y solubilidad, lo que a su vez puede influir en cómo la comunidad bacteriana las percibe y responde a ellas.

CONCLUSIONES

La presencia de HA en las suspensiones bacterianas aumentó la tolerancia de la comunidad bacteriana a las NPs, lo que sugiere una menor sensibilidad a las NPs en presencia de concentraciones más altas de HA. Estas interacciones entre las NPs y los HA influyen en cómo la comunidad bacteriana responde a las NPs, aumentando su tolerancia. Por lo tanto, es importante considerar la presencia de materia orgánica disuelta, como los HA, al evaluar el impacto de las NPs en las comunidades bacterianas, ya que puede haber una sobreestimación de la tolerancia bacteriana a las NPs en presencia de HA.

Agradecimientos: Trabajo financiado por el proyecto EnviNagro (PID 2021-124497OA-I00), financiado por MCI, FEDER (MCIN/AEI/10.13039/501,100,011,033/FEDER, UE). PPR agradece su contrato postdoctoral JdC-I (IJC2020-044426-I/MCIN/AEI/10.13039/501100011033 financiado por MCI, EU/PRTR y UVigo. DAL agradece su contrato postdoctoral RyC (RYC2022-036752-I) financiado por MCIU, UE y UVigo. RGF agradece su contrato predoctoral a UVigo.

REFERENCIAS

- Blanck H, 2002. A critical review of procedures and approaches used for assessing pollution-induced community tolerance (PICT) in biotic communities. *Human and Ecological Risk Assessment* 8: 1003–1034.
- Dong Y, Bian X, Fu Y, Shao Q, Jiang J, 2018. Simple preparation of potassium sulfate nanoparticles. *Cryst. Eng. Comm.* 20(47): 7713–7718.
- Fernández-Calviño D, Arias-Estévez M, Díaz-Raviña M, Bååth E, 2011. Bacterial pollution induced community tolerance (PICT) to Cu and interactions with pH in long-term polluted vineyard soils. *Soil Biology and Biochemistry* 43(11): 2324–2331.
- Kalwani M, Chakdar H, Srivastava A, Pabbi S, Shukla P, 2022. Effects of nanofertilizers on soil and plant-associated microbial communities: Emerging trends and perspectives. *Chemosphere* 287: 132107.
- Kottegoda N, Sandaruwan C, Priyadarshana G, Siriwardhana A, Rathnayake UA, Berugoda Arachchige DM, Amaratunga GA, 2017. Urea-hydroxyapatite nanohybrids for slow release of nitrogen. *ACS Nano* 11(2): 1214–1221.
- Meisner A, Bååth E, Rousk J, 2013. Microbial growth responses upon rewetting soil dried for four days or one year. *Soil Biology and Biochemistry* 66: 188–192.
- United Nations. 2022. *World Population Prospects 2022: Summary of Results*. UN DESA/POP/2022/TR/NO.3
- Yadav N, Garg VK, Chhillar AK, Rana JS, 2023. Recent advances in nanotechnology for the improvement of conventional agricultural systems: A review. *Plant Nano Biology* 4: 100032.

LA MICROMORFOLOGÍA DE SUELOS PERMITE DISTINGUIR ENTRE DIFERENTES TRATAMIENTOS CON ENMIENDAS ORGÁNICAS EN TECNOSUELOS DE UNA CANTERA CALIZA

Rocío Soria^{1,*}, Albert Solé-Benet², Jorge López¹, Raúl Ortega¹, Isabel Miralles^{1,*}

¹Departamento de Agronomía y Centro de Agrosistemas Intensivos Mediterráneos y Biotecnología Agroalimentaria (CIAIMBITAL), Área de Edafología y Química Agrícola, Universidad de Almería, España.

²Estacion Experimental de Zonas Áridas (CSIC), Almería, España.

*rocio.soria@ual.es, imiralles@ual.es

RESUMEN

La micromorfología de suelos permite mejorar la compresión sobre la estructura, formación y evolución de suelos restaurados. En una cantera de rocas calcáreas de la Sierra de Gádor (Almería) se aplicaron cinco enmiendas orgánicas en parcelas experimentales con la finalidad de mejorar el sustrato degradado tras la extracción minera. Los tratamientos, aparte del control, consistieron en dos tipos de compost de residuos vegetales (de jardinería y de invernadero) y lodo procedente de estación depuradora de aguas residuales previamente tratados y estabilizados. Se plantaron 40 individuos de *Macrochloa tenacissima* por parcela. A los 5 años se tomaron cajas de Kubiena de 0 a 10 cm, en la rizosfera bajo planta y entre plantas. Se fabricaron láminas delgadas (9 x 5 cm) para su observación al microscopio polarizante. Los resultados muestran claras diferencias entre tratamientos. El tamaño de las partículas orgánicas de lodo es siempre inferior a las del compost vegetal que presenta un rango mayor (1 -10 mm), estando este último mejor incorporado a la matriz mineral del suelo, y mejor en el compost de invernadero que en el de jardinería. Bajo planta se observa un mayor número de agregados orgánicos que entre planta. No se observan agregados orgánicos en los suelos control. Aunque la evolución de los tecnosuelos desde la aplicación de los tratamientos es limitada, ya se observa una incipiente incorporación de las enmiendas a la matriz del suelo, confirmada con un mayor crecimiento vegetal, especialmente en los tecnosuelos con compost de invernadero.

PALABRAS CLAVE: restauración de suelos, agregación, microscopía óptica, compost vegetal, lodo de depuradora.

INTRODUCCIÓN

Los suelos afectados por actividades mineras experimentan severos procesos de degradación que alteran su estructura. La restauración de estos suelos es crucial para acelerar la colonización vegetal y recuperar su capacidad para proporcionar servicios ecosistémicos (Carabassa et al. 2020). El uso de enmiendas procedentes de residuos orgánicos para la creación de tecnosuelos es una técnica que ha sido ampliamente empleada en la restauración de zonas mineras (Forján et al. 2017). Aunque los componentes utilizados pueden influir fuertemente en la evolución y capacidad para comportarse como suelos naturales (Carabassa et al. 2020), las características iniciales de los suelos construidos, por ser conocidas, constituyen modelos experimentales ideales para conocer las etapas iniciales de formación de un suelo (Jangorzo et al. 2013). Por otro lado, la incorporación de enmiendas orgánicas a la matriz del suelo modifica sus propiedades físicas, químicas y biológicas (Rodríguez-Berbel et al. 2021), e influyen en la formación y estabilidad de complejos organominerales, cruciales para mejorar su fertilidad y estructura (Abiven et al. 2009). Además, son ampliamente conocidos los beneficios asociados al incremento de materia orgánica en el suelo, tales como la mejora de la porosidad y la capacidad de retención de agua, ambos relacionados con la estructura del suelo. Al igual que ocurre con los suelos naturales, los materiales tecnogénicos

aplicados y los originales experimentan transformaciones debido a factores edafogénicos que influyen en su evolución (Séré et al. 2010).

En este contexto, el análisis de la dinámica estructural de los tecnosuelos a través de la micromorfología del suelo proporciona información sobre su desarrollo y ayuda a cuantificar los descriptores de la estructura de los tecnosuelos incipientes o jóvenes (Watteau et al. 2019). Además, el análisis de imagen de láminas delgadas permite una cuantificación no destructiva de los agregados en las primeras etapas de su formación, lo que ayuda a comprender su evolución (Jangorzo et al. 2013). Las láminas delgadas proporcionan una vista detallada de la estructura del suelo a nivel microscópico, lo que permite observar la distribución y las interacciones de la materia orgánica dentro de la matriz del suelo. Por tanto, el uso de técnicas de estudio de la estructura en tecnosuelos mineros restaurados con enmiendas orgánicas es una herramienta fundamental para identificar el grado de evolución de los procesos de formación de suelo y evaluar su efectividad en la recuperación de los ecosistemas degradados.

El objetivo de este trabajo es estudiar los efectos a corto-medio plazo de la adición de distintos tipos de enmiendas orgánicas en el desarrollo de la estructura de tecnosuelos en una cantera de rocas calcáreas en clima semiárido.

MATERIALES Y MÉTODOS

En la primavera de 2018 se llevó a cabo la restauración experimental de suelos degradados en una cantera en la Sierra de Gádor (Almería), con clima mediterráneo semiárido, en una zona llana sobre substrato margoso. Se prepararon parcelas de 50 m² (10 m × 5 m) y se aplicaron diferentes tratamientos con enmiendas orgánicas (3 parcelas por tratamiento): i) compost de restos vegetales de jardinería; ii) lodos procedentes de Estación Depuradora de Aguas Residuales (EDAR) pretratados y estabilizados; iii) compost de residuos de cultivos hortícolas bajo invernadero. Se instalaron también parcelas control sin enmiendas. Las enmiendas se mezclaron y homogeneizaron con el substrato margoso en una capa superficial de 20 cm. Se aplicó una única dosis inicial calculada para incrementar el contenido de materia orgánica inicial hasta un 3%, exceptuando el control. En cada parcela se plantaron 40 individuos de *Macrochloa tenacissima* (L.) Kunth. A los 5 años y en cada tratamiento se tomaron cajas de Kubiena en los primeros 10 cm, en la rizosfera bajo planta y entre plantas. Después de secarlas al aire exhaustivamente, se impregnaron con resina poliéster al vacío. De cada bloque consolidado se fabricó una lámina delgada de 20-25 µm de grosor mediante maquinaria Logitech. Las láminas se observaron y describieron según Bullock et al. (1978). Se fotografiaron con un microscopio polarizante Olympus BX50 acoplado a una cámara fotográfica digital Canon EOS 60D.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El análisis micromorfológico de las láminas delgadas proporcionó datos microestructurales cualitativos. Permiten ver claras diferencias entre los tecnosuelos y el suelo degradado (control), así como entre tratamientos. En general, los suelos bajo planta presentan una mayor porosidad que los suelos entre planta, probablemente debido a la actividad de las raíces (Fig.1). Los suelos sin enmienda (control) muestran agregados esencialmente de marga y fragmentos de calcarenita de color pardo (Fig. 1a), sin apenas signos de materia orgánica. En los suelos entre planta casi no hay agregados (Fig. 1b). Las láminas de los tecnosuelos con lodos EDAR muestran a simple vista un menor contenido de materia orgánica entre plantas debido a elementos aislados, pero bajo planta, el número de agregados es superior (Fig. 1c) al de los suelos con compost, aunque de menor tamaño (Figs. 1e, 1g), lo que favorece su microestructura. Además, empleando una visualización 4X y 10X, se aprecia una buena incorporación de la materia orgánica, incluso una incipiente formación de agregados. En

general, los tecnosuelos con compost vegetales muestran una mejor incorporación en la matriz del suelo que los suelos con lodo. Esto podría ser debido a la diferencia de tamaño de los fragmentos orgánicos, que es inferior en los lodos, siendo los compost de mayor tamaño (de <1 mm a 10 mm). Concretamente, las observaciones en las láminas de compost vegetal de jardinería presentan un grado de incorporación de la materia orgánica moderada, con escasos agregados y muy dispersos, mientras que los compost vegetales de invernadero muestran una mejor incorporación a la matriz del suelo y un mayor número de agregados orgánicos observables en toda la lámina, especialmente bajo planta (Fig. 1g).

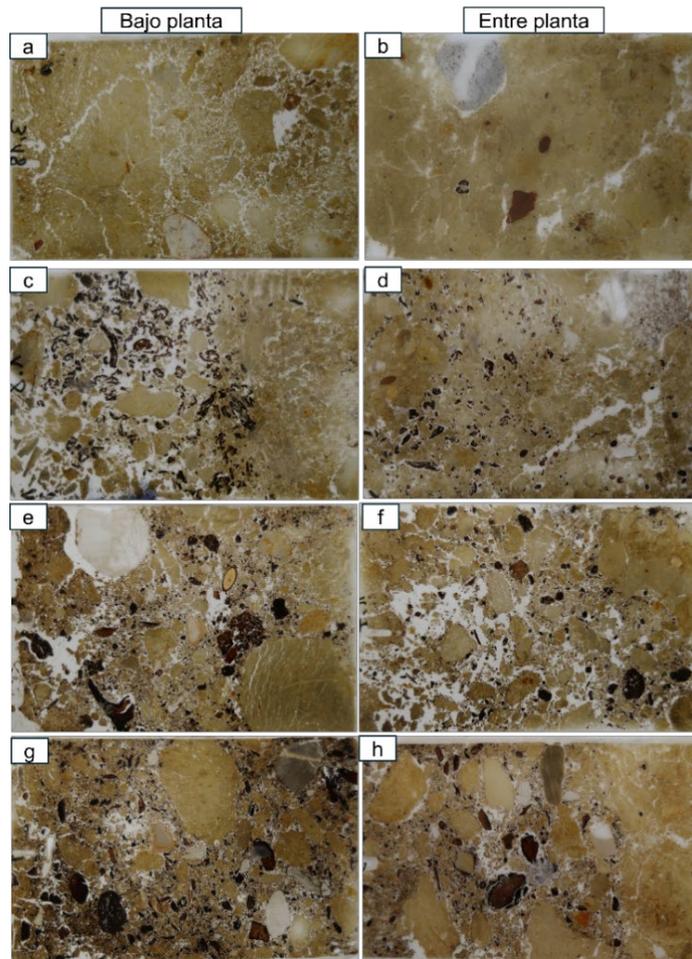


Figura 1. Láminas delgadas (9x5 cm): control bajo planta (a) y entre planta (b); lodo EDAR bajo planta (c) y entre planta (d); compost vegetal jardines bajo planta (e) y entre planta (f); compost vegetal jardines bajo planta (g) y (h) entre planta.

CONCLUSIONES

Aunque en los suelos muestreados el grado de incorporación de la materia orgánica de las enmiendas es todavía muy escaso, debido a la incipiente evolución de los substratos, podemos concluir que el estudio de la micromorfología de suelos proporciona información crucial sobre la estructura del suelo en tecnosuelos jóvenes y que permite diferenciar claramente entre diferentes tipos de tecnosuelos. Por tanto, se presenta como una técnica adecuada para conocer la evolución de la estructura de los suelos restaurados con enmiendas orgánicas. Sin embargo, aún es necesaria la realización de nuevas investigaciones que permitan mejorar el conocimiento sobre la evolución e integración de la materia orgánica exógena en la matriz del suelo.

Agradecimientos: A los proyectos BIOQUALIRES (PID2021-1275910B-100/AEI/10.13039/501100011033, FEDER-UE, y CLIMARESTOR (TED2021-132687B-I00) UE Next Generation, INTEGRATION3 (PID2020-117825GB-C21 y C22); BAGAMET (P20_00016), financiados a través del Ministerio de Ciencia e Innovación del Gobierno de España.

REFERENCIAS

Abiven S, Menasseri S, Chenu C. 2009. The effect of organic inputs over time on soil aggregate stability – A literature analysis. *Soil Biol. Biochem.* 41: 1-12.

Bullock P, Fédoroff N, Jongerius A, Sttops G, Tursina T. 1985. Handbook for Soil Thin Section Description. Waine Research, Albrighton, UK.

Carabassa V, Domene X, Díaz E, Alcañiz JM. 2020. Mid-term effects on ecosystem services of quarry restoration with Technosols under Mediterranean conditions: 10-year impacts on soil organic carbon and vegetation development. *Restor. Ecol.* 28: 960–970.

Forján R, Asensio V, Guedes RS, Rodríguez-Vila A, Covelo EF, Marcet P. 2017. Remediation of soils polluted with inorganic contaminants: Role of organic amendments. En: *Enhancing Cleanup of Environmental Pollutants*. Springer International Publishing, p. 313–338.

Jangorzo NS, Watteau F, Schwartz C. 2013. Evolution of the pore structure of constructed Technosols during early pedogenesis quantified by image analysis. *Geoderma* 207–208: 180–192.

Séré G, Schwartz C, Ouvrard S, Renat JC, Watteau F, Villemin G, Morel JL. 2010. Early pedogenic evolution of constructed Technosols. *J. Soils Sediments* 10: 1246–1254.

Watteau F, Jangorzo NS, Schwartz C. 2019. A micromorphological analysis for Technosol structure dynamics. *Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana* 71 (1): 11-20.

DINÁMICA DEL CARBONO EN LA INTERFAZ RAÍZ-SUELO DE SUELOS RESTAURADOS CON ENMIENDAS ORGÁNICAS EN UN ESCENARIO DE CAMBIO CLIMÁTICO INDUCIDO

Rocío Soria^{1,*}, Ángel Fernández-Cortés², Raúl Ortega¹, Isabel Miralles¹

¹Departamento de Agronomía y Centro de Agrosistemas Intensivos Mediterráneos y Biotecnología Agroalimentaria (CIAIMBITAL), Área de Edafología y Química Agrícola, Universidad de Almería, Ed. CITE IIB, 04120 Almería. España.

²Departamento de Biología y Geología, Centro Andaluz de Cambio Global – Hermelindo Castro. Universidad de Almería, ed. CITE V 04120 Almería. España.

* rocio.soria@ual.es

RESUMEN

Restaurar suelos degradados mediante la aplicación de enmiendas orgánicas podría ser una estrategia adecuada para mitigar emisiones de CO₂. Sin embargo, el tipo de enmienda y las condiciones climáticas tienen una implicación directa en la dinámica del carbono. En este trabajo se estudiaron las variaciones en la concentración de CO₂ ([CO₂]) y la señal isotópica del carbono ($\delta^{13}\text{C-CO}_2$) en un escenario de cambio climático inducido en suelos mineros restaurados con enmiendas orgánicas en la Sierra de Gádor (Almería). Para ello, se instalaron campanas de calentamiento simulado (CS) en plantas de *Stipa tenacissima*. Se tomaron muestras de gas en la interfaz suelo-raíz en plantas con y sin CS. Los suelos habían sido tratados cinco años antes con compost de jardines, de invernadero, lodos EDAR, y dos mezclas entre ellos. El primer muestreo (t1) se realizó tras las primeras lluvias después de un seco y caluroso verano y el segundo (t2) tras el siguiente evento de lluvia más ligera. Los suelos restaurados presentaron valores de [CO₂] y $\delta^{13}\text{C-CO}_2$ significativamente superiores a los suelos sin enmienda en ambos muestreos, especialmente en suelos sin CS. Curiosamente, los suelos con lodo mostraron la menor [CO₂] entre los suelos tratados en el escenario con CS tras un fuerte evento de lluvia. Estos resultados sugieren una disminución de la concentración de C orgánico entre fechas de muestreo debido a la descomposición de la materia orgánica y a una mayor actividad de la microbiota a temperatura ambiental en presencia de abundantes lluvias.

PALABRAS CLAVE: señal isotópica, enmiendas orgánicas, restauración, calentamiento inducido, emisiones de CO₂

INTRODUCCIÓN

La minería es una actividad muy extendida en zonas áridas y semiáridas por sus beneficios económicos y sociales, pero tiene graves consecuencias para la degradación del suelo. La adición de residuos orgánicos se ha propuesto como una estrategia adecuada para la recuperación de suelos áridos y semiáridos degradados, ya que incrementan el contenido en materia orgánica del suelo (MOS), mejorando las propiedades físicas, químicas y microbiológicas del suelo a corto y medio plazo contribuyendo al secuestro de carbono (García et al. 2012). Sin embargo, la aplicación de enmiendas orgánicas como aporte exógeno de MOS puede tener consecuencias sobre las emisiones de CO₂ a la atmósfera (Ray et al. 2020). Además, las enmiendas orgánicas pueden influir en la estructura de la comunidad microbiana del suelo, que tienen una implicación directa en la descomposición de la materia orgánica y por tanto en la respiración microbiana (Ray et al. 2020). Se ha demostrado también que el uso de enmiendas orgánicas puede inducir cambios en las formas isotópicas del ¹³C en el suelo (Liu et al. 2021). Teniendo en cuenta que la variedad de enmiendas orgánicas disponibles y su composición química es tan variada como sus fuentes, la MOS exógena aportada al suelo puede generar diferentes respuestas en la dinámica del carbono en el suelo, que a su vez

están vinculados a los patrones de temperatura y precipitación de la zona restaurada (Ray et al. 2020). Por tanto, este estudio pretende mejorar la comprensión de la dinámica del CO₂ y su isotopía en el suelo tras la aplicación de enmiendas orgánicas, lo que podría ayudar a predecir cómo las dinámicas del carbono en los ecosistemas terrestres restaurados con enmiendas orgánicas pueden responder al cambio climático, con el fin de desarrollar estrategias efectivas de mitigación y adaptación.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se llevó a cabo en una cantera caliza en la Sierra de Gádor (Almería, SE España). El clima de la zona es semiárido Mediterráneo (P anual = 242 mm; T^a anual = 17,6 °C; ET anual = 1225 mm). El sustrato resultante tras la explotación previamente tuvo que ser sometido a tareas de descompactación y homogeneización por la presencia de margas cementadas. Se diseñaron 18 parcelas de 50 m² (3 parcelas por tratamiento). Se aplicaron enmiendas de compost vegetal procedente de residuos de poda de jardines (CJ), compost procedente de residuos hortícolas de invernadero (CI), un compost de lodo procedente de EDAR (CL) (estabilizado mediante digestión mesófila, centrifugado y secado térmicamente a 70 °C), y dos mezclas de lodos con los diferentes compost vegetales (CJ+CL y CI +CL). Estas se homogeneizaron en los primeros 20 cm del suelo, en una única dosis calculada para incrementar el contenido inicial de MO un 3%. Con fines comparativos se establecieron 3 parcelas de control sin adición de enmiendas (CON). Finalmente, se revegetaron con *Stipa tenacissima* L.

Pasados 5 años, se instalaron campanas abiertas para provocar un calentamiento simulado (CS) en 3 plantas de *Stipa tenacissima* L. para cada tratamiento (mayo 2023). Posteriormente, se clavaron unos tubos de acero perforados en la rizosfera de plantas con y sin CS. Pasados 3 meses se tomaron muestras del gas de la rizosfera a través de estos tubos. Se realizó un primer muestreo (t1) tras las primeras lluvias después de un seco y caluroso verano (23 mm, T media = 24 °C), y un segundo (t2) tras el siguiente evento de lluvia (8,7 mm, T media 20°C). Las muestras con la mezcla de gases extraídas de la interfaz suelo-raíz se almacenaron en bolsas opacas para el muestreo de gases RITTER (Alemania), y se trasladaron al Laboratorio de Isótopos Estables de la Universidad de Almería, donde fueron se determinó la concentración de CO₂ ([CO₂]) y la señal isotópica el carbono ($\delta^{13}\text{C-CO}_2$) mediante espectroscopia de anillo de cavidad en un equipo PICARRO-G2201i. Las diferencias significativas para las diferentes [CO₂] y $\delta^{13}\text{C-CO}_2$ determinados se estimaron mediante un análisis permutacional de la varianza (PerMANOVA; p <0.05).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En general, los suelos restaurados con enmiendas orgánicas presentaron una mayor [CO₂] y valores isotópicos más negativos de $\delta^{13}\text{C-CO}_2$ en comparación con los suelos control, particularmente durante épocas de fuertes precipitaciones y altas temperaturas. Además, se detectaron cambios significativos entre ambos escenarios de calentamiento climático inducido, especialmente en los suelos restaurados con CL (Figura 1). Durante el primer muestreo (t1) y específicamente en el escenario sin CS, los suelos tratados registraron concentraciones de CO₂ entre 1900 y 11820 ppm, mientras que los suelos de control presentaron una [CO₂] media de 721,68 ppm. Los suelos con lodos (CL) y sus combinaciones con compost vegetal mostraron las mayores [CO₂], seguidos por los tratamientos con compost vegetal de jardines (CJ), mientras que CI registraron las concentraciones más bajas entre los suelos tratados (Figura 1). En contraste, durante el segundo muestreo (t2), realizado tras lluvias más leves y temperaturas más frescas (Figura 1), los valores medios de [CO₂] disminuyeron significativamente, oscilando entre 1367,13 y 682,60 ppm en los suelos tratados y los suelos control mostraron valores en torno a los 445 ppm. A pesar de esta disminución, las tendencias entre los diferentes tratamientos se mantuvieron, con los suelos tratados con

lodos nuevamente mostrando las concentraciones más altas de CO₂. Esta diferencia en las [CO₂] entre las diferentes campañas podría ser debido a los pulsos de respiración microbiana que han sido descritos por otros autores en un periodo de lluvia intensa tras un largo y seco verano en zonas áridas (Oyonarte et al. 2012), siendo más acusadas en suelos con adición de enmiendas orgánicas ricas en compuestos de C lábil como los CL y favorecidas por el incremento de la humedad del suelo como anteriormente encontramos para estos mismos suelos en el corto plazo (Soria et al. 2021). En los suelos con calentamiento inducido (CS), se encontró que los suelos restaurados con CL presentaban niveles significativamente más bajos de CO₂ en comparación con los suelos sin CS, con una disminución del 74% en t1 y del 45% t2. Por otro lado, los suelos tratados con compost vegetales de invernadero (CI) no mostraron cambios significativos en ambas campañas. Por su parte, los suelos CON mostraron un incremento de 18% en la [CO₂] en ambas campañas. Estos resultados sugieren que el calentamiento podría inhibir en parte la actividad microbiana, debido a una mayor evapotranspiración que podría estar generando estrés hídrico inducido por el calentamiento y por tanto, una menor humedad del suelo que puede conducir a reducciones en la respiración microbiana (Liu et al. 2009) y las diferencias entre los diferentes suelos tratados podría deberse a la disponibilidad del sustrato (Domeignoz-Horta et al. 2023). Además, los cambios detectados en la señal isotópica δ¹³C-CO₂ en los diferentes escenarios podría indicar cambios preferenciales en descomposición de la MOS mediados por los cambios de temperatura.

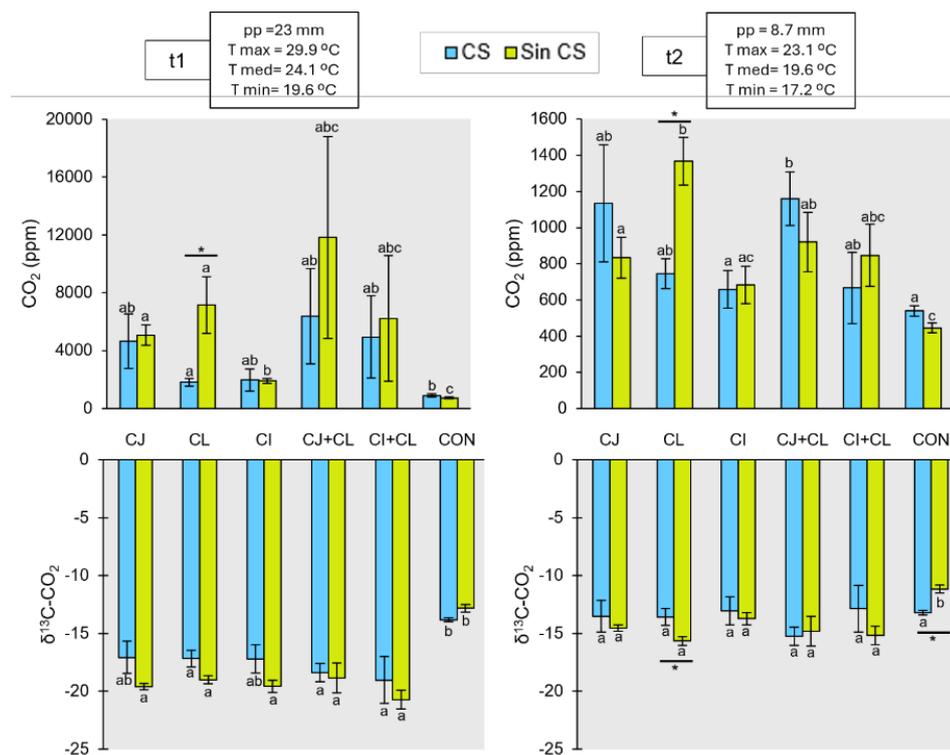


Figura 1. En la parte superior se muestran los datos de [CO₂] y en la parte inferior se muestran los datos de δ¹³C-CO₂ para cada tratamiento y fecha de muestreo (t1 y t2). Las letras indican diferencias significativas (p < 0.05) entre los tratamientos para cada uno de los escenarios (CS y sin CS). Los asteriscos indican diferencias significativas (p < 0.05) para cada tratamiento de forma individual entre CS y sin CS.

CONCLUSIONES

Estos resultados preliminares sugieren diferentes patrones de descomposición de la materia orgánica en diferentes escenarios de calentamiento inducido en suelos restaurados con diferentes tipos de enmiendas orgánicas, destacando la compleja interacción entre los microorganismos del suelo, la materia orgánica y las variables climáticas.

Agradecimientos: A los proyectos BIOQUALIRES (PID2021-1275910B-100/AEI/10.13039/501100011033, FEDER-UE y CLIMARESTOR (TED2021-132687B-I00) UE Next Generation.

REFERENCIAS

Domeignoz-Horta LA, Pold G, Erb H, Sebag D, Verrecchia E, Northen T, Louie K, Eloe-Fadrosh E, Pennacchio C, Knorr MA, Frey SD, Melillo JM, DeAngelis KM., 2023. Substrate availability and not thermal acclimation controls microbial temperature sensitivity response to long-term warming. *Global Change Biology* 29: 1574–1590.

García E, García C, Hernández T. 2012. Evaluation of the suitability of using large amounts of urban wastes for degraded arid soil restoration and C fixation. *European Journal of Soil Science* 63: 650–658.

Liu H, Wu M, Gao H, Yi N, Duan X. 2021. Hydrocarbon transformation pathways and soil organic carbon stability in the biostimulation of oil-contaminated soil: Implications of ¹³C natural abundance. *Science of the Total Environment* 788: 147580.

Liu W, Zhang Z, Wan S. 2009. Predominant role of water in regulating soil and microbial respiration and their responses to climate change in a semiarid grassland. *Global Change Biology* 15: 184–195.

Oyonarte C, Rey A, Raimundo J, Miralles I, Escibano P. 2012. The use of soil respiration as an ecological indicator in arid ecosystems of the SE of Spain: Spatial variability and controlling factors. *Ecological Indicator* 14: 40–49.

Ray RL, Griffin RW, Fares A, Elhassan A, Awal R, Woldesenbet S, Risch E. 2020. Soil CO₂ emission in response to organic amendments, temperature, and rainfall. *Scientific Report* 10: 1–14.

Soria R, Rodríguez-Berbel N, Ortega R, Lucas-Borja ME, Miralles I. 2021. Soil amendments from recycled waste differently affect CO₂ soil emissions in restored mining soils under semiarid conditions. *Journal of Environmental Management* 294: 112894.

EFFECTOS DEL CAMBIO DE USO SOBRE LAS PROPIEDADES DE SUELOS EN EL PIAMONTE

Hais, A. ¹; Barbero, F. ¹; Casacci, L. P. ¹; Martí-Dalmau, C. ²; Badía-Villas, D. ²

¹ Department of Life Sciences and Systems Biology, Università degli studi di Torino, Accademia Albertina 13 - 10123 Torino, Italia

² GEOFOREST, Departamento de Ciencias Agrarias y del Medio Natural, Escuela Politécnica Superior, Instituto de Investigación en Ciencias Ambientales (IUCA), Universidad de Zaragoza, 22071 Huesca, Spain

badia@unizar.es

RESUMEN

El cambio de uso del territorio puede modificar la composición del suelo. Además de la acción antrópica, algunos insectos también pueden influir en las propiedades del suelo; las hormigas, consideradas ingenieras de los ecosistemas, se constituyen en un ejemplo. En este estudio, determinamos los efectos del cambio de uso (prado a viñedos) y de las hormigas (*Lasius paralienus*) sobre diversas propiedades del suelo. Para ello, se tomaron muestras de suelo (a 0-5 cm), con y sin presencia de hormigueros, bajo tres tipos de manejo diferentes: una pradera, un viñedo con manejo orgánico o ecológico y un viñedo convencional, todos ellos en la localidad de Serralunga (N-Italia). Se ha determinado la capacidad de campo, la densidad aparente, el pH, la CE, la materia orgánica y la actividad microbiana (respiración basal y normalizada del suelo). Los resultados muestran que existe una disminución del contenido de materia orgánica (y propiedades relacionadas) con el cambio de uso de pradera a viñedo orgánico y, éste a su vez, a viñedo convencional. Por otro lado, la presencia de hormigueros de *Lasius paralienus* aumenta la actividad microbiana del suelo.

PALABRAS CLAVE:

viñedos, prados, hormigas, materia orgánica, actividad microbiana

INTRODUCCIÓN

Con el cambio de uso del territorio, el suelo experimenta una serie de cambios en sus componentes y propiedades (Lorenzo et al. 2001). A ello puede añadirse la acción de determinados insectos como las hormigas, ingenieras de ecosistemas que regulan procesos ecológicos fundamentales y se consideran bioindicadores de la salud del suelo (Nooten et al. 2019). La presencia de hormigueros (*Lasius niger*, *Lasius flavus*) puede modificar tanto parámetros químicos del suelo (Frouz et al., 2003) como biológicos (Holec y Frouz, 2006). El objetivo de este estudio es evaluar tanto como la influencia del cambio de uso del territorio como el impacto de los hormigueros sobre propiedades bioquímicas del suelo. Para ello, se compara el suelo de un prado de siega tras su transformación en viñedos bajo distinto manejo: convencional (80 años atrás) y orgánico o ecológico (15 años atrás).

MATERIALES Y MÉTODOS

La zona de estudio se sitúa a unos 400 metros de altitud, en la localidad de Serralunga d'Alba (NO-Italia). Su PAM es de 1080 mm/año y su TAM es de 12.8°C. Se han muestreado los suelos por triplicado bajo cada uso del suelo: prado (Natural), viñedo con manejo orgánico (Orgánico). y viñedo con manejo convencional (Convencional). Bajo cada uno de esos manejos, también se han muestreado suelos con presencia o ausencia de hormigueros, de

Lasius paralienus, siguiendo el protocolo de Blanco-Moure et al. (2011). El suelo se muestreó a una profundidad de 0-5 cm, durante el mes de septiembre 2023. Cada réplica se obtuvo mezclando cuatro muestras compuestas por parcela, obtenidas mediante cilindros metálicos (de 98,2 cm³). En total, se obtuvieron muestras bajo cada manejo de suelo y, a su vez, fuera (control) y dentro (nest) de los hormigueros.

Todas las muestras se tamizaron a 2 mm y conservaron en frío (4°C) hasta su análisis siguiendo procedimientos habituales (Page et al., 1982). En concreto, se determinaron propiedades químicas: pH actual (1:2,5), CE (1:5), materia orgánica total (MOT) y físicas: capacidad de campo (CC) y densidad aparente (Dap). Además, se cuantificó la actividad microbiana mediante la respiración basal (bSR) y la normalizada (nSR), tras un ensayo de incubación de 96 días (Anderson y Domsch 1978; Badía et al., 2013).

El análisis estadístico de los resultados se llevó a cabo mediante el software R v.4.3.0 usando varios paquetes (lme4, car y emmeans). Para evaluar las variaciones de las propiedades del suelo (pH, CE, CC, MOT, Dap, bSR y nSR) se realizaron Modelos Lineales Generalizados de Efectos Mixtos (GLMM), siendo éstas las variables de respuesta. A su vez, la “presencia o ausencia de hormigueros” y el “manejo” del suelo se consideraron variables fijas y el “hormiguero” como factor aleatorio utilizando la función “lmer” (paquete “lme4”) para el modelo distribuido gaussiano y la función “glmer” (paquete “lme4”) para el modelo distribuido gamma. Se eligieron los modelos distribuidos gamma para cada variable de respuesta, tras comprobar la normalidad de los residuos de los modelos distribuidos gaussianos, comparar la distribución de datos con las distribuciones gaussiana y gamma y comparar el AIC (Criterio de información de Akaike) y la desviación de los modelos distribuidos gaussianos y gamma. Se realizó un análisis de varianza (ANOVA) de cada modelo para obtener los valores de p utilizando la función “Anova” (paquete “car”). Cuando fue necesario, se realizaron pruebas post-hoc con una corrección “Tukey” utilizando la función “emmeans” (paquete “emmeans”) en los modelos.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La actividad biológica es significativamente menor en el suelo bajo viñedo con manejo convencional que en el de manejo orgánico y que en el prado o ecosistema natural (Fig. 1).

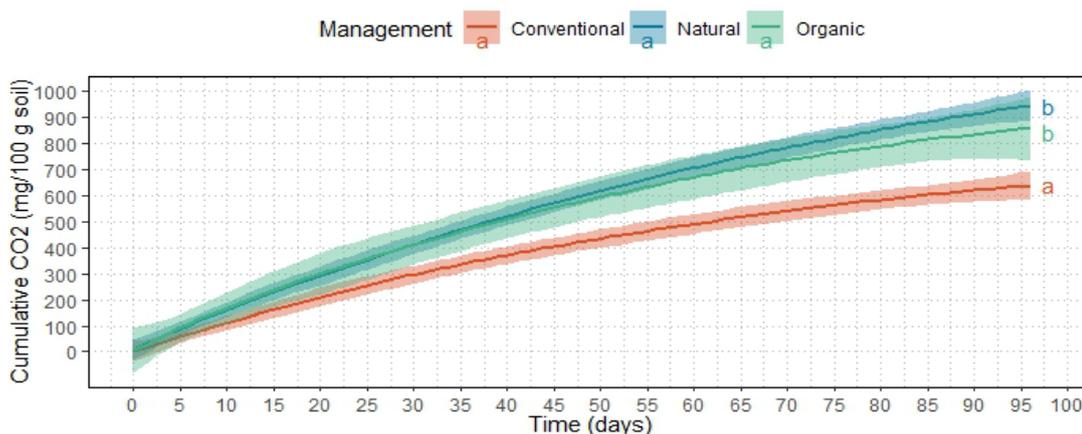


Figura 1. Actividad biológica o respiración basal del suelo (bSR) bajo diferentes manejos; se ofrece como CO₂ acumulado (mg de CO₂ por 100 g de suelo seco) en un experimento de incubación de 96 días. Las curvas con letras diferentes son estadísticamente diferentes según las comparaciones por pares de GLM.

La MOT, la porosidad (inversa de la Dap) y la CE son más elevadas en suelos bajo prado (natural) que bajo viñedos (orgánico y convencional), siendo menor el pH (Fig. 2).

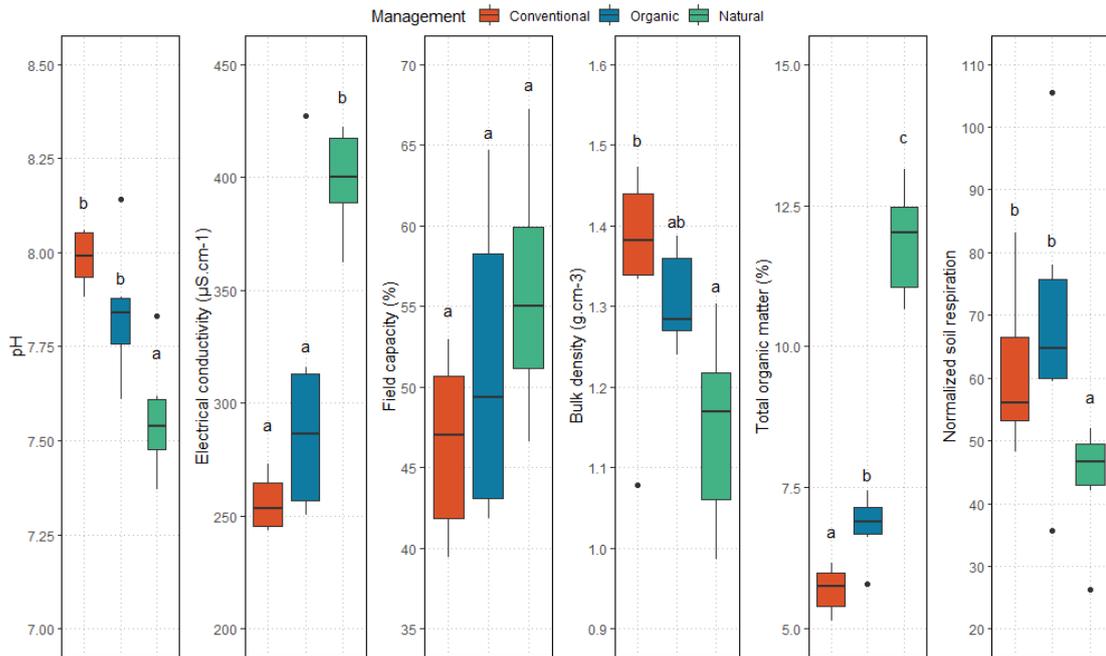


Figura 2. Influencia del cambio de uso del suelo (0-5 cm) sobre sus propiedades del suelo. Para cada propiedad del suelo (diagrama de caja) letras diferentes indican diferencias significativas en comparaciones por pares (GLM).

Por otro lado, la presencia de hormigueros de *Lasius paralienus* modificó significativamente ($p < 0,05$) varias propiedades edáficas: redujo la Dap e incrementó la CE y la actividad microbiana, tanto la BSR como la nSR (Fig. 3). Esta estimulación de la actividad microbiana del suelo en hormigueros podría estar relacionada con una mayor disponibilidad de carbono lábil, más fácilmente degradable (Holec y Frouz, 2006). Al igual que los hormigueros modifican propiedades edáficas, el diferencial manejo del suelo puede afectar a la estructura molecular de las cutículas de las hormigas (Hais et al, 2024).

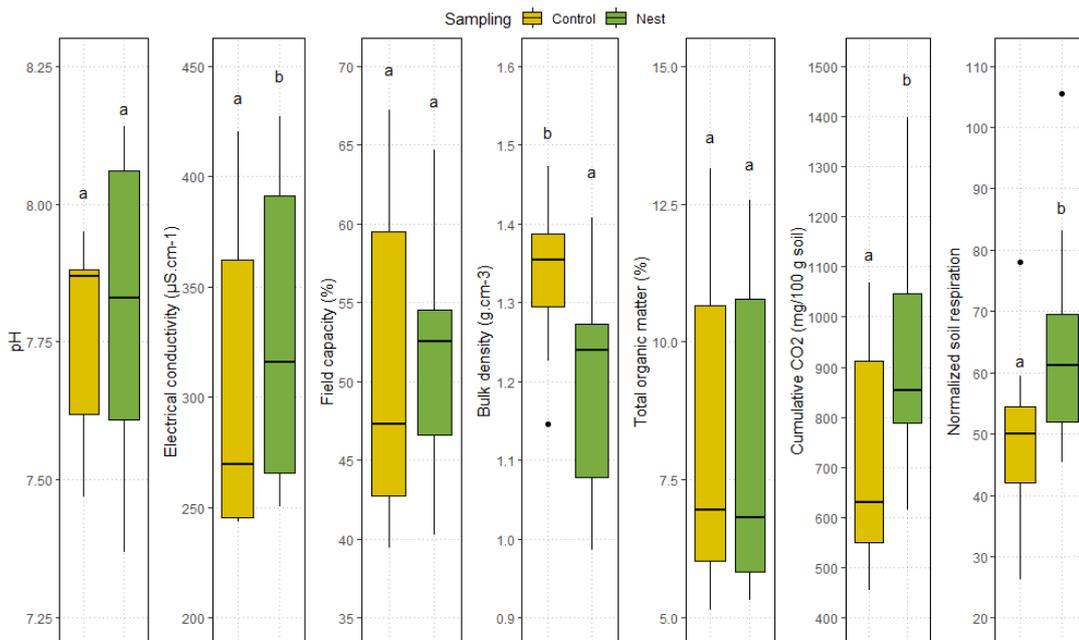


Figura 3. Influencia de los hormigueros sobre propiedades del suelo (0-5 cm). Para cada propiedad del suelo (diagrama de caja) letras diferentes indican diferencias significativas en comparaciones por pares (GLM).

CONCLUSIONES

Las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo han sido modificadas con los manejos del suelo estudiados en el municipio de Serralunga d'Alba (Piamonte). En concreto, los suelos de la pradera y el viñedo orgánico, más ricos en MOT, tienen más similitudes que los suelos bajo viñedo convencional. Además, la presencia de hormigueros incrementó la porosidad y la actividad microbiana del suelo.

AGRADECIMIENTOS

Este proyecto ha contado con la colaboración de la alianza de Universidades UNITA (<https://univ-unita.eu/Sites/>) y de las Bodegas Rivetto (<https://rivetto.it/en/>).

REFERENCIAS

- Anderson J.P., Domsch K.H. 1978. A Physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 10, 215–221.
- Badía D., Martí C., Aguirre A.J. 2013. Straw management effects on CO₂ efflux and C storage in different Mediterranean agricultural soils. *Science of the Total Environment*, 465, 233–239.
- Blanco-Moure N., Gracia-Ballarín R., Bielsa-Aced A., López-Sánchez M.V. 2011. Long-Term effect of no-tillage on soil organic matter fractions in rainfed Aragon (NE Spain). *SJSS*, 1: 116-121. DOI: 10.3232/sJss.2011.V1.N1.08
- Frouz J., Holec M., Kalčík J. 2003. The effect of *Lasius niger* (Hymenoptera, Formicidae) ant nest on selected soil chemical properties. *Pedobiologia*, 47, 205-212.
- Hais, A., Casacci, L.P., D'Ettore, P., Badía-Villas, D., Leroy, C., Barbero, F. 2024. Variation in the ants' recognition signals across agroecosystems. *Int J. of Molecular Sciences* (in press).
- Holec M., Frouz J. 2006. The effect of two ant species *Lasius niger* and *Lasius flavus* on soil properties in two contrasting habitats. *European Journal of Soil Biology*, 42, S213-S217.
- Lorenzo M., Badía D., Martí C. 2001. Influencia del cambio de uso sobre la disponibilidad hídrica de suelos del Altoaragón. *Georgica*, 8: 43-60
- Nooten S., Schultheiss P., Rowe R.C., Facey S.L., Cook J.M. 2019. Habitat complexity affects functional traits and diversity of ant assemblages in urban green spaces (Hymenoptera: Formicidae). *Myrmecological News* 29, 67–77.
- Page, A.L., Miller R.H., Keeney D.R. 1982. *Methods of Soil Analysis. Part 2. Chemical and Microbiological Properties*. 2nd. Amer. Soc. of Agronomy. Madison, Wisconsin, USA

EFECTO DEL LABOREO SOBRE LA DIVERSIDAD DE MICROARTRÓPODOS EN CULTIVOS EXTENSIVOS DE REGADÍO EN EL VALLE DEL EBRO

Araujo, E.S.^{1,*}, Isla R.¹, Zugasti I.¹, Clavería I.¹, Dechmi F.¹, Mirás-Avalos J.M.^{1,2}

¹ Departamento de Sistemas Agrícolas, Forestales y Medio Ambiente (Unidad asociada a EEAD-CSIC Suelos y Riegos). Centro de investigación y Tecnología Agroalimentaria de Aragón (CITA). Avda. Montañana 930, 50059 Zaragoza, Spain.

² Misión Biológica de Galicia del Consejo Superior de Investigaciones Científicas (MBG-CSIC), Sede Santiago de Compostela, Avda. de Vigo s/n, 15705, Santiago de Compostela, Spain.

* esilva@cita-aragon.es

RESUMEN

La fauna edáfica es fundamental para la descomposición de la materia orgánica, el reciclado de nutrientes, y la regulación del ciclo del agua, entre otros procesos. Por ello, es un buen indicador de la calidad del suelo. Se evaluó el impacto a largo plazo (+10 años) de la gestión del suelo mediante siembra directa (SD) y laboreo convencional (LC) sobre la diversidad de microartrópodos en dos parcelas adyacentes dedicadas a cultivos extensivos en regadío en Pina de Ebro (Zaragoza). Se determinaron varias propiedades fisicoquímicas del suelo y el índice de diversidad de artrópodos (QBS-ar) en 4 muestras por parcela. La parcela bajo SD presentó valores mayores que LC para porcentaje de agregados estables, capacidad de intercambio catiónico y contenido en nitrógeno mineral. Los valores de QBS-ar fueron significativamente más elevados en SD (QBS-ar = 95) que en LC (QBS-ar = 56). Sin embargo, el número de formas biológicas fue similar en ambas parcelas. Algunos grupos como diplópodos y sínfilos únicamente se observaron en las muestras de SD. Además, la presencia de isópodos y quilópodos fue más frecuente en SD. Se detectaron correlaciones significativas entre QBS-ar y punto de marchitez permanente ($r = 0,89$), porcentaje de agregados estables ($r = 0,92$), y capacidad de intercambio catiónico ($r = 0,79$). Estos resultados sugieren que la diversidad de microartrópodos es un indicador sensible a los cambios en el manejo del suelo.

PALABRAS CLAVE: Agricultura sostenible, bioindicador, fauna edáfica, salud del suelo, siembra directa.

INTRODUCCIÓN

La biodiversidad juega un papel crucial en el funcionamiento de los sistemas agrarios, así como en los servicios que estos proporcionan; sin embargo, el manejo convencional de estos sistemas causa efectos negativos sobre la biodiversidad edáfica y su funcionalidad (Kibblewhite et al. 2008). La fauna del suelo juega un papel fundamental en la traslocación, fragmentación y descomposición de la materia orgánica, el ciclo de nutrientes, la formación de la estructura del suelo, entre otros procesos (Mantoni et al. 2021). La mesofauna constituye un componente clave en la biota del suelo y, por tanto, su diversidad se considera un indicador fiable de la calidad del suelo (Parisi et al. 2005, Menta et al. 2018). Entre las prácticas de manejo, el laboreo causa el mayor impacto sobre la fauna edáfica (Crossley et al. 1992, Parisi et al. 2005). Por ello, en 2023, se realizó una prospectiva de los suelos de dos parcelas con rotaciones de cultivos extensivos en condiciones de regadío y clima semiárido y diferenciadas en cuanto al uso del laboreo durante los 15 años anteriores con el fin de evaluar el impacto de este manejo sobre la diversidad de microartrópodos. La hipótesis de partida fue que un manejo con menor perturbación del suelo incrementa la diversidad de microartrópodos frente a otro en el que el laboreo sea una práctica habitual.

MATERIALES Y MÉTODOS

El muestreo se llevó a cabo en dos parcelas colindantes dedicadas a cultivos extensivos en regadío y localizadas en las proximidades de Pina de Ebro (Zaragoza), una zona semiárida con una pluviometría media anual de 350 mm y una temperatura media anual de 14,9 °C. Se ha comparado el efecto de dos sistemas de manejo del suelo (LC: laboreo convencional y SD: siembra directa) sobre la diversidad de la mesofauna edáfica, como indicador de la salud del suelo. El patrón de cultivos es similar en ambas parcelas: alfalfa-cereal-cultivos de verano (girasol, maíz). El riego se realiza por inundación en las dos parcelas y se extraen los residuos de cultivo (excepto maíz) para evitar problemas en la siembra. En el caso de la parcela bajo SD, no se ha labrado durante 15 años. Ambas parcelas se abonan con purín porcino a una dosis anual de 35-40 t/ha.

En cada parcela se definieron 4 zonas de muestreo uniformes en las que, el 13 de julio de 2023, se recogieron muestras compuestas (5 puntos por zona) a 0-25 cm de profundidad para caracterizar las propiedades generales del suelo (textura, conductividad eléctrica, pH, contenidos en materia orgánica, nitrógeno total, fósforo y potasio disponible, y capacidad de intercambio catiónico) empleando métodos estándar de laboratorio. En cada zona se tomaron muestras a 20 cm de profundidad para evaluar el porcentaje de macroagregados (250-8000µm) estables al agua. En total, se analizaron 4 muestras compuestas por parcela.

Adicionalmente, en cada zona de muestreo, se recogió una porción inalterada de suelo de 15x15x20 cm para extraer la mesofauna presente (artrópodos < 1 mm) utilizando un sistema de embudos de Berlese-Tullgren. El periodo de extracción fue de 7 días y los organismos recolectados se clasificaron para nivel de gran grupo y, dependiendo de su grado de adaptación a la vida edáfica, se les asignó una puntuación siguiendo el método descrito por Parisi et al. (2005), para obtener un índice de diversidad (QBS-ar). Además, se ha cuantificado el número de formas biológicas presentes en cada muestra. Los datos obtenidos se analizaron mediante pruebas paramétricas (análisis de varianza) y no paramétricas (test de Kruskal-Wallis) tras comprobar si cumplían los requisitos de normalidad y homocedasticidad. Las diferencias entre sistemas se consideraron significativas a un nivel de probabilidad del 5%. Adicionalmente, mediante análisis de regresión lineal, se evaluaron las posibles relaciones entre las propiedades generales del suelo y la diversidad de mesofauna.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los suelos de las dos parcelas son de la misma clase textural (franca) y de pH básico. Aunque la conductividad eléctrica ha sido baja en ambos sistemas, se ha observado que fue ligeramente más elevada en la parcela con LC (Tabla 1). Asimismo, el contenido en materia orgánica, nitrógeno total, fósforo y potasio fue muy similar entre sistemas (Tabla 1). Destacar los elevados niveles de P disponible en ambas parcelas, probablemente asociados a la aplicación repetida de purín porcino.

Por el contrario, el punto de marchitez permanente fue ligeramente más bajo en LC, lo que supone una mayor capacidad de retención de agua en este sistema al no existir diferencias en términos de capacidad de campo (Tabla 1). El porcentaje de agregados estables al agua fue más elevado en SD, aunque en ambos sistemas fue superior al 60% (Tabla 1). La capacidad de intercambio catiónico fue más elevada en SD, lo que sugiere que este sistema puede estar favoreciendo la retención de cationes (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+).

Tabla 1. Características del suelo en los sistemas con laboreo (LC) y en siembra directa (SD). Para cada variable analizada, se señalan las diferencias significativas (p-valor < 0,05) mediante letras distintas.

Parámetro	Unidades	LC	SD	Significación
Propiedades físico-químicas (0-25 cm)				
Arena	%	50,00	49,00	ns
Limo		30,00	33,00	ns
Arcilla		15,00	18,00	ns
Capacidad de campo		33,80	33,80	ns
Punto de marchitez permanente		22,70 a	25,80 b	< 0,05
Agregados estables al agua		63,80 a	72,80 b	< 0,001
pH	-	8,00	8,00	ns
Conductividad eléctrica (CE _{1:5})	dS/m	0,38 b	0,35 a	< 0,05
Materia orgánica	%	3,57	3,45	ns
Nitrógeno total		0,24	0,25	ns
Fósforo disponible	mg/kg	296,00	250,00	ns
Potasio disponible		273,00	268,00	ns
Capacidad de intercambio catiónico	meq/100g	21,20 a	24,00 b	< 0,05
Índices de diversidad de mesofauna edáfica				
QBS-ar	-	56,30 a	95,00 b	< 0,01
Formas biológicas	-	18,00	15,50	ns

Por último, se observó una mayor diversidad de artrópodos (Tabla 1) en SD comparado con el LC, aunque el número de formas biológicas no fue diferente entre ambos sistemas. Algunos grupos de organismos, como diplópodos o sínfilos no se detectaron en la parcela con LC, pero se observaron en el 25% y el 100%, respectivamente, de las muestras procedentes del sistema en SD. Los valores de QBS-ar observados en este estudio se encuentran dentro del rango de valores reportado para sistemas agrarios por otros investigadores (Menta et al. 2018), incluso el valor observado para SD supera el umbral (93,7) fijado por Menta et al. (2018) para calificar un suelo como de alta calidad.

Independientemente del sistema de manejo, se detectaron correlaciones significativas entre los valores de QBS-ar y las propiedades físico-químicas que han mostrado diferencias entre parcelas: punto de marchitez permanente ($r = 0,89$), porcentaje de agregados estables al agua ($r = 0,92$) y capacidad de intercambio catiónico ($r = 0,79$). Dos de estas relaciones se ilustran en la Figura 1. Estudios previos han demostrado que QBS-ar se correlaciona con algunas propiedades físico-químicas del suelo, como el porcentaje de arena, y los contenidos de nitrógeno nítrico, fósforo, magnesio y potasio (Mantoni et al. 2021). A pesar de las limitaciones debidas al escaso número de datos, estas relaciones sugieren que los artrópodos del suelo son muy sensibles a las prácticas de manejo, tal y como se ha apuntado previamente (Crossley et al. 1992, Mantoni et al. 2021).

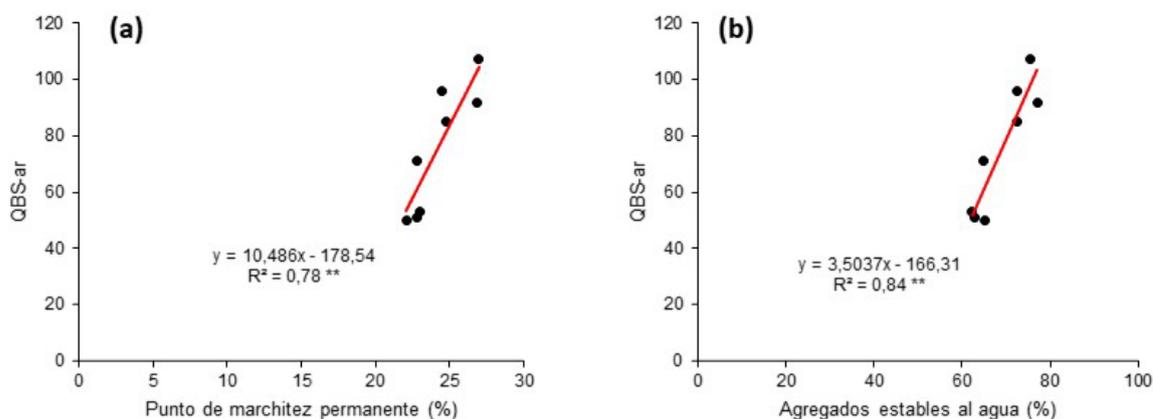


Figura 1. Relaciones entre el índice de diversidad de artrópodos (QBS-ar) y (a) el punto de marchitez permanente y (b) el porcentaje de agregados estables al agua. El p-valor de los coeficientes de regresión es inferior a 0,01, lo que se señala con dos asteriscos.

CONCLUSIONES

Este trabajo ha puesto de manifiesto la sensibilidad del índice QBS-ar para detectar el impacto de las prácticas de manejo sobre la calidad biológica del suelo en rotaciones de cultivos extensivos en regadío. Algunos grupos de microartrópodos, como los sínfilos y los diplópodos no se observaron en el sistema de laboreo convencional. Se han detectado correlaciones significativas entre este índice y algunas propiedades físico-químicas del suelo, si bien estas deben ser confirmadas con estudios más detallados.

Agradecimientos: Este estudio es parte del Programa AGROALNEXT, promovido por MCIN y financiado con fondos de la Union Europea NextGenerationEU (PRTR-C17.11).

REFERENCIAS

- Crossley DA, Mueller BR, Perdue JC. 1992. Biodiversity of microarthropods in agricultural soils: relations to processes. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 40: 37-46.
- Kibblewhite MG, Ritz K, Swift MJ. 2008. Soil health in agricultural systems. *Philosophical Transactions of the Royal Society B Biological Sciences* 363: 685-701.
- Mantoni C, Pellegrini M, Dapporto L, Del Gallo MM, Pace L, Silveri D, Fattorini S. 2021. Comparison of soil biology quality in organically and conventionally managed agro-ecosystems using microarthropods. *Agriculture* 11: 1022.
- Menta C, Conti FD, Pinto S, Bodin A. 2018. Soil Biological Quality index (QBS-ar): 15 years of application at global scale. *Ecological Indicators* 85: 773-780.
- Parisi V, Menta C, Gardi, C, Jacomini C, Mozzanica E. 2005. Microarthropod communities as a tool to assess soil quality and biodiversity: a new approach in Italy. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 105: 323-333.

IMPACTO DEL MANEJO DEL SUELO Y PLAGAS EN VIÑEDOS DOCA RIOJA Y DO NAVARRA: ACTIVIDAD β -GLUCOSIDASA Y ABUNDANCIA DE NEMATODOS

Fernando Peregrina^{1,*}, Ignacio Mariscal-Sancho¹, Chiquinquirá Hontoria Fernández¹, Ana Moliner Aramendía¹, Raquel Campos-Herrera², Rubén Blanco-Pérez³

¹ Área de Edafología, Dpto. de Producción Agraria, ETSIAB, Universidad Politécnica de Madrid, Madrid

² Instituto de Ciencias de la Vid y El Vino (CSIC-Universidad de La Rioja-Gobierno de La Rioja), Logroño

³ Misión Biológica de Galicia, CSIC, Pontevedra

*fernando.peregrina@upm.es

RESUMEN

En la viticultura sostenible, es crucial comprender cómo las prácticas de manejo de plagas y de manejo del suelo influyen en la salud del suelo. Este estudio evalúa el impacto de diferentes manejos del viñedo, enfocándose en la actividad β -glucosidasa y su relación con la nematofauna. En la primavera de 2023, se muestrearon 24 viñedos distribuidos por la D.O. Ca. Rioja y la D.O. Navarra, diferenciados en función del (1) manejo de plagas (integrado o ecológico) y (2) el manejo de suelo (laboreo o cubierta vegetal). Se recolectaron dos muestras de suelo por viñedo (0-20 cm de profundidad), cada una compuesta de 15 submuestras para las que se determinó la actividad β -glucosidasa y el contenido total de ADN previa extracción de la microfauna (mayoritariamente nematodos) a través de centrifugación en sacarosa. Los resultados revelaron que el manejo ecológico incrementó significativamente la actividad β -glucosidasa y la cantidad de ADN extraído frente al manejo integrado (tanto para la práctica de laboreo como el uso de cubiertas vegetales). No obstante, también se observó una tendencia de incremento de estos valores para cubiertas respecto del laboreo para ambos manejos, ecológico e integrado. Estos resultados indican un efecto beneficioso del manejo ecológico sobre las poblaciones de microorganismos, responsables de la excreción de la enzima β -glucosidasa, así como sobre la microfauna del suelo, al menos en términos de abundancia. En conclusión, este estudio muestra que la actividad β -glucosidasa resultó una enzima útil para evaluar el efecto de las prácticas ecológicas y alternativas al laboreo tradicional, fundamentales en la promoción de prácticas más sostenibles en los viñedos.

PALABRAS CLAVE: cubiertas vegetales, indicadores de salud del suelo, laboreo, manejo integrado de plagas, sostenibilidad, viñedos ecológicos

INTRODUCCIÓN

España es el país del mundo con mayor superficie de viñedo del mundo. La gestión de la viña implica, en general, un laboreo convencional y el uso generalizado de cantidades considerables de agroquímicos de síntesis, responsables de importantes repercusiones medioambientales. En el caso concreto de la DO Ca, por ejemplo, estas prácticas tradicionales se traducen en bajos niveles de materia orgánica en el suelo, con valores incluso por debajo del 1 %, y altos niveles de contaminación del suelo y del agua (Peregrina et al. 2010, Herrero-Hernández et al. 2017).

Para la evaluación de la calidad y salud del suelo y su posible degradación por el uso agrícola, es necesario seleccionar propiedades del suelo que sean indicadoras de la actividad microbiana o que estudien las poblaciones de la micro- y mesofauna y la composición de estas. Respeto a los indicadores de actividad microbiana, la actividad β -glucosidasa (GLU), relacionada con el ciclo del carbono, hidroliza los β -D-glucósidos a glucosa que es una fuente de energía para los microorganismos del suelo (Eivazi y Tabatai 1988). De este modo, esta

actividad enzimática puede responder a diferentes manejos que incrementan el contenido de carbono orgánico en los suelos agrícolas, como la implementación de cubiertas vegetales o la aplicación de enmiendas orgánicas (Peregrina et al. 2014, 2012). Además, la actividad GLU se correlaciona con la biomasa microbiana del suelo (Peregrina et al. 2014). No obstante, aun son pocas las evidencias en viñedo del efecto de los tratamientos fitosanitarios sobre esta actividad enzimática. Por su parte, la comunidad de nematodos del suelo desempeña un papel esencial en las cadenas alimenticias y participan de forma activa en varios procesos ecológicos fundamentales, como la dinámica de los nutrientes y el ciclo del carbono. Gracias a su estudio, es posible evaluar la perturbación del suelo mediante la aplicación de índices específicos de calidad del suelo (Ferris et al. 2001). Además, es importante resaltar la contribución significativa de ciertos grupos de nematodos en la provisión de servicios ecosistémicos clave en la agricultura, como los nematodos entomopatógenos (NEPs), que desempeñan un papel crucial en el control biológico de plagas y enfermedades en los cultivos (Campos-Herrera 2015). En los viñedos, estudios recientes han mostrado como la presencia de estos nematodos en particular se ve modulada en función del manejo, siendo ciertas cubiertas vegetales y la viticultura ecológica los que promueven su presencia de forma natural (Blanco-Pérez et al. 2020, 2022).

De este modo, el objetivo de este estudio es analizar la actividad β -glucosidasa del suelo y la abundancia de ADN asociado a microfauna (como proxy al número de nematodos) para evaluar el efecto del manejo ecológico y el uso de cubiertas vegetales en la salud del ecosistema del suelo del viñedo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se evaluaron 24 viñedos (16 de la DOCa Rioja y 8 de la DO Navarra) basándose en la metodología descrita por Blanco-Pérez et al. (2022). Los viñedos fueron seleccionados en función de dos factores: manejo de plagas (integrado vs. orgánico, 12 viñedos cada uno) y manejo del suelo (laboreo vs. cubierta vegetal, 12 viñedos cada uno). Las labores de muestreo se completaron durante la primavera de 2023, recogiendo un área de aproximadamente media ha por viñedo en la que se tomaron dos muestras independientes, bajo el dosel vegetal de las vides, compuestas cada una de 15 cores de 2,5 cm diámetro y 20 cm de profundidad. En total, se obtuvieron 48 muestras de suelo, que fueron mantenidas en condiciones de refrigeración hasta su almacenamiento a 4 °C en el laboratorio hasta su procesamiento.

En las muestras de suelo tamizadas a 2 mm, se determinó la actividad GLU, mediante una incubación de 3 h a 37 °C con β -glucósido-saligenin como substrato según el método Strobl y Traunmüller (1996). Del mismo modo, la abundancia de ADN de microfauna se calculó en base a 200 g de peso fresco de cada muestra. En un primer paso, se extrajo la nematofauna y otros microartrópodos mediante la técnica de centrifugación en gradiente de sacarosa (Jeckins 1964). Posteriormente, la muestra se dejó decantar durante la noche a 4°C y se retiró el máximo de sobrenadante, combinando decantación por aspiración con bomba de vacío y centrifugaciones para concentrar el material biológico. La extracción del ADN se realizó mediante el uso del kit PowerSoil Kit (QIAGEN) (Blanco-Pérez et al. 2020). La calidad y la cantidad del ADN obtenido fue evaluado mediante nanodrop (Thermo Scientific 2000C spectrophotometer).

Para el tratamiento estadístico de los resultados, se utilizó el programa SPSS 25.0 (SPSS Statistics, SPSS Inc., Chicago, IL, USA). Se aplicó el análisis de varianza (ANOVA) para la comparación de medias, empleando el test de Tukey para evaluar las diferencias significativas entre los grupos analizados.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Obtuvimos valores para la actividad GLU significativamente más altos para manejo ecológico que para manejo integrado ($F_{3,1} = 23,45$, $P < 0,001$), tanto para laboreo como para el uso de cubierta vegetal (Fig. 1A). Este resultado evidencia, por primera vez en viñedos DO CA Rioja, el efecto beneficioso del manejo ecológico en la población de los microorganismos productores de esta enzima y sobre el contenido de la misma estabilizada en los coloides del suelo.

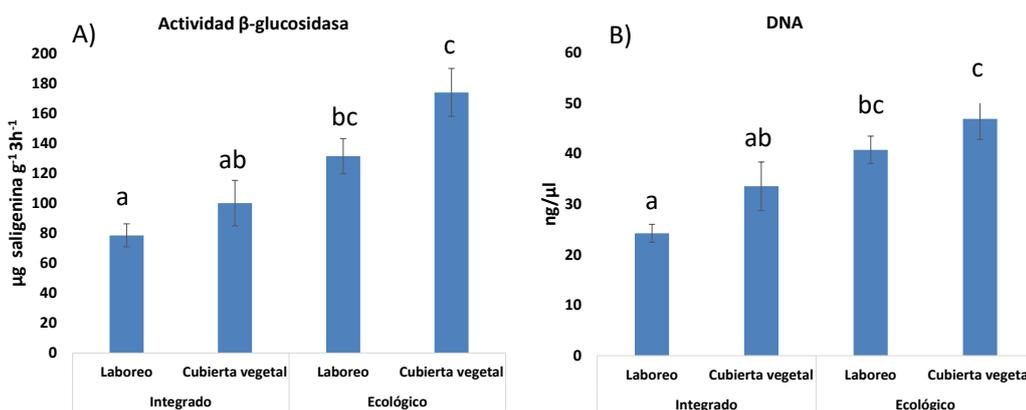


Figura 2. Valores de actividad β-glucosidasa y abundancia de ADN extraído en cada combinación de los manejos del viñedo estudiado. Letras diferentes entre tratamientos indican diferencias significativas al 95 % según el test de Tukey.

De modo similar, también detectamos una mayor actividad GLU para el uso de cubiertas vegetales que para la práctica del laboreo ($F_{3,1} = 6,00$, $P = 0,018$). Estos resultados están en concordancia a los previamente observados por Peregrina et al. (2014) pese a las diferencias en la profundidad de la toma de muestras de suelo entre ambos estudios, 0-20 cm en este trabajo y 0-5 cm en el completado por Peregrina et al. (2014). Puesto que bajo las cubiertas, hay una estratificación superficial de la materia orgánica y una mayor profundidad de muestreo podría haber producido un efecto de dilución de la materia orgánica y otras propiedades ligadas a ella.

En lo referente a la abundancia de ADN asociada a microfauna, principalmente nemátodos, también obtuvimos valores significativamente más altos para el manejo ecológico ($F_{3,1} = 17,40$, $P < 0,001$), tanto para suelos con laboreo como para aquellos con cubierta vegetal (Fig. 1B). Este resultado corrobora la sensibilidad de las poblaciones de nemátodos a los fitosanitarios, como previamente observara Blanco-Pérez et al. (2022) para poblaciones de nemátodos entomopatógenos en particular.

También se verificó para la abundancia de ADN la misma tendencia observada para la actividad GLU entre manejos del suelo, aunque en este caso los valores más elevados obtenidos para la cubierta vegetal fueron solo marginalmente significativos respecto al laboreo ($F_{3,1} = 3,60$, $P = 0,064$). Puestos en conjunto, estos resultados podrían indicar que el ADN extraído también puede estar relacionado con la materia orgánica del suelo, al igual que lo está la actividad GLU, de forma que ambas variables podrían estar relacionadas y, por ello, podrían ser complementarias como indicadores de salud del suelo en futuros trabajos.

CONCLUSIONES

Prácticas alternativas al manejo agronómico convencional de la viña, como son la viticultura ecológica y la implementación de cubiertas vegetales, potenciaron una mayor actividad glucosidasa y una posible mayor abundancia de nemátodos en el suelo del cultivo, unos

resultados que ponen en evidencia el efecto beneficioso para la salud del suelo de estas prácticas, que implican, por ejemplo, una limitación en el uso de fitosanitarios de síntesis orgánica y un menor laboreo y degradación del suelo.

Agradecimientos: Este trabajo ha sido realizado gracias a la financiación del proyecto referencia TED2021-129169B-I00 a la Dra. Raquel Campos-Herrera y al contrato Juan de la Cierva referencia JDC2022-048978-I al Dr. Rubén Blanco Pérez ambos financiados por MCIN/AEI/10.13039/501100011033 y por “European Union NextGenerationEU/PRTR”.

REFERENCIAS

Blanco-Pérez R, Sáenz-Romo MG, Vicente-Díez I, Ibáñez-Pascual S, Martínez-Villar E, Marco-Mancebón VS, Pérez-Moreno I, Campos-Herrera R. 2020. Impact of vineyard ground cover management on the occurrence and activity of entomopathogenic nematodes and associated soil organisms. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 301: 107028

Blanco-Pérez R, Vicente-Díez I, Ramos-Sáenz de Ojer JL, Marco-Mancebón VS, Pérez-Moreno I, Campos-Herrera R. 2022. Organic viticulture enhanced the activity of native entomopathogenic nematodes in DOCa Rioja soils (North of Spain). *Agriculture, Ecosystems and Environment* 332: 107931.

Campos-Herrera R. (Ed.). 2015. Nematode pathogenesis of insects and other pests - ecology and applied technologies for sustainable plant and crop protection. Series: Sustainability in Plant and Crop Protection., A. Ciancio (series Ed.). Vol 1, Springer, Springer International Publishing Switzerland, 530 pp.

Eivazi F, Tatabai MA. 1988. Glucosidase and galactosidases in soils. *Soil Biology and Biochemistry* 20: 601-605.

Ferris H, Bongers T, de Goede RGM. 2001. A framework for soil food web diagnostics: Extension of the nematode faunal analysis concept. *Applied Soil Ecology* 18: 13-29.

Jenkins WR. 1964. A rapid centrifugal-flotation technique for separating nematodes from soil. *Plant Disease Reporter* 48: 692

Peregrina F, López D, Zaballa O, Villar MT, González G, García-Escudero E. 2010. Soil quality of vineyards in the Origin Denomination Rioja: index of overcrusting risk (FAO-PNUMA), content of organic carbon and relation with soil fertility. *Revista de Ciências Agrárias* 33: 338-345.

Peregrina F, Larrieta C, Colina M, Mariscal-Sancho I, Martín I, Martínez-Vidaurre JM, García-Escudero E. 2012. Spent Mushroom Substrates Influence Soil Quality and Nitrogen Availability in a Semiarid Vineyard Soil. *Soil Science Society of America Journal* 76: 1655-1666.

Peregrina F, Pérez-Álvarez EP, García-Escudero E. 2014. Soil microbiological properties and its stratification ratios for soil quality assessment under different cover crop management systems in a semiarid vineyard. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 177: 548-559.

Herrero-Hernández E, Rodríguez-Cruz MS, Pose-Juan E, Sánchez-González S, Andrades MS, Sánchez-Martín MJ. 2017. Seasonal distribution of herbicide and insecticide residues in the water resources of the vineyard region of La Rioja (Spain). *Science of the Total Environment* 609: 161-171.

Strobl W, Traunmüller M. 1996. β -Glucosidase Activity. In: *Methods in Soil Biology*. Berlin. Springer Labor. 200 pp.

ESTUDIO DE LAS FUNCIONES POTENCIALES EN EL CICLO DEL FÓSFORO DE LAS COMUNIDADES BACTERIANAS EN SUELOS RESTAURADOS CON ENMIENDAS ORGÁNICAS EN UN CLIMA SEMIÁRIDO.

Ana Belén Villafuerte Acuña^{1,*}, André M. Comeau², Raúl Ortega¹, Isabel Miralles¹

¹ Departamento de Agronomía y Centro de Agrosistemas Intensivos Mediterráneos y Biotecnología Agroalimentaria (CIAIMBITAL), Universidad de Almería, E-04120, Almería, España.

² Integrated Microbiome Resource (IMR), Dalhousie University, Halifax, Nova Scotia, Canada

*ava827@ual.es; imiralles@ual.es

RESUMEN

La minería a cielo abierto elimina los horizontes superficiales fértiles del suelo afectando a las comunidades microbianas y como consecuencia influyendo en los ciclos biogeoquímicos. Una alternativa para restaurar estos suelos degradados es la incorporación de enmiendas orgánicas. Sin embargo, los cambios funcionales que se producen en la microbiota edáfica tras su aplicación son aún poco conocidos. El objetivo de este estudio fue realizar un perfil funcional del metabolismo de fosfonatos y fosfinatos en suelos restaurados con diferentes enmiendas orgánicas mediante secuenciación metagenómica shotgun (MGS). Las parcelas experimentales se establecieron en una cantera calcárea en la Sierra de Gádor (SE, España). Se aplicaron cinco enmiendas orgánicas diferentes (3 réplicas/tratamiento): compost de residuos de invernadero (HOR), compost de residuos de jardín (GAR), lodos EDAR (SS), mezcla 1 (SS+HOR), mezcla 2 (SS+GAR) y suelos control (CON). Seis meses después, se recogieron muestras de suelo para la extracción de ADN. La secuenciación se realizó con la tecnología Illumina y se utilizó el software KEEGCharter para generar un mapa del metabolismo de fosfonatos y fosfinatos a partir de los reads (RPKMs) que pertenecen a las enzimas potenciales (EC#). Se identificaron diecisiete enzimas potenciales. Los suelos restaurados mostraron un mayor potencial en funciones específicas como la fosfoenolpiruvato mutasa (EC:5.4.2.9) que cataliza una reacción crucial para iniciar la degradación de los fosfonatos y regular el flujo metabólico a través de esta ruta metabólica. Esto podría indicar que los tratamientos con enmiendas orgánicas favorecen el desempeño de estas funciones en el metabolismo de fosfonatos y fosfinatos.

PALABRAS CLAVE: restauración, secuenciación metagenómica, ciclos biogeoquímicos.

INTRODUCCIÓN

Las zonas áridas y semiáridas abarcan una amplia extensión de la superficie terrestre, ocupando alrededor del 41% del área del planeta. Se espera que esta cifra incremente en los próximos años, como resultado del cambio climático y otras actividades antropogénicas (Lal 2019). Estas zonas se caracterizan por precipitaciones anuales escasas, combinadas con altas tasas de evaporación y radiación solar (Marquez et al. 2008). Las particularidades de estos ecosistemas los vuelven altamente vulnerables a la degradación, siendo las actividades humanas extractivistas especialmente perjudiciales, ya que perturban las funciones ecológicas al eliminar las capas superficiales más fértiles, destruir la cubierta vegetal y afectar negativamente a los microorganismos del suelo, vitales para su salud y fertilidad (Liu et al. 2019). La restauración de estos suelos degradados en zonas áridas y semiáridas representa un desafío por las características de la zona. El uso de enmiendas orgánicas emerge como una estrategia prometedora para mejorar la fertilidad y la estructura del suelo, ya que aportan materia orgánica y nutrientes esenciales al suelo mejorando las propiedades físicas, químicas

y bioquímicas, promoviendo el desarrollo de cobertura vegetal y la actividad microbiológica (Rodríguez-Berbel et al. 2021).

Los microorganismos del suelo son actores indispensables en la dinámica de los ecosistemas terrestres porque son los responsables de descomponer la materia orgánica, liberar nutrientes y reciclar elementos esenciales para la vida (Basu et al. 2021). Estos desempeñan un papel crucial en la salud y la productividad de los suelos, así como en la regulación de los ciclos globales de nutrientes como carbono (C), nitrógeno (N) y fósforo (P) (Basu et al. 2021). El P, esencial para los procesos biológicos y bioquímicos, se encuentra en el suelo mayormente en formas no disponibles para las plantas. Sin embargo, los microorganismos los transforman en nutrientes listos para ser absorbidos por las raíces vegetales. En el ciclo del P además de los conocidos fosfatos, existen compuestos orgánicos como los fosfinatos y fosfonatos que también son aprovechados por los microorganismos (McGrath et al. 2013). Aunque antes estos compuestos se consideraban de poca importancia, estudios recientes han destacado su papel significativo en el ciclo del P (Bartlett et al. 2017). Sin embargo, no se ha determinado la importancia cuantitativa de los fosfonatos biogénicos en la biosfera terrestre.

Aunque se reconoce la importancia crucial de las comunidades microbianas del suelo en los ciclos biogeoquímicos, esta área ha sido poco explorada en suelos restaurados en zonas semiáridas. Hasta hace poco, el estudio se basaba principalmente en técnicas como el análisis del gen 16S rRNA (McDonald et al. 2024, Rodríguez-Berbel et al. 2021). Sin embargo, en la última década, han surgido técnicas más avanzadas, como la secuenciación de ADN de alto rendimiento, que permiten un estudio más completo de estas comunidades (Miralles et al. 2021). Estos avances prometen una mejor comprensión de la ecología microbiana del suelo y los mecanismos moleculares detrás de los servicios ecosistémicos. Por esto, en nuestro estudio nos enfocamos en analizar el metabolismo de fosfonatos y fosfinatos en suelos restaurados con diferentes enmiendas orgánicas en una zona semiárida utilizando secuenciación metagenómica shotgun (MGS).

MATERIALES Y MÉTODOS

Sitio de estudio: Las parcelas experimentales se establecieron en una cantera de piedra caliza en la Sierra de Gádor (SE, España).

Diseño experimental: Se aplicaron cinco enmiendas orgánicas diferentes (3 réplicas por tratamiento): compost de residuos de invernadero (HOR), compost de residuos de jardín (GAR), lodos EDAR (SS), mezcla 1 (SS+HOR), mezcla 2 (SS+GAR) y suelos sin enmiendas como controles (CON).

Extracción de AND y secuenciación: Seis meses después de la aplicación de las enmiendas orgánicas, se recogieron muestras de suelo de cada parcela y a partir de 0,3 g de suelo se realizó la extracción de ADN. La secuenciación se realizó con el kit Nextera Flex y un Illumina NextSeq 550.

Análisis bioinformáticos: Se usó el pipeline MGSv3 de MicrobiomeHelper (https://github.com/LangilleLab/microbiome_helper/wiki/Metagenomics-Standard-Operating-Procedure-v3) para identificar genes y funciones metabólicas relacionadas con el ciclo del P y el software KEEGCharter para generar un mapa del metabolismo de fosfonatos y fosfinatos a partir de los RPKM de los números de comisión enzimática (EC) potenciales.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La Figura 1 representa un análisis completo de las funciones potenciales identificadas en el metabolismo de los fosfonatos y fosfinatos en suelos semiáridos restaurados con enmiendas orgánicas, en comparación con suelos control. En total, se identificaron 17 funciones

potenciales (recuadros amarillos) en diferentes etapas metabólicas, las cuales muestran una tendencia notable hacia la activación de otras vías metabólicas, como la glicólisis y la vía de las pentosas fosfato (Fig.1A). La relación entre el metabolismo de los fosfonatos y fosfinatos y las vías metabólicas cruciales para la generación de energía y la síntesis de nucleótidos podría tener importantes consecuencias en la capacidad de adaptación celular y en la producción de biomoléculas esenciales para el crecimiento y la supervivencia de las comunidades microbianas en suelos afectados por fuertes condiciones de aridez y degradación.

Las enmiendas orgánicas también tuvieron un claro efecto a corto plazo tras su aplicación ya que los suelos restaurados mostraron un mayor potencial en funciones específicas como alfa-D-ribosa 1-metilfosfonato 5-fosfato C-P-liasa (EC:4.7.1.1) y fosfoenolpiruvato mutasa (EC:5.4.2.9) en comparación con los suelos CON (Fig.1B). Las funciones fosfonopiruvato hidrolasa (EC:3.11.1.3) y alfa-D-ribosa 1-metilfosfonato 5-trifosfato difosfatasa (EC:3.6.1.63) fueron detectadas solamente en los tratamientos GAR y SS mientras que la función metilfosfonato sintasa (EC:1.13.11.73) fue detectada solamente en tres tratamientos (GAR, HOR y HOR+SS) (Fig.1B). La enzima fosfoenolpiruvato mutasa cataliza una reacción crucial para iniciar la degradación de los fosfonatos y regular el flujo metabólico a través de esta importante ruta metabólica (McGrath et al. 2013). La identificación de esta y otras funciones potenciales con mayores abundancias en los suelos restaurados sugieren que la aplicación de enmiendas orgánicas puede promover el metabolismo de los fosfonatos y fosfinatos.

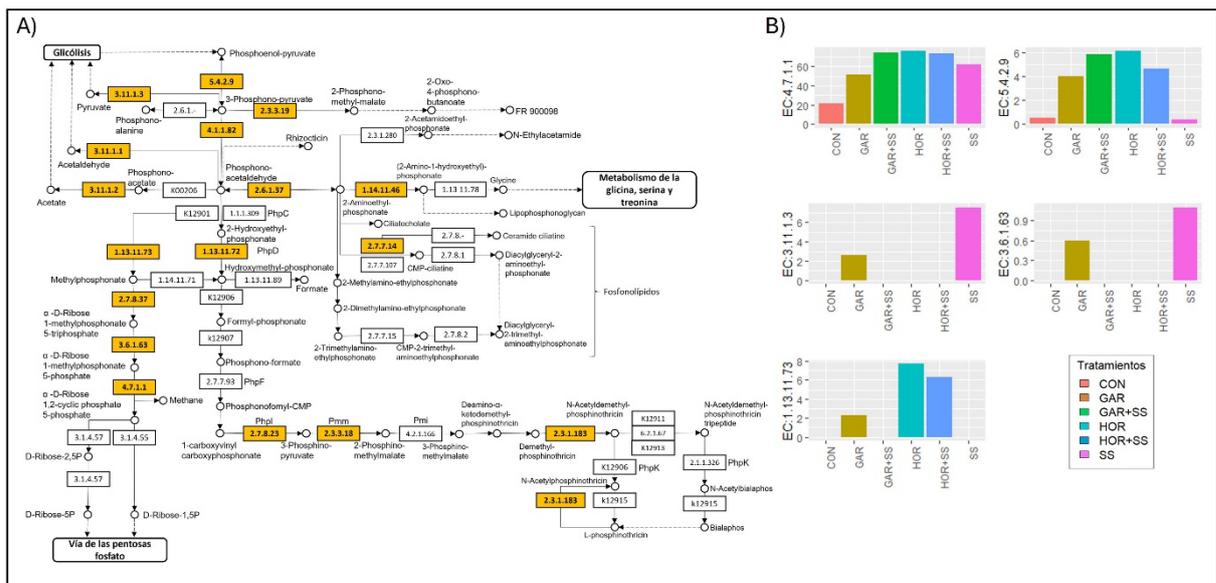


Figura 12. A) Metabolismo de fosfinatos y fosfonatos de acuerdo con la base de datos de KEGG. Los recuadros en amarillo marcan las funciones potenciales identificadas en los suelos restaurados y suelos control. B) RPKM (Lecturas por Kilobase por Millón Lecturas Mapeadas) de las funciones potenciales en suelos restaurados (GAR, GAR+SS, HOR, HOR+SS y SS) y suelos control (CON).

CONCLUSIONES

La diversidad de funciones potenciales encontradas en los suelos restaurados con enmiendas orgánicas en zonas semiáridas proporciona una visión integral de la complejidad metabólica asociada con los fosfonatos y fosfinatos, subrayando su importancia en los ciclos biogeoquímicos y las estrategias de adaptación desarrolladas por las comunidades microbianas en suelos en condiciones adversas y su potencial aplicabilidad en diversos campos, como la biotecnología, restauración de suelos y agricultura sostenible.

Agradecimientos: Este estudio ha sido financiado con fondos del Ministerio de Ciencia e Innovación a través de los proyectos BIOQUALIRES-PID2021-127591OB-I00/AEI/10.13039/501100011033/FEDER, UE y CLIMARESTOR-TED2021-132687B-I00/AEI/10.13039/501100011033/ Unión Europea NextGenerationEU/PRTR. Ana Belén Villafuerte Acuña agradece su beca de investigación doctoral del Gobierno español (PRE2022-103445).

REFERENCIAS

Bartlett C, et al. 2017. Whole-Cell Detection of C–P Bonds in Bacteria. *Biochemistry* 56(44): 5870–5873.

Basu S, et al. 2021. Role of soil microbes in biogeochemical cycle for enhancing soil fertility. In *New and Future Developments in Microbial Biotechnology and Bioengineering*: Elsevier.

Lal R. 2019. Carbon Cycling in Global Drylands. *Current Climate Change Reports* 5(3): 221-232.

Liu S, et al. 2019. Effect of natural conditions and mining activities on vegetation variations in arid and semiarid mining regions. *Ecological Indicators* 103: 331–345.

Marques MJ, et al. 2008. Soil degradation in central Spain due to sheet water erosion by low-intensity rainfall events. *Earth Surface Processes and Landforms* 33(3): 414–423.

McDonald MD, et al. 2024. Semi-arid soil bacterial communities are refined by altered plant selection pressure under conservation management practices. *Applied Soil Ecology* 194: 105191.

McGrath JW, et al. 2013. Organophosphonates revealed: new insights into the microbial metabolism of ancient molecules. *Nature Reviews Microbiology* 11(6): 412–419.

Miralles I, et al. 2021. Functional and Taxonomic Effects of Organic Amendments on the Restoration of Semiarid Quarry Soils. *MSystems* 6(6): e00752-21.

Rodríguez-Berbel N, et al. 2021. Quarry restoration treatments from recycled waste modify the physicochemical soil properties, composition and activity of bacterial communities and priming effect in semi-arid areas. *Science of The Total Environment* 774: 145693.

LAS ENMIENDAS ORGÁNICAS FAVORECEN LA ESTRUCTURA Y ESTABILIDAD DE AGREGADOS EN TECNOSUELOS RESTAURADOS EN UN CLIMA SEMIÁRIDO

J. López^{1,*}, F. Watteau², R. Soria¹, R. Ortega¹, I. Miralles^{1,*}

¹Departamento de Agronomía y Centro de Agrosistemas Intensivos Mediterráneos y Biotecnología Agroalimentaria (CIAIMBITAL), Área de Edafología y Química Agrícola, Universidad de Almería, España.

²Université de Lorraine, LSE, CNRS, F-54000 Nancy, France.

*jlopezpe@ual.es, imiralles@ual.es

RESUMEN

Una posible solución para restaurar los suelos degradados resultantes tras el cese de la actividad minera es la aplicación de enmiendas orgánicas, que podrían contribuir al desarrollo de la estructura del suelo y promover la formación de agregados estables. El objetivo de este trabajo fue estudiar la estructura del suelo con Microscopio Electrónico de Transmisión (TEM) y la estabilidad de agregados mediante tamizado en húmedo, en tecnosuelos de una cantera cinco años tras la aplicación de enmiendas orgánicas. El estudio mediante TEM se realizó en la interfase suelo-raíz de *Macrochloa tenacissima*. Los residuos orgánicos aplicados fueron compost de cultivos de invernadero (CC), lodos EDAR estabilizados (SS) y una mezcla entre ellos (CC+SS). Además, suelos sin enmiendas fueron utilizados como control (CON). Un análisis inicial mostró que los tecnosuelos tratados presentaban mayor biomasa y desarrollo radicular que los CON. Además, los tecnosuelos tratados presentaron una mayor agregación directa (por acción de microorganismos) e indirecta (adsorción de minerales en paredes celulares biodegradadas), y presentaron un 13,3% más de agregados estables que CON. SS y CC+SS mostraron una mayor actividad bacteriana, aparentemente ligada a la agregación comparada con CON. Por otro lado, se detectó la presencia de hongos en CC y CC+SS, que podrían estar contribuyendo a la degradación de tejido radicular leñoso. Estos resultados sugieren que las enmiendas orgánicas ejercen un efecto positivo en la formación de agregados estables en suelos restaurados, ya que mejoran la actividad de la microbiota edáfica y favorecen la degradación de materia orgánica (MO).

PALABRAS CLAVE: Restauración, Tecnosuelos, Enmienda orgánica, Agregación estructural, microbiota edáfica

INTRODUCCIÓN

La minería es una actividad necesaria para el desarrollo económico y social, sin embargo, presenta una externalización ambiental negativa, ya que los suelos tras la explotación minera se degradan y pierden su estructura (Soria et al. 2022). Concretamente, la minería de extracción de áridos es una actividad muy extendida en zonas áridas y semiáridas, las cuales presentan condiciones climatológicas extremas, como elevada radiación solar, altas temperaturas y escasas precipitaciones dificultando su restauración natural, al mismo tiempo que entrañan un gran desafío en cuanto a la selección de medidas de restauración a implementar. Entre las estrategias de restauración adoptadas en estos frágiles ecosistemas, la aplicación de enmiendas orgánicas ha sido ampliamente utilizada con el fin de incrementar el nivel de materia orgánica del suelo (MOS) y mejorar las propiedades físicas y químicas, favoreciendo la biodiversidad de los microorganismos edáficos (Soria et al. 2022). La adición de MO a través de la aplicación de enmiendas orgánicas generara una fuente de C y energía para los microorganismos edáficos (bacterias y hongos), los cuales favorecerán la aparición de micro y macro agregados (García et al. 2005). Durante este proceso, ligado a la descomposición de MOS por parte de los microorganismos, se segregan exopolímeros, los cuales actúan como sustancias cementantes, generando adsorciones de minerales, o

mediante la asociación de la MOS y los minerales del suelo (Watteau et al. 2018). La formación de agregados y su estabilización, es una fase crítica en la pedogénesis, además de suponer un criterio ampliamente utilizado para evaluar la calidad física del suelo y su susceptibilidad a la erosión (Luna et al. 2016). Por tanto, la incorporación de MO a través de la aplicación de enmiendas orgánicas podría ser una solución para favorecer el desarrollo de la estructura de suelos completamente degradados tras la explotación minera. Sin embargo, es importante seleccionar una enmienda orgánica adecuada debido a que aportarán una MO con diferente composición química que dependerá de su origen (Soria et al., 2022) y está tendrá una diferente evolución e implicación en el desarrollo de la formación de agregados estables y formación de estructura del suelo. El objetivo de este estudio consistió en comparar la evolución de la estructura del suelo tras la aplicación de enmiendas orgánicas de diferente origen, así como mejorar la comprensión de la implicación de la actividad bacteriana en la formación de agregados.

MATERIALES Y MÉTODOS

La zona de estudio se situó en una cantera caliza localizada en la Sierra de Gádor (Almería, SE España) (N 36°55'18", 02°30'40" W). La zona presenta un clima semiárido mediterráneo, con precipitaciones y temperatura medias de aproximadamente 242 mm al año y 17,6°C, respectivamente. El diseño experimental se basó en la instalación de 12 parcelas de 50 m² (10m x 5m), llevando a cabo previamente un pretratamiento mecánico en el que se descompactó y homogeneizó el suelo compuesto por sustrato margoso resultante de la actividad minera. Posteriormente se aplicaron diferentes tratamientos con enmiendas orgánicas (3 réplicas por tratamiento) que consistieron en: (I) Lodos de depuradora pretratados mediante digestión anaerobia mesofílica, deshidratados por centrifugación y secados térmicamente a 70°C (SS); (II) compost vegetal de residuos de cultivos de invernadero (CC); (III) mezcla de las enmiendas CC (30,9%) y SS (69,1%) (CC+SS), (VI) parcelas sin enmienda orgánica (CON). Posteriormente, se procedió a plantar 40 individuos de *Stipa tenacissima* L. en cada parcela experimental siguiendo un patrón de 100 x 100 cm.

A los 5 años se extrajeron 3 plantas completas de *Stipa tenacissima* L. de cada parcela experimental. Se tomaron diferentes submuestras en diferentes zonas de la interfaz suelo-raíz, que fueron deshidratadas en acetona e impregnadas con resina epoxi. Posteriormente, se cortaron los bloques obtenidos mediante un ultramicrotomo y se obtuvieron secciones ultrafinas, las cuales se observaron a x4000-20000 aumentos en un Microscopio Electrónico de Transmisión JEOL EXII. La estimación de la actividad microbiológica se determinó mediante un ensayo de respiración basal, que se llevó a cabo incubando 20 g de suelo durante 26 días en oscuridad a 28°C y al 50% de su capacidad de retención de agua. El CO₂ liberado por la respiración bacteriana fue medido cada día durante los primeros 4 días y posteriormente cada tres días. Los resultados fueron expresados en mg C-CO₂ kg⁻¹ suelo seco día⁻¹. La determinación de la estabilidad de agregados se llevó a cabo mediante el método de tamizado en húmedo, siguiendo el protocolo operacional del equipo Wet Sieving Apparatus de Eijkelkamp (Holanda).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las observaciones iniciales mostraron que la biomasa radicular de las plantas de los suelos tratados con enmiendas orgánicas fue mayor que las de los suelos sin enmiendas. Además, el desarrollo radicular de las plantas extraídas de los suelos tratados fue mayor que la de los suelos CON, en los cuales el sistema radicular se limitó prácticamente a la zona del cepellón inicial de la plántula. Mediante TEM se observó que las muestras obtenidas de los suelos tratados con SS presentaron una mayor actividad bacteriana ligada a la agregación que aquellos suelos tratados con compost de residuos vegetales (CC). Esta actividad de los microorganismos podría estar directamente relacionada con la biodegradación de MO (Fig. 1a)

(Watteau et al. 2018) y la contribución de exopolímeros microbianos a la agregación. Especialmente, en los suelos tratados con CC se pudo observar cómo los exopolímeros derivados de la degradación de MO, juegan un papel fundamental en la formación de agregados (Fig. 1b). En el suelo CC también se pudo observar la presencia de hongos, los cuales presentaban un rol importante en la degradación de tejidos radiculares de tipo leñoso. Esto también pudo ser observado en las muestras obtenidas de los suelos tratados con CC+SS (Fig. 1c), en los que además se detectó una aparente mayor actividad microbiana comparado con los suelos donde fueron aplicados los compost de forma individual. Estas observaciones, a priori, podrían indicar que el compost de invernadero estaría aportando hongos y su aparejado rol en la degradación de tejido leñoso radicular, y que los lodos de depurada generan una mayor actividad bacteriana ligada aparentemente a la degradación de MO y la producción de sustancias extracelulares poliméricas como agente de agregación.

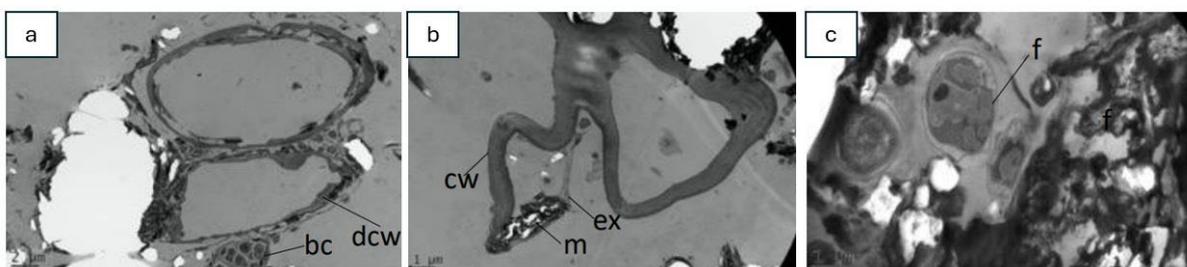


Figura 1. (a) colonia bacteriana degradando MO en suelos SS; (b) contribución de exopolímero en la agregación de minerales en las raíces en suelos CC; (c) presencia de hongos en suelos CC+SS. bc: colonia bacteriana; cw: pared celular; dcw: pared celular degradada; ex: exopolímero; f: hongo; m: mineral.

Adicionalmente, mediante los ensayos de respiración basal, se corroboró que los suelos tratados con enmiendas orgánicas presentaban una actividad microbiológica significativamente superior a los suelos CON, siendo CC+SS los que mostraron una mayor actividad entre los suelos enmendados. Lo que sugiere (Fig. 2a) que la MO más resiliente y de origen vegetal aportada por CC, junto con una MO más lábil procedente de SS (Soria et al. 2021), podría ser una combinación efectiva en cuanto al desarrollo de microorganismos y, por tanto, favorecer una formación de agregados más eficiente. Además, los suelos modificados con enmiendas orgánicas mostraron una estabilidad de sus agregados un 13,3% mayor que los suelos CON (Fig. 2b), siendo el suelo tratado con mezcla de enmiendas (CC+SS) el que presentó una comparativamente mayor estabilidad de los agregados que en el resto de los suelos tratados.

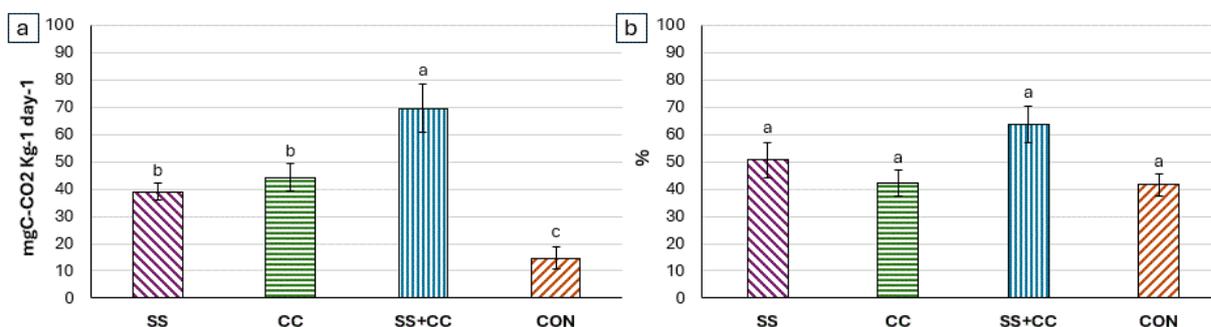


Figura 2. (a) diferencias en la respiración basal de los distintos tratamientos; (b) porcentaje de estabilidad estructural de los distintos tratamientos. Letras minúsculas indican diferencias significativas [ANOVA; p < 0,05].

CONCLUSIONES

Los resultados preliminares mostraron que las enmiendas orgánicas tienen un efecto positivo en la evolución de la agregación y estabilización del suelo en tecnosuelos tratados con enmiendas orgánicas. Los tecnosuelos tratados favorecieron el desarrollo radicular y la actividad de los microorganismos, implicando una mayor formación de agregados estables en el perímetro rizosférico. Aunque estos resultados son muy preliminares y requieren cautela en su interpretación, podemos concluir que la mezcla de enmiendas vegetales y lodos se mostró como la más efectiva en el desarrollo incipiente de la estructura del suelo.

Agradecimientos: Este trabajo ha sido financiado por BIOQUALIRES- PID2021-1275910B-I00/AEI/10.13039/501100011033/ FEDER, UE y CLIMARESTOR-TED2021-132687B-I00/AEI/10.13039/501100011033/ Unión Europea Next Generation EU/PRTR) proyectos I+D+i a través del Ministerio español de Ciencia e Innovación.

REFERENCIAS

- García-Orenes F, Guerrero C, Mataix-Solera J, Navarro-Pedreño J, Gómez I, Mataix-Beneyto J. 2005. Factors controlling the aggregates stability and bulk density in two different degraded soils amended with biosoils. *Soil and Tillage Research* 82: 65-76
- Luna L, Miralles I, Andrenelli M.C, Gispert M, Pellegrini S, Vignozzi N, Solé-Benet A. 2016. Restoration techniques affect soil organic carbon, glomalin and aggregate stability in degraded soils of a semiarid Mediterranean region. *Catena* 143: 256-264.
- Soria R, González-Pérez J, de la rosa J, San Emeterio L, Domene M, Ortega R, Miralles I. 2022. Effects of technosols based on organic amendments addition for the recovery of the functionality of degraded quarry soils under semiarid Mediterranean climate: A field study. *Science of the Total Environment*. 816: 151172.
- Watteau F, Villemin G. 2018. Soil microstructure examined through transmission electron microscopy reveal soil-microorganisms interaction. *Frontiers in Environmental Science*. 6.

EL SUELO COMO RECURSO DIDÁCTICO DE GRAN VERSATILIDAD EN LA ENSEÑANZA DE LAS CIENCIAS EXPERIMENTALES

De Aymerich Vadillo, B.^{1,*}, Andrea Martín ², Milagros Navarro³, Gonzalo Sacristán²

¹Área de Didáctica de las Ciencias Experimentales, Facultad de Educación, Universidad de Burgos, Calle Villadiego s/n 09001, Burgos (España)

²Área de Microbiología, Facultad de Ciencias, Universidad de Burgos, Plaza Missael Bañuelos s/n 09001, Burgos (España)

³Grupo de Investigación en Compostaje. EPS La Milanera. C/ Villadiego s/n. 09001 Burgos

*Dra. Bárbara de Aymerich Vadillo: bdayerich@ubu.es

RESUMEN

La Edafología se presenta como una gran desconocida dentro de la didáctica de las Ciencias Experimentales. El estudio del suelo, entidad compleja, es una herramienta muy versátil para introducir conceptos de química, física o biología (microbiología) en edades muy tempranas. La Escuela de Pequeños Científicos Espiciencia (Espinosa de los Monteros, Burgos) en colaboración con las áreas de “Edafología y Química Agrícola” y de “Microbiología” de la Universidad de Burgos (UBU), ha realizado multitud de proyectos a este respecto, manteniendo siempre el objetivo de inspirar a otros docentes e investigadores en su camino de acercamiento del Suelo a los escolares. Para el desarrollo de estos proyectos se ha utilizado la metodología de S.T.E.A.M. integrado, abordando problemáticas como la descriptiva fisicoquímica de los suelos de la comarca de las Merindades, las relaciones tróficas de su mesofauna o el potencial de su microbiota como biorremediadora de suelos estériles. También se aborda la participación de niños y jóvenes en proyectos de Ciencia Ciudadana como los programas “Servet X” o “Vigilantes del Suelo”, de gran interés para el conocimiento y divulgación de la Edafología. Desde la UBU, también se han desarrollado diversos talleres prácticos tales como “Un mundo bajo tus pies: Cultiva tu Huerto Ecológico” o “Tierra y bichos, ¡qué asco más guay!”. La visibilidad del Suelo como ente vivo, como recurso no renovable de vital importancia natural, cultural y social, debería abordarse con mayor profundidad en los currículos escolares españoles, siempre desde la indagación y el aprendizaje significativo.

PALABRAS CLAVE: Didáctica de las Ciencias, Ciencia Ciudadana, alfabetización científica, edafología en la escuela

INTRODUCCIÓN

La enseñanza de la edafología y ciencias del suelo desde de educación infantil y primaria es necesaria ya que el suelo es un recurso natural indispensable del que depende no sólo la posibilidad de contar con alimentos y agua, sino que es además imprescindible para la realización y regulación de los ciclos biogeoquímicos que permiten al planeta ser un lugar hermoso y habitable.

No poseer un suelo fértil, sano y de calidad, que nos permita contar con alimentos y agua suficiente es ya inicialmente un grave problema, pero más graves son las situaciones sociales que su déficit engendra: pobreza, desplazamiento, inequidad, violencia e injusticia a consecuencia del hambre. El suelo es generador de vida, depósito de restos arqueológicos, soporte de las infraestructuras, fuente de energía, de recursos, un ente complejo, un recurso no renovable poco contemplado en los libros de texto que merece profundización y estudio.

Por ello, la enseñanza de esta ciencia, vinculada de forma interdisciplinar a todo el currículo, es una prioridad que debemos constituir en estrategia y garantía de futuro (Reyes-Sánchez, 2012).

El suelo no es sólo elemento fundamental a tener en cuenta en la educación formal, sino temática que permite abordar de forma sistémica la conservación del resto de los recursos naturales para sustentar la vida en el planeta.

Actualmente se presenta como indispensable reflexionar acerca de que la preservación del suelo como un recurso no renovable, en términos del tiempo de vida de los seres humanos, depende de los conocimientos y de la conciencia y el cuidado que todos los estudiantes de hoy, ciudadanos del mañana, puedan tener al respecto.

El que nuestro alumnado vea al suelo de esta manera, depende de la capacidad que los docentes e investigadores tengan para hacérselo conocer y comprender y, de la necesidad de que los edafólogos aprendamos a divulgar y a hacer llegar esos conocimientos y actitudes a un público cada vez más amplio e implicado. (Reyes-Sánchez, 2006 a y b).

Esto significa que, desde la etapa infantil, desde edades tempranas, es vital dar cabida al suelo entre los elementos indispensables para el conocimiento del medio tanto en la educación formal como no formal, introduciendo a la sociedad en proyectos de Ciencia Ciudadana, en la lectura de publicaciones divulgativas sobre el suelo o en la participación de iniciativas didácticas vinculadas con el “edafomundo”.

Este trabajo se presenta como un compendio de varias de estas acciones llevadas a cabo desde la Escuela de Pequeñ@s Científic@s Espiciencia en su colaboración con las áreas de Edafología y Microbiología de la Universidad de Burgos.

MATERIALES Y MÉTODOS

A continuación, se describen brevemente algunas de las acciones más relevantes llevadas a cabo en los últimos años:

- Proyectos propios: realización de proyectos anuales o semestrales realizados en Espiciencia con alumnado de educación infantil y primaria relacionados con el estudio del suelo (<http://www.espiciencia.com>):
 - El suelo, fábrica de vida: puesta en marcha de una metodología de caracterización de suelos de las Merindades utilizando técnicas basadas en las propiedades organolépticas de cada uno de ellos (textura, color, plasticidad, pH por colorimetría) destinada a niños de educación infantil y primaria.
 - Pilas biológicas, extrayendo energía del suelo: diseño, prototipado y pruebas de pilas biológicas a partir de reacciones de oxidación-reacción biológica utilizando suelos de las Merindades con alta concentración de materia orgánica y de biomasa.
 - Los indestructibles tardígrados y sus relaciones tróficas en el medio edáfico: evaluación y caracterización de la mesofauna de diferentes suelos de Espinosa de los Monteros con el objetivo de encontrar y posicionar dentro de la red trófica edáfica a los tardígrados u osos de agua, bioindicadores de la calidad del suelo.
- Ciencia Ciudadana: participación en diferentes programas de Ciencia Ciudadana, de ámbito nacional e internacional, relacionados con el suelo:
 - Servet X: proyecto de la Fundación IBERCIVIS y de la Universidad de Zaragoza en el que se pretende la democratización del acceso al espacio. En esta edición, presentamos un trabajo sobre la posibilidad de biorremediar un suelo estéril, similar a un regolito marciano o lugar, con suelos de las Merindades sometidos a las bajas presiones y temperaturas y a altos niveles de radiación presentes en la estratosfera. (<https://servet.ibercivis.es/>)

- Vigilantes del suelo: proyecto de la Fundación Ibercivis sobre el diagnóstico de la salud y calidad de los suelos españoles, realizando mediciones y análisis en campo de la capacidad de campo, pH, mesofauna y granulometría. (<https://vigilantesdelsuelo.es/>)
- LOESS, Literacy boost through an Operational Educational Ecosystem of Societal actors on Soil health: LOESS es un programa europeo para la recuperación de la salud del suelo. Se centra en aumentar la alfabetización sobre el suelo, mediante el desarrollo de ofertas educativas y programas de formación continua, así como actividades de desarrollo de habilidades dirigidas a múltiples actores, partes interesadas y grupos objetivo relacionados con la educación sobre el suelo. (<https://loess-project.eu/about-loess/>).
- Divulgación sobre el suelo en diferentes medios de comunicación:
 - Radio: varios de los programas de nuestro espacio “Naciendo Ciencia” de Radio Espinosa Merindades, han estado dedicados al suelo o a aspectos relacionados con el cómo la biodiversidad, el permafrost, los desiertos...
 - Televisión: dentro de nuestra sección Escuela de Naturaleza del programa de Cien&Cía de la UCCi de la Universidad de Burgos, destinamos un programa a hablar sobre el suelo y sus implicaciones sociales. (https://www.youtube.com/watch?v=fHdpc4hkt_U&list=PLF4AEWfz-PsIDkqhrJ_fk5GveTs5O-3O&index=3)
 - Jornadas familiares: dentro de las actividades relacionadas con el Día Internacional del Suelo (5 diciembre), desarrollamos jornadas familiares de charlas y talleres para dar a conocer este recurso no renovable imprescindible para la vida en la tierra, con gran acogida e interés.
- Acciones propias de la Universidad de Burgos: desarrollo de diversos talleres prácticos para alumnado de educación infantil y primaria:
 - “Un mundo bajo tus pies: Cultiva tu Huerto Ecológico” o “Tierra y bichos, ¡qué asco más guay!” en la Escuela Politécnica Superior y en la Estación de la Ciencia y la Tecnología, por parte de miembros del área de Edafología y Química Agrícola, como parte de la semana de la Ciencia 2023. <https://www.ubu.es/agenda/semana-de-la-ciencia-2023>

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Varios de estas acciones han sido promovidas y presentadas en ferias y concursos de ciencia a nivel regional, nacional e internacional, tales como La Feria de la Ciencia y la Tecnología de Castilla y León (Burgos) o Ciencia en Acción (Alcoy, Viladecans) o el IUSS Children's Book Contest, obteniendo premios del jurado y valoraciones muy positivas.

La participación tanto en los proyectos como en los talleres o programas de Ciencia Ciudadana fue numerosa y con evaluación positiva por parte de los participantes como de la organización.

La propuesta, realización, desarrollo y evaluación de este tipo de acciones de descubrimiento y cuidado del suelo son cada vez más frecuentes dentro de las universidades y centros de investigación, como vehículos de transferencia del conocimiento y de la concienciación de la necesidad de incorporar al suelo como concepto clave dentro del ámbito de las ciencias naturales.

CONCLUSIONES

El acercamiento desde edades tempranas a las Ciencias del Suelo asegura una valoración más profunda de uno de los recursos y entes naturales menos conocidos y más explotados del planeta. Cada una de las acciones que se realicen desde las escuelas, desde las familias, desde la educación formal y no formal, será un pequeño paso para concienciar y mejorar la actitud e interés por la edafología y el suelo.

Los edafólogos y otros profesionales y estudiosos del suelo, debemos potenciar nuestro papel divulgador para paliar la falta de información que se tiene del medio edáfico y mejorar la colaboración e interacción con el ecosistema educativo, para asegurar la transferencia de la investigación sobre el suelo, tan necesaria para su conservación y cuidado.

REFERENCIAS

Reyes-Sánchez LB. 2006^a. La enseñanza de la ciencia del suelo en el contexto del desarrollo sustentable. *TERRA Latinoamericana*. 24(3): 431-439.

Reyes-Sánchez LB. 2006b. Canicas, lombrices, arcillas y cuentos en la construcción de un nuevo paradigma en la enseñanza de la Ciencia del Suelo. *TERRA Latinoamericana*. 24(4):565-574.

Reyes-Sánchez LB. 2012. Enseñanza de la ciencia del suelo: estrategia y garantía de futuro SJSS. *Spanish Journal of Soil Science*. 2 (1) 87-99.

INFLUENCIA DE LAS PRÁCTICAS DE MANEJO EN ROTACIONES DE CULTIVOS EXTENSIVOS SOBRE LA MICROBIOTA DEL SUELO

Adrián Miralles-Orduña¹, Pedro Marco¹, Ramón Isla², Emily Silva Araujo², Vicente González²,
José Manuel Mirás-Avalos^{2,3,*}

¹ Departamento de Ciencia Vegetal, Centro de Investigación y Tecnología Agroalimentaria de Aragón (CITA), Instituto Agroalimentario de Aragón – IA2 (CITA-Universidad de Zaragoza), Zaragoza, Spain

² Departamento de Sistemas Agrícolas, Forestales y Medio Ambiente (Unidad asociada a EEAD-CSIC Suelos y Riegos). Centro de investigación y Tecnología Agroalimentaria de Aragón (CITA). Avda. Montañana 930, 50059 Zaragoza, Spain.

³ Misión Biológica de Galicia del Consejo Superior de Investigaciones Científicas (MBG-CSIC), Sede Santiago de Compostela, Avda. de Vigo s/n, 15705, Santiago de Compostela, Spain.

* jmmiras@cita-aragon.es; jmmiras@mbg.csic.es

RESUMEN

La diversidad microbiológica del suelo es crucial para la productividad y la sostenibilidad de los sistemas agrícolas, ya que está directamente relacionada con los ciclos de nutrientes y la descomposición de la materia orgánica, por lo que contribuye a mejorar la fertilidad del suelo. Algunos microorganismos, concretamente las bacterias promotoras de crecimiento vegetal (PGPR), tienen efectos directos sobre la planta, fijando determinados nutrientes (nitrógeno o fósforo), haciéndolos disponibles para las plantas, o mejorando la resistencia del cultivo frente todo tipo de estreses. El objetivo de este estudio ha sido determinar la microbiota viable total y la diversidad microbiana de parcelas dedicadas al cultivo de cereales, tanto en secano como en regadío, y con manejos en ecológico, siembra directa y laboreo convencional en tres localidades de Aragón (Castejón del Puente, Pina de Ebro y Sádaba). No se han detectado apenas diferencias en carga microbiana entre suelos y sistemas de manejo, aunque hay que destacar la elevada carga microbiana observada. En todos los casos, los recuentos totales han sido superiores a 7,5 log ufc/g. Independientemente de la localización y el manejo, los grupos microbianos más abundantes han sido Rhizobiales y Actinomicetos (>7 log ufc/g), seguido del G^o *Pseudomonas* (entre 5,5 y 7 log ufc/g) y la micobiota (≈5 log ufc/g).

PALABRAS CLAVE: Agricultura de conservación; bacterias promotoras de crecimiento vegetal; diversidad microbiana; salud del suelo; siembra directa.

INTRODUCCIÓN

El exceso de productos químicos unido a un manejo agresivo del suelo ha ocasionado daños medioambientales como la contaminación de los suelos y aguas y otras modificaciones de los ecosistemas, destacando el desplazamiento de los microorganismos rizosféricos nativos (Backer et al. 2018). Estos desequilibrios han mostrado la necesidad de orientar la agricultura hacia un menor impacto sobre el medio ambiente.

En suelos degradados, sin cubierta vegetal o desérticos, la biomasa microbiana se encuentra en un rango de 10³-10⁴ ufc/g, y en suelos recuperados con cubierta vegetal llegan a 10⁸ ufc/g (Zappelini et al. 2018). Entre otros factores, esta diferencia se debe los exudados radiculares de las plantas (azúcares, aminoácidos y ácidos orgánicos), que influyen sobre las poblaciones microbianas. A los microorganismos beneficiosos para las plantas se les conoce como rizobacterias promotoras del crecimiento vegetal (PGPR), con gran diversidad de especies dentro de los géneros *Arthrobacter*, *Azospirillum*, *Azotobacter*, *Bacillus*, *Pseudomonas* o *Rhizobium*, entre otros (Navarro-Ródenas et al. 2016). Por tanto, la implementación de técnicas agronómicas más respetuosas puede promover el desarrollo de estas rizobacterias beneficiosas que aumentan la biodisponibilidad de nutrientes para el cultivo, ya que actúan

sintetizando reguladores que promueven el crecimiento vegetal, inhiben el desarrollo de patógenos vegetales y, en definitiva, restauran la dinámica de suelos deteriorados por la explotación intensiva (Guzmán et al. 2012). Estas prácticas culturales, e incluso la incorporación directa de estos microorganismos está ganando interés globalmente (Vasseur-Coronado et al. 2021). En este contexto, es relevante caracterizar la microbiota de los suelos agrarios y determinar el efecto de las prácticas culturales sobre la misma, en especial sobre los PGPR. Por ello, este trabajo tuvo como objetivo determinar la carga total de microorganismos viables en sistemas de rotación de cultivos extensivos con diferentes historiales de manejo localizados en tres zonas del Valle del Ebro.

MATERIALES Y MÉTODOS

Los muestreos se llevaron a cabo en tres localidades aragonesas con un clima semiárido, en parcelas colindantes o próximas con características similares en términos de tipo de suelo y rotación de cultivos, pero con diferentes manejos:

- 1) Castejón del Puente (Huesca): pluviometría media anual de 421 mm y temperatura (T^a) media anual de 13,7 °C. En este estudio se ha comparado el efecto de 2 manejos del suelo: siembra directa (SD) sin laboreo y con mantenimiento del residuo del cereal en superficie, frente al manejo convencional del suelo (LC) pero con incorporación de la paja. En el caso del sistema de SD se dispuso de parcelas en suelos con una elevada proporción de yeso (denominada “Chesas” en la zona), y de parcelas en suelos sin presencia de yeso. Las parcelas de LC se ubicaron exclusivamente en zonas con yeso. Por ello, se ha realizado la comparación de la información obtenida mediante análisis de varianza considerando 3 tratamientos: (1) Chesa SD, (2) Valle SD, y (3) Chesa LC. El suelo es franco arenoso y con pH básico o neutro.
- 2) Pina de Ebro (Zaragoza): pluviometría media anual de 350 mm y T^a media anual de 14,9°C. Dos parcelas colindantes dedicadas a cultivos extensivos en regadío. Se han comparado dos sistemas de manejo del suelo (LC: laboreo convencional y SD: siembra directa). El patrón de cultivos es similar en ambas parcelas: alfalfa-cereal-cultivos de verano (girasol, maíz). El riego se realiza por inundación en las dos parcelas y se extraen los residuos de cultivo (excepto del maíz). En el caso de la parcela bajo SD, no se ha labrado durante 15 años. Ambas parcelas se abonan con purín porcino a una dosis anual de 35-40 t/ha. El suelo es franco arenoso y con pH básico.
- 3) Sádaba (Zaragoza): pluviometría media anual de 557 mm y T^a media anual de 16 °C. Se han comparado tres manejos del suelo-cultivo: (1) SD: siembra directa (SD) sin laboreo (+20 años), (2) LC: laboreo convencional vertical (+20 años), y (3) Ecol: laboreo convencional vertical con manejo en ecológico (+10 años) con aplicación de fertilizantes orgánicos en lugar de abonos sintéticos. En los tres sistemas se extrae la paja del cereal, para evitar problemas de la sembradora con el residuo. El patrón de cultivos es muy similar en los 3 sistemas, aunque en LC y Ecol se introducen leguminosas (uno de cada cuatro años) en SD no se utilizan, aunque periódicamente se siembra colza. El suelo es franco arcilloso arenoso y con pH básico.

Cada parcela demostrativa se dividió en 4 zonas en las cuales se tomaron muestras compuestas (4-6 puntos repartidos por cada zona para constituir una muestra compuesta por cada zona) a una profundidad de 20 cm. Las muestras obtenidas se transportaron al laboratorio bajo condiciones de refrigeración para su procesado al día siguiente.

En el laboratorio, la preparación de muestras y los grupos microbianos se analizaron siguiendo la normativa ISO correspondiente a análisis microbiológico de alimentos (Videgain-Marco et al. 2021). Se tomaron 25 g como analito que se colocaron en una bolsa tipo Stomacher estéril

provista de filtro de celulosa. Se utilizó agua de peptona (Merck, Darmstadt, Alemania) al 0,1% con NaCl (0,85%) como diluyente, y se homogenizó en un Stomacher Lab-Blender Circulator 400 (Seward Laboratory, Londres, Reino Unido) durante 2 minutos a 260 rpm. Los medios de cultivo se prepararon siguiendo las indicaciones del etiquetado de los medios y de la normativa ISO 11133-1:2009.

Los datos se sometieron a análisis de varianza tras comprobar si cumplían los requisitos de normalidad y homocedasticidad. Se evaluó la influencia de la localización y del sistema de manejo. Las diferencias entre sistemas se consideraron significativas a un nivel de probabilidad del 5%. En caso necesario, se empleó el test de Tukey para separar medias.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La carga microbiana de todas las muestras analizadas resultó por encima de 7 log ufc/g independientemente del sistema de manejo y los factores ambientales (Tabla 1). Estos resultados sugieren una actividad microbiana notable, en línea con resultados previos de otros investigadores en suelos agrarios (Zappellini et al. 2018).

Tabla 1. Carga microbiana (logaritmo de unidades formadoras de colonias por gramo de suelo) en las tres localidades estudiadas en función del sistema de manejo: LC = laboreo convencional, SD = siembra directa. Para cada localización, se han utilizado letras para señalar las diferencias significativas entre sistemas de manejo ($\alpha = 0,05$).

Grupos taxonómicos	Castejón del Puente			Pina de Ebro		Sádaba		
	Chesa SD	Chesa LC	Valle SD	SD	LC	Ecológico	SD	LC
Aeroanaerobios mesófilos totales	7,7 a	7,8 a	7,4 a	7,8 a	7,7 a	7,9 a	7,4 b	7,7 ab
Rhizobiales	7,3 b	7,5 a	7,0 b	7,4 a	7,3 a	7,3 a	7,1 a	7,4 a
Actinomicetos	7,2 b	7,5 a	7,2 b	7,5 a	7,5 a	7,3 a	7,1 a	7,3 a
Pseudomonas	6,1 a	5,8 a	5,7 a	6,0 a	5,9 a	6,1 a	6,1 a	6,4 a
Micobiota	5,0 a	5,3 a	4,9 a	5,4 a	5,3 a	5,0 a	4,5 a	4,9 a
Esporulados	5,8 b	6,1 a	5,7 b	4,9 a	4,9 a	6,2 a	6,1 a	6,1 a

Los grupos microbianos más numerosos fueron los rhizobiales y actinomicetos ($>10^7$ ufc/g), indicando una alta actividad biológica. Ambos juegan un papel clave en la fijación de nitrógeno, la solubilización del fosfato, la producción de sideróforos y la inducción a producción de fitohormonas y la descomposición de materia orgánica (Glick 2012). Los actinomicetos no necesitan humedad para su desarrollo, prosperando en condiciones semisecas, probablemente debido a su capacidad para esporular en ambientes secos (El-Tarabily y Sivasithamparam 2006). Tras estos destacaron el complejo *Pseudomonas* y el grupo de microorganismos esporulados ($\approx 10^6$ ufc/g), cuya función en el suelo es similar a la de los grupos mencionados anteriormente (Glick 2012). Por otra parte, la carga de microorganismos esporulados fue significativamente inferior en Pina de Ebro que en el resto de localidades, probablemente debido al riego aplicado en esta zona.

En el caso de Castejón del Puente, se observaron diferencias significativas entre sistemas de manejo para Rhizobiales, Actinomicetos y microorganismos esporulados, siendo el sistema LC en Chesa el que mayor biomasa microbiana presentaba (Tabla 1). En Pina de Ebro no se observaron diferencias entre sistemas de manejo (Tabla 1). En Sádaba, tan solo se detectaron diferencias significativas para mesófilos totales, presentando menor carga microbiana el sistema en SD (Tabla 1).

CONCLUSIONES

Este estudio ha permitido caracterizar la diversidad de microorganismos viables en suelos dedicados al cultivo de cereal bajo diferentes condiciones (riego, manejo ecológico, siembra directa) en tres localidades del Valle del Ebro. No se han detectado diferencias significativas entre localidades y sistemas de manejo en las cargas microbianas de los grupos analizados, mostrando todos los suelos una elevada carga microbiana.

Agradecimientos: Este estudio es parte del Programa AGROALNEXT, promovido por MCIN y financiado con fondos de la Unión Europea NextGenerationEU (PRTR-C17.11).

REFERENCIAS

- Backer R, Rokem JS, Ilangumaran G, Lamont J, Praslickova D, Ricci E, Subramanian S, Smith DL. 2018. Plant growth-promoting rhizobacteria: Context, mechanisms of action, and roadmap to commercialization of biostimulants for sustainable agriculture. *Frontiers in Plant Science* 9: 1473.
- El-Tarabily KA, Sivasithamparam K. 2006. Non-streptomycete actinomycetes as biocontrol agents of soil-borne fungal plant pathogens and as plant growth promoters. *Soil Biology and Biochemistry* 38: 1505–1520.
- Glick BR. 2012. Plant growth-promoting bacteria: mechanisms and applications. *Scientifica* 15: 963401.
- Guzmán A, Obando M, Rivera D, Bonilla R. 2012. Selección y caracterización de rizobacterias promotoras de crecimiento vegetal (RPCV) asociadas al cultivo de algodón (*Gossypium hirsutum*). *Revista Colombiana de Biotecnología* 14(1): 182–190.
- Navarro-Ródenas A, Berná LM, Lozano-Carrillo C, Andrino A., Morte A. 2016. Beneficial native bacteria improve survival and mycorrhization of desert truffle mycorrhizal plants in nursery conditions. *Mycorrhiza* 26(7): 769–779.
- Vasseur-Coronado M, Dupré du Boulois H, Pertot I, Puopolo G. 2021. Selection of plant growth promoting rhizobacteria sharing suitable features to be commercially developed as biostimulant products. *Microbiological Research* 245: 126672.
- Videgain-Marco M, Marco-Montori P, Martí-Dalmau C, Jaizme-Vega MDC, Manyà-Cervelló JJ, García-Ramos FJ. 2021. The effects of biochar on indigenous arbuscular mycorrhizae fungi from agroenvironments. *Plants* 10(5): 950.
- Zappelini C, Alvarez-Lopez V, Capelli N, Guyeux C, Chalot M. 2018. Streptomyces dominate the soil under betula trees that have naturally colonized a red gypsum landfill. *Frontiers in Microbiology* 9: 1772.

EFECTO DEL SECADO AL AIRE DE MUESTRAS DE SUELO SOBRE LA ACTIVIDAD ENZIMÁTICA EN UN OLIVAR SEMIÁRIDO DE LA COMUNIDAD DE MADRID

Juan Pedro Martín-Sanz^{1*}, Javier González-Canales^{1,2}, Rubén Ramos Nieto¹, Ana Moreno-Delafuente¹, Mariela Navas³ y Blanca Sastre¹

¹ Área de Investigación Aplicada y Extensión Agraria, Instituto Madrileño de Investigación y Desarrollo Rural, Agrario y Alimentario (IMIDRA)

² Escuela de Doctorado, Universidad de Alcalá (UAH)

³ Departamento de Química en Ciencias Farmacéuticas, Universidad Complutense de Madrid (UCM)

*juanpedro.martin@madrid.org

RESUMEN

Las propiedades biológicas son las primeras afectadas por procesos de degradación en los suelos, siendo las actividades enzimáticas uno de los indicadores biológicos más utilizados para el estudio de este tipo de procesos. El estudio de las actividades enzimáticas supone la necesidad de mantener refrigeradas las muestras de suelo, lo que conlleva cierta dificultad en su gestión, especialmente desde un punto de vista de logística o almacenaje. Sin embargo, la correcta gestión de las muestras de suelo es un factor clave en la obtención de resultados fiables. El objetivo de este trabajo fue estudiar la influencia que ejerce secar al aire las muestras de suelo en el análisis de sus actividades enzimáticas. La zona de estudio se localizó en una parcela de olivar de la Finca Experimental La Chimenea (IMIDRA) con cuatro tratamientos de cubierta: i) laboreo convencional, ii) cubierta permanente de *Brachypodium distachyon* (L.) P. Beauv., iii) cubierta permanente de vegetación espontánea y iv) cubierta de yeros (*Vicia ervilia* (L.) Willd). Se analizaron actividades enzimáticas relacionadas con los ciclos del C, N, P y S: β -glucosidasa, ureasa, fosfatasa y arilsulfatasa respectivamente, en muestras refrigeradas a 4 °C y analizadas justo después del muestreo, y en muestras secadas al aire durante cuatro meses después del muestreo. Como resultados, el secado de las muestras al aire no influyó significativamente en las actividades enzimáticas analizadas ($P < 0,05$), por lo que esta forma de almacenamiento de las muestras podría facilitar su gestión sin reducir la fiabilidad de los resultados.

PALABRAS CLAVE: Actividad enzimática; Indicadores; Calidad del suelo; Manejo agrícola del suelo; Servicios ecosistémicos.

INTRODUCCIÓN

El estudio de la calidad del suelo, entendida como la capacidad de un suelo específico para mantener los servicios ecosistémicos que proporciona, es un pilar fundamental en un mundo en crecimiento poblacional y que necesitará de la optimización del empleo del suelo para sostener este aumento. Los estudios de calidad del suelo se realizan partiendo de un amplio conjunto de variables que abarcan las principales propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo, siendo estas últimas identificadas como los indicadores más precoces en procesos de degradación del suelo. Las actividades enzimáticas del suelo forman parte del amplio abanico de propiedades biológicas del suelo, considerándose buenos indicadores porque: i) se relacionan con funciones o servicios ecosistémicos, como son los ciclos de nutrientes, ii) son sencillos y más baratos que otras determinaciones biológicas y iii) son sensibles a diferencias en el manejo agrícola de los suelos. Sin embargo, la determinación de actividades enzimáticas reviste algunas desventajas ya que no hay disponibles protocolos estandarizados para todas las actividades enzimáticas y estos protocolos, como la norma ISO 20130, no exponen las condiciones de almacenaje de las muestras. Varios autores sostienen que es

necesario llevar a cabo las determinaciones de actividad enzimática en muestras de suelo refrigeradas y lo antes posible tras el muestreo (Abellán et al. 2011). Este planteamiento es factible cuando la cantidad de muestras es reducida y la propia campaña de muestreo lo permite. Por el contrario, cuando la cantidad de muestras es alta y las campañas de muestreo se alargan, se pueden dilatar los tiempos entre el muestro y las determinaciones, lo que puede generar problemas logísticos y de fiabilidad de los resultados obtenidos. En este contexto, el objetivo de este trabajo es evaluar la influencia que pueda ejercer el secado al aire en la actividad enzimática de suelos de olivar bajo diferentes manejos en un clima semiárido, en comparación con la actividad de los mismos suelos en muestras refrigeradas y húmedas.

MATERIALES Y MÉTODOS

La zona de estudio se localizó en el Centro de Olivicultura del Instituto Madrileño de Investigación y Desarrollo Rural, Agrario y Alimentario (IMIDRA) situado en la Finca Experimental La Chimenea, en Colmenar de Oreja (Madrid). La zona se caracteriza por un clima mediterráneo semiárido con una temperatura media anual de 13,8 °C y precipitación media anual de 395 mm. Los suelos de la zona se clasificaron como Haplic Gypsisol, desarrollados sobre materiales pertenecientes a la Unidad Inferior del Mioceno, caracterizados por la presencia de lutitas verdes y yesos secundarios.

La parcela de estudio fue un olivar intensivo de variedad Cornicabra con un marco de plantación de 7 x 6 m, con una distribución en cuatro bloques formados cada uno por cuatro unidades experimentales de una hectárea de extensión aproximadamente cada una, en las que se llevan a cabo cuatro manejos diferentes: i) laboreo convencional, ii) cubierta permanente de *Brachypodium distachyon* (L) P. Beauv., iii) cubierta permanente de vegetación espontánea y iv) cubierta de yeros (*Vicia ervilia* (L.) Willd), dejando libre medio metro a cada lado de la línea de olivos.

El muestreo del suelo se realizó en dos profundidades: 0-5 y 5-10 cm, manteniendo desde el momento del muestreo las muestras refrigeradas en nevera. Posteriormente en el laboratorio se tamizaron a < 2 mm y se mantuvieron en nevera hasta su análisis. Se analizaron actividades enzimáticas relacionadas con los ciclos del C, N, P y S: β -glucosidasa (b-glu), ureasa (ure), fosfatasa (phos) y arilsulfatasa (aryls) respectivamente, en las muestras refrigeradas a 4 °C y analizadas justo después del muestreo, y en muestras secadas al aire durante cuatro meses después del análisis de las muestras refrigeradas. Para la determinación de las actividades enzimáticas se siguió la metodología descrita en la norma ISO 20130 (ISO, 2018), empleando los substratos: 4-nitrofenilo β -D-glucopiranosido (b-glu), urea (ure), sal disódica de 4-nitro-fenilfosfato hexahidrato (phos) y potasio 4-nitrofenilo sulfato (aryls); cuantificando como productos p-nitrofenol para b-glu, phos y aryls, y NH_4^+ para ure. La cuantificación se llevó a cabo mediante un espectrofotómetro de placa micropocillo TECAN 200 MNano.

La influencia del almacenaje en la actividad enzimática de los suelos muestreados se determinó mediante la prueba de Kruskal-Wallis ($P < 0,05$) utilizando el software SPSS v. 23.0.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las actividades enzimáticas b-glu, phos, aryls y ure fueron determinadas tras dos pretratamientos, el primero, empleando muestras de suelo refrigeradas y húmedas y el segundo, empleando muestras secas al aire. Realizando la prueba de Kruskal-Wallis utilizando como factor el pretratamiento, las actividades enzimáticas no mostraron diferencias significativas entre el pretratamiento de húmedo-refrigerado con respecto a las muestras secas. Sin embargo, mientras que en el pretratamiento húmedo-refrigerado las actividades enzimáticas medias fueron: ure (0,1432 mU/g) > b-glu (0,1056 mU/g) > aryls (0,0100 mU/g) \approx

phos (0,0905 mU/g), en las muestras con el pretratamiento seco al aire las actividades fueron: b-glu (0,1686 mU/g) \approx ure (0,1544 mU/g) > aryls (0,0092 mU/g) \approx phos (0,0803 mU/g). Estos resultados implican un aumento de la actividad b-glu tras el secado al aire, aunque dicha diferencia no fue significativa.

El set de muestras segmentado por profundidad y manejo del suelo no mostró diferencias estadísticamente significativas entre los dos pretratamientos de muestras (Figura 1). Sin embargo, nuevamente la actividad b-glu en los manejos laboreo convencional y cubierta con *Brachypodium* de las muestras secadas al aire fue superior a la de las muestras húmedas-refrigeradas, aunque dicha diferencia no fue significativa.

Los resultados obtenidos concuerdan con los obtenidos por Zornoza et al. (2006, 2009) quienes estudiaron la influencia del secado de las muestras y la rehumectación después del secado, en las actividades b-glu, phos y ure en suelos semiáridos del Mediterráneo. El reducido efecto del secado de las muestras sobre la actividad enzimática implicaría su estabilización en coloides del suelo (Burns 1982, Zornoza et al. 2009). En este sentido, habría que añadir que el contenido en humedad del suelo en el muestreo fue bajo, con poca diferencia de la humedad presente en los suelos secados al aire.

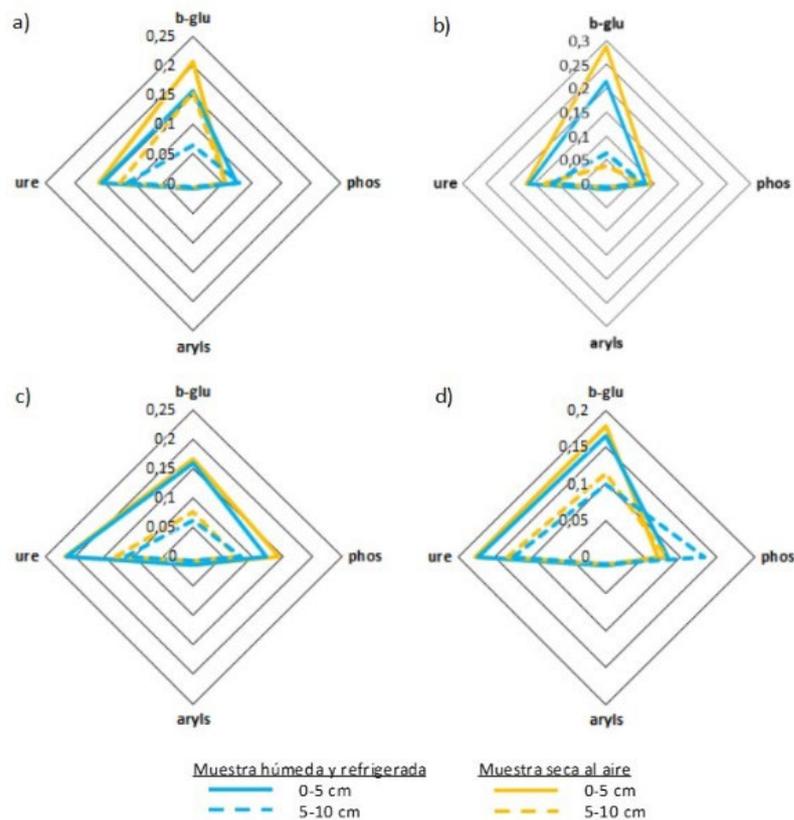


Figura 13: Representación de las actividades enzimáticas analizadas en función del manejo del suelo, profundidad y pretratamiento; a) laboreo convencional, b) cubierta con *Brachypodium distachyon* c) cubierta con vegetación espontánea y d) cubierta con yerros (*Vicia ervilia*).

Aunque el resultado no ha sido estadísticamente significativo, resulta llamativo el aumento de la actividad b-glu en las muestras secas al aire. En el caso de muestras de suelo congeladas, Abellán et al. (2011) determinaron un aumento de las actividades enzimáticas a causa de modificaciones en la estructura del suelo, posiblemente a causa de roturas en los agregados. De manera similar, Zornoza et al. (2009) indicaron que el secado de las muestras puede

favorecer la separación de compuestos orgánicos que se encontrarían unidos a superficies minerales. Este proceso puede ser el responsable del aumento de la actividad b-glu en este estudio, ya que una vez que el suelo se rehumecta durante el análisis la actividad microbiana puede aumentar, generando una respuesta enzimática a esos compuestos orgánicos no disponibles anteriormente (Zornoza et al. 2009).

CONCLUSIONES

El estudio del efecto sobre la actividad enzimática del secado al aire de las muestras de suelos de la Finca Experimental La Chimenea indica que estadísticamente no existieron diferencias significativas en ninguna de las actividades analizadas (b-glu, phos, aryls y ure), teniendo en cuenta la profundidad y el manejo del suelo. La actividad b-glu presentó un aumento, no estadísticamente significativo, en las muestras secadas al aire. Según los resultados obtenidos la determinación de actividad enzimática en muestras secas al aire en los suelos de estudios puede ser utilizada, especialmente para las actividades phos, aryls y ure, sin embargo, puede no ser recomendable para la actividad b-glu. Es necesario ampliar este estudio en distintas épocas del año, con un mayor número de muestras y diferentes tiempos de almacenaje para poder confirmar lo observado en este trabajo.

Agradecimientos: Javier González Canales es beneficiario de un contrato predoctoral cofinanciado por la Ayuda PRE2021-097966, financiada por MCIN/AEI /10.13039/501100011033 y por FSE invierte en tu futuro. Rubén Ramos es beneficiario de una ayuda de formación del IMIDRA. La investigación está financiada por el IMIDRA con cargo al Proyecto FP-22 RIEFOLI: “Riego eficiente en olivar intensivo, labrado y con cubiertas vegetales”.

REFERENCIAS

Abellán MA, Wic Baena C, García Morote FA, Picazo Córdoba MI, Candel Pérez D, Lucas-Borja ME. 2011. Influence of the soil storage method on soil enzymatic activities. *Forest Systems* 20: 379-388.

Burns RG. 1982. Enzyme activity in soil: Location and a possible role in microbial ecology. *Soil Biology and Biochemistry* 14: 423–427.

ISO. 2018. ISO 20130 Soil quality - Measurement of enzyme activity patterns in soil samples using colorimetric substrates in micro-wells plates.

Zornoza R, Guerrero C, Mataix-Solera J, Arcenegui V, García-Orenes F, Mataix-Beneyto J. 2006. Assessing air-drying and rewetting pre-treatment effect on some soil enzyme activities under Mediterranean conditions. *Soil Biology and Biochemistry* 38: 2125–2134.

Zornoza R, Mataix-Solera J, Guerrero C, Arcenegui V, Mataix-Beneyto J. 2009. Storage Effects on Biochemical Properties of Air-Dried Soil Samples from Southeastern Spain. *Arid Land Research and Management* 23: 213–222.

EFECTO DE LA ADICIÓN DE BIOCHAR EN EL MICROBIOMA DE SUELOS CALCÁREOS Y YESOSOS CULTIVADOS CON CEBADA.

Guirado M.^{*}, Sierra-Herráiz MJ., Saldaña R., Díaz-Reyes J., Menarguez C., Arévalo N., Millán R.

Departamento de Medio Ambiente, CIEMAT, Avenida Complutense 40, Madrid 28040, España.

[*María.guirado@ciemat.es](mailto:María.guirado@ciemat.es)

RESUMEN

Dos suelos marginales, calcáreo y calcáreo yesífero, de dos parcelas experimentales muy cercanas entre sí, situadas en Buendía (Cuenca, España) y en Casasana (Guadalajara, España), respectivamente, fueron cultivados con cebada y sometidos a tratamientos con biochar bajo condiciones controladas en cámara de cultivo. En dichos suelos se estudiaron los efectos en el microbioma. El estudio de las comunidades microbianas como indicador de una mejora del suelo fue proporcionada por análisis moleculares del gen 16S ARNr para bacterias e ITS para hongos. Los índices de diversidad para estos microorganismos, “Shannon index” para la diversidad y “Pielou evenness” para la distribución de las especies, marcan la diferencia entre las dos localidades Casasana y Buendía y entre suelos tratados y no tratados. Se obtuvieron mayores índices en general en Casasana, siendo las diferencias más marcadas en el caso de los hongos. En el caso de los suelos tratados con biochar, se dan mayores índices en hongos con respecto al suelo original. También es interesante observar la estructura de las comunidades microbianas donde los phyllos de bacterias y arqueas más abundantes son: Actinobacteriota, Proteobacteria y Crenarchaeota en arqueas. En el caso de los hongos predomina el phylo Ascomycota. La abundancia y estructura de las comunidades microbianas relacionadas con otros efectos de biochar sobre el suelo nos esclarecen una posible mejora producida en el suelo. Así después de un ciclo de cultivo, los niveles N Kjeldhal, K asimilable y materia orgánica aumentaron en los tratamientos con biochar con respecto a los no tratados.

PALABRAS CLAVE: Microbioma, suelo calcáreo, suelo calcáreo yesífero, cebada, biochar

INTRODUCCIÓN

Las plantas y el suelo albergan millones de microorganismos, que de forma colectiva forman una comunidad conocida como microbioma. Un microbioma equilibrado y sano puede ofrecer muchos beneficios como son el fomento del crecimiento de las plantas. Esta simbiosis depende en gran medida del tipo de suelo en el que habiten. En la península ibérica coexisten suelos complejos, suelos yesíferos o calcáreos, en los cuales ya sea por el exceso de calcio o por el pH básico, los nutrientes son retenidos provocando una baja disponibilidad de los mismos (Cera et al. 2023). Este inconveniente es agravado en los últimos años, con la baja frecuencia de las precipitaciones, que potencia este efecto (Feng et al. 2016). La dificultad del uso agrícola de estos suelos, nos llevó a la utilización de enmiendas orgánicas, más amigables con el medio ambiente, que pudieran mejorar la disponibilidad de los nutrientes y las propiedades físicoquímicas del suelo, a largo plazo. Este trabajo tuvo como objetivo el estudio de biochar aplicados a estos dos tipos de suelos complejos, a escala laboratorio, para su posterior aplicación en campo.

MATERIALES Y MÉTODOS

El trabajo experimental se llevó a cabo con suelos recogidos de dos parcelas experimentales muy cercanos entre sí: Buendía (Cuenca, UTM ETRS89 30 X: 519365; Y: 4468801) cuyos suelos son calcáreos; y Casasana (Guadalajara, UTM ETRS89 30 X: 530803; Y: 4486530),

cuyos suelos son calcáreos con presencia de yeso. Se prepararon macetas cultivadas con cebada variedad RGT Planet que se mantuvieron durante cuatro meses hasta llegar a cosecha bajo condiciones controladas en cámara de cultivo. Los tratamientos, por triplicado, fueron los siguientes: Controles sin tratamientos (C_I, B_I), biochar de paja de cebada + estiércol de oveja bioestabilizado (C_B), biochar de estiércol de oveja (B_B) y fertilización mineral (B_I).

Una vez cosechada la cebada se recogieron muestra de suelo. En dichas muestras se realizó un estudio de las comunidades microbianas como indicador de una mejora del suelo, análisis moleculares del gen 16S ARNr para bacterias e ITS para hongos. El estudio de parámetros de diversidad alpha con el programa estadístico R (Riqueza, Índice de diversidad y Shannon index) y distribución de las especies (Pielou evenness). Igualmente se analizaron las propiedades fisoquímicas del suelo (materia orgánica_MO, nitrógeno Kjeldhal – Nk, fósforo asimilable-P, potasio asimilable-K y pH), la actividad enzimática (Glucosidasa-Glu y Ureasa-Ur) y los indicadores de rendimiento de la cosecha (éxito de la cosecha-cebada y el peso de 1000 granos cosechados-grano)

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Diversidad taxonómica y composición de las comunidades microbianas.

La diversidad alpha y la composición microbiana define la comunidad microbiana a nivel local. Así la riqueza, y los índices “Shannon index” y “Pielou evenness” marcan la diferencia entre las dos localidades Casasana y Buendía y entre suelos tratados y no tratados (Tabla1).

Muestra	Shannon			
	Riqueza	index	Pielou evenness	
C_I	277	4,74	0,84	Bacteria
C_B	212	4,65	0,87	
B_I	305	4,15	0,73	
B_B	317	4,03	0,70	
B_T	325	4,21	0,73	
C_I	362	4,70	0,80	Hongo
C_B	326	4,77	0,82	
B_I	170	3,04	0,59	
B_B	123	3,53	0,73	
B_T	118	3,67	0,77	

Tabla 1. Diversidad alpha.

Los mayores índices de Shannon y Pielou se observaron en Casasana, tanto en bacterias como en hongos. En los suelos tratados con biochar (C_B, B_B) a nivel de bacterias estos índices incluso disminuyeron, frente a los hongos que aumentaron. En el suelo de Buendía (C_T), observamos como el fertilizante inorgánico, aumenta estos índices con respecto al no tratado y el tratado con biochar. Por lo tanto, los suelos de Casasana tienen una mayor diversidad taxonómica y estos taxones de distribuyen de forma más homogéneos que los suelos de Buendía.

En el perfil de las comunidades microbianas (Fig. 1), podemos identificar las bacterias a nivel de género y observar su distribución. Así la distribución más homogénea de bacterias y hongos se observa más en Casasana que en Buendía. Los tratamientos con biochar (C_B, B_B) muestran un perfil muy parecido al control (C_I) de Casasana y un cambio más

manifiesto al perfil de Buendía (B_I). El tratamiento con el fertilizante (B_T) en Buendía, es el que más se diferencia del control (B_I). Estas observaciones realizadas a nivel de los perfiles de las comunidades microbianas se parecen a lo ya comentado en los parámetros de la diversidad alpha, donde la distribución más homogénea de los taxones microbianos y una mayor diversidad taxonómica es observada en los suelos de Casasana.

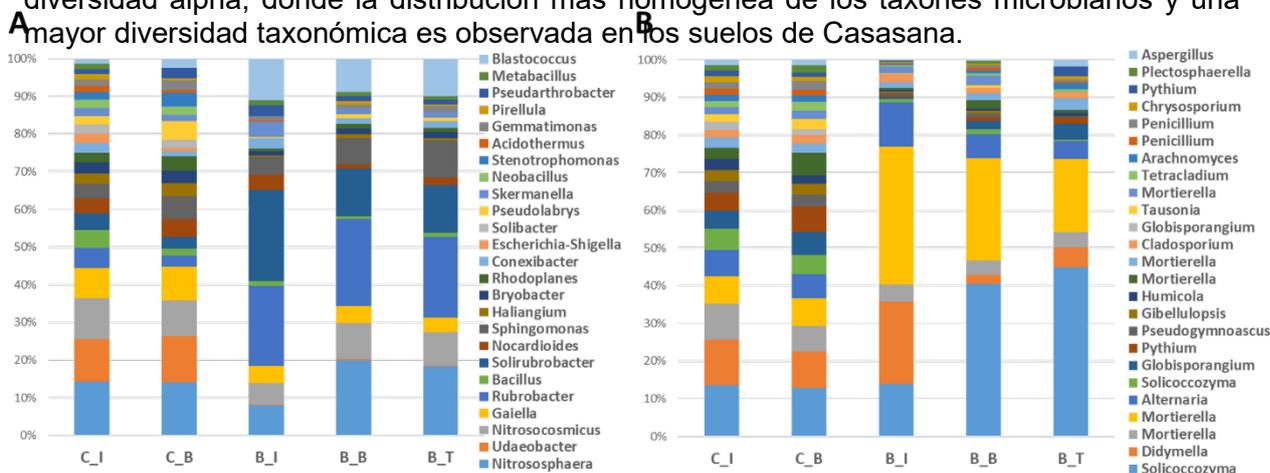


Figura 1. Perfiles de diversidad taxonómica a nivel de género. A) bacterias/Arqueas y B) hongos

Relación de las comunidades microbianas con parámetros bióticos y abióticos.

Los suelos de Buendía presentan mayor concentración de nutrientes, MO, P, Nk, K, que los de Casasana. En los tratamientos con biochar, después de un ciclo de cultivo se observó un aumento de niveles MO, Nk y K con respecto a los no tratados (C_I, B_I). El tratamiento con fertilizante fue similar en Nk al del biochar (B_B), y en el resto de los nutrientes fue inferior. Las actividades enzimáticas de Glucosidasa (Glu) y Ureasa (Ur) relacionados con el ciclo del carbono y nitrógeno también aumentaron con respecto a los no tratados. Con respecto a los indicadores de cosecha, observamos el mismo éxito de germinación en los dos suelos tratados con biochar (98%) e inferior nivel en el tratado con el fertilizante (65%).

La distribución de estos parámetros con las comunidades microbianas (taxón Phylo) son observados en la Fig.2. Así obtenemos dos zonas totalmente diferenciadas, Casasana con una mayor diversidad de phylas de bacterias y hongos, que contrasta con la zona de Buendía con una mayor abundancia de phylas *Bacterioidota* y *Proteobacteria* cerca de los suelos tratados (B_B, B_T), frente al phylo *Actinobacteriota* y *Mortierellomycota* en los suelos sin tratar (B_I). Al igual que se comentó con anterioridad, los nutrientes y actividades enzimáticas se encuentran más cerca de los suelos tratados de Buendía (B_B, B_T). Los indicadores de cosecha, se encuentra más próximos al phylo de *Crenarchaeota*, donde se encuentran dos géneros de arqueas *Nitrososphaera*, *Nitrosocosmicus*, con función nitrificadora (Wang X et al. 2021).

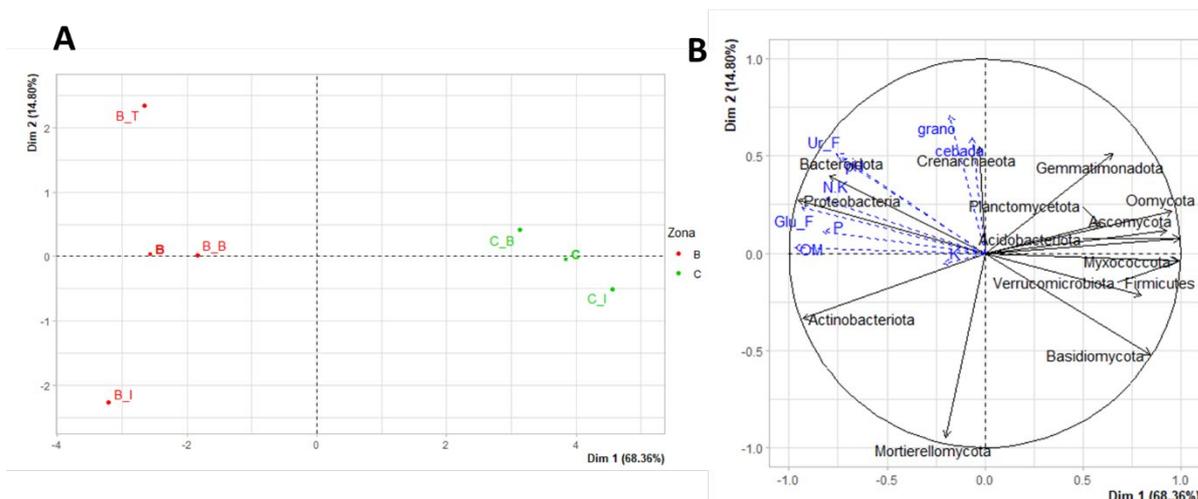


Figura 2 Análisis de componente principal (PCA). A) Diagrama de distribución de las muestras. B) Diagrama de distribución de los microorganismos a nivel de taxón Phylo (color negro) con nutrientes, actividades enzimáticas e indicadores de cosecha (color azul).

CONCLUSIONES

- En este trabajo un suelo calcáreo-yesífero presenta una mayor diversidad taxonómica y uniformidad microbiana que un suelo típicamente calcáreo.
- Los tratamientos con biochar provocan cambios moderados en las comunidades microbianas, siendo mayor este cambio en Buendía.
- Los tratamientos con biochar proporcionaron una mejora en nutrientes, actividad enzimática y éxito en la cosecha que podrían aplicarse en campo.

Agradecimientos: Proyecto de Colaboración Internacional: ConnectFarms (SusCrop-ERANET, PCI2021-122085-2A), Plan Estatal de Investigación Científica, Técnica y de Innovación 2021-2023. European ERANet FACCE Surplus Programme (“INTENSE” ID: 169). Agradecemos a la empresa Biome Makers Spain S.L. por los análisis realizados.

REFERENCIAS

- Cera A, Montserrat-Martí G, Palacio S. 2023. Nutritional strategy underlying plant specialization to gypsum soils. *AoB Plants* 15(4): plad041.
- Feng J, Turner BL, Lü X, Chen, Z, Wei K, Tian J, ... Chen L. 2016. Phosphorus transformations along a large-scale climosequence in arid and semiarid grasslands of northern China. *Global Biogeochemical Cycles* 30(9): 1264-1275.
- Wang X, Wang Y, Zhu, F, Zhang C, Wang P, Zhang X. 2021. Effects of different land use types on active autotrophic ammonia and nitrite oxidizers in cinnamon soils. *Applied and Environmental Microbiology* 87(12): e00092-21.

BIOPELLETS PARA MEJORAR EL ÉXITO DE LA RESTAURACIÓN Y EL ESTADO DEL SUELO EN ÁREAS AFECTADAS POR SALINIDAD

Frederick Dadzie¹, Nathali Machado de Lima¹, Francisco Rocha², Todd Erickson³, Miriam Muñoz-Rojas^{1,2,*}

¹ Centre for Ecosystem Science, UNSW Sydney, Sydney, Australia.

² Plant Biology and Ecology Department, University of Seville, Sevilla, Spain.

³ Centre for Engineering Innovation, Agriculture and Ecological Restoration, School of Agriculture and Environment, The University of Western Australia, Perth, Western Australia, Australia

* mmunnoz1@us.es

RESUMEN

Las tecnologías basadas en microbiomas están emergiendo en la restauración de suelos y ecosistemas dado el potencial de los microorganismos como biofertilizantes y acondicionadores de suelo. Las cianobacterias de biocostras, y bacterias promotoras del crecimiento vegetal (PGPB), aplicadas junto a técnicas de mejora de semillas, pueden aumentar la germinación y crecimiento de plantas y mejorar las propiedades del suelo bajo diversos estreses abióticos. Sin embargo, se sabe poco sobre su capacidad para promover el crecimiento de plantas nativas bajo estrés salino, y los efectos de co-inocular diferentes bacterias en el crecimiento temprano de las plantas. En este trabajo, se utilizaron dos técnicas de mejora de semillas ('biopriming' y 'peletización') con inoculantes bacterianos para promover la germinación y crecimiento de plantas nativas usadas en restauración. El trabajo se desarrolló en condiciones de invernadero empleando como sustratos suelos afectados por distintos niveles de salinidad. Los resultados mostraron que la peletización de semillas junto a los inóculos (biopellets) aumentaron la emergencia y biomasa de *Acacia ampliceps* y *Canavalia rosea* bajo diferentes niveles de salinidad. Sin embargo, *Triodia epactia* y *Triodia pungens* no respondieron al tratamiento. Los inóculos microbianos redujeron la conductividad eléctrica y aumentaron el contenido de nitrógeno de los suelos. Aunque se necesitan más estudios para entender las respuestas específicas de especies de plantas nativas y distintos tipos de suelo, estos resultados demuestran el potencial de estas técnicas para mejorar el rendimiento de plantas nativas bajo estrés salino y reducir la concentración salina en los suelos.

PALABRAS CLAVE: halófitas, cianobacterias, peletización, restauración, salinidad

INTRODUCCIÓN

El éxito de la restauración de suelos y ecosistemas en regiones áridas depende de la reconstrucción de suelos funcionales capaces de sostener el establecimiento de plantas bajo condiciones de estrés abiótico. La salinidad del suelo, que se espera aumente debido al cambio climático y las actividades humanas, representa un desafío significativo para la germinación de semillas y el crecimiento de las plantas al inducir estrés osmótico, alterar la nutrición de las plantas y modificar la actividad enzimática (Rocha et al. 2020). Estos efectos se extienden a los procesos biofísicos y biogeoquímicos del suelo, impactando la dinámica de la rizosfera y las comunidades microbianas del suelo. Se han propuesto diversas estrategias, incluyendo la fitoremediación con halófitos o enmiendas del suelo. Sin embargo, su eficacia se ve limitada por complejas interacciones bióticas y abióticas y limitaciones en la restauración a escala de paisaje. Las tecnologías basadas en microorganismos, particularmente las cianobacterias y las bacterias promotoras del crecimiento vegetal (PGPB), pueden ayudar a mejorar el éxito en los proyectos de restauración. Las cianobacterias provenientes de biocostras, resistentes en condiciones de estrés abiótico, pueden promover la recuperación

de las biocostras y mejorar las propiedades del suelo, mientras que las PGPB facilitan el crecimiento de las plantas al producir compuestos beneficiosos (Roncero-Ramos et al. 2022). Las técnicas de mejora de semillas tales como la peletización, están surgiendo como métodos efectivos para la inoculación de microorganismos en las semillas y el suelo (Dadzie et al. 2022, Machado de Lima et al. 2023). A pesar de los posibles beneficios, se sabe poco sobre su efectividad para promover la germinación y el crecimiento de especies de plantas nativas bajo estrés salino. Este estudio tiene como objetivo evaluar el efecto de peletizar semillas nativas con cianobacterias y halófitos PGPB en la emergencia de plántulas, la biomasa y las propiedades del suelo bajo diferentes niveles de salinidad.

MATERIALES Y MÉTODOS

Bajo condiciones de invernadero, se probó el potencial de bacterias halófitas, cianobacterias (ambas nativas de los suelos de origen) y una mezcla de ambos inoculantes para promover la germinación y el crecimiento de especies vegetales clave utilizadas en la restauración de tierras áridas en la región de Pilbara (Australia occidental). Se utilizaron sustratos de suelo con tres niveles diferentes de salinidad y cuatro especies de plantas autóctonas y claves para la restauración en el área. Se utilizó la peletización de semillas como técnica, dada su capacidad para ampliarse a aplicaciones de campo a gran escala. También se llevó a cabo el 'biopriming' de semillas (Machado de Lima et al. 2023), para ver los efectos de los inoculantes en propiedades del suelo (N y conductividad eléctrica). El muestreo del suelo, la preparación de inoculantes, semillas y biopellets se desarrollaron como se describe en Dadzie et al. (2024). Debido a las capacidades biomineralizadoras de las cianobacterias (Jimenez- Gonzalez et al. 2022) y la disponibilidad limitada de suelo superficial en los sitios de restauración objetivo, se probó el yeso como medio de crecimiento alternativo.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados mostraron que el uso de cianobacterias, bacterias halófitas e inoculantes mixtos como técnicas de mejora de semillas (biopellets) puede aumentar la germinación y el crecimiento de especies vegetales nativas áridas bajo estrés salino. Los pellets inoculados con bacterias halófitas demostraron un rendimiento superior en suelos con baja salinidad, mostrando los mayores incrementos en la emergencia de plántulas y biomasa vegetal de las especies *Canavalia rosea* y *Acacia ampliceps* (Fig.1 y Fig.2). En suelos con salinidad moderada, los pellets inoculados con bacterias halófitas también mostraron las tasas más altas de emergencia (Fig.1). En suelos altamente salinos, los pellets inoculados con una mezcla de cianobacterias y bacterias halófitas mostraron los mejores resultados en términos de emergencia de plántulas y biomasa vegetal (Fig.1 y Fig. 2). En los suelos inoculados mediante 'biopriming', se observó un incremento en los contenidos de nitrógeno de 0,03% en el control a 0,05% en el inoculado con la mezcla de cianobacterias y bacterias halófitas. También se registró una reducción en la conductividad eléctrica ($4,4 \pm 1,5$ en el control vs $1,26 \pm 0,2$ mS/m en suelos inoculados con cianobacterias) ($p > 0,05$).

Estos resultados indican que las bacterias halófitas pueden facilitar relaciones simbióticas cruciales para la supervivencia y el establecimiento de las cianobacterias, mejorando así el crecimiento de las plantas. A diferencia de estudios anteriores, no se observaron efectos positivos en *Triodia epactia* y *Triodia pungens*, lo que resalta el carácter específico de las especies en los tratamientos de inoculación microbiana para la restauración de especies áridas. A pesar de los desafíos en la co-inoculación con cianobacterias debido a las complejidades metabólicas, superar este obstáculo puede abrir el camino para nuevas estrategias en la rehabilitación de ecosistemas afectados por la salinidad.

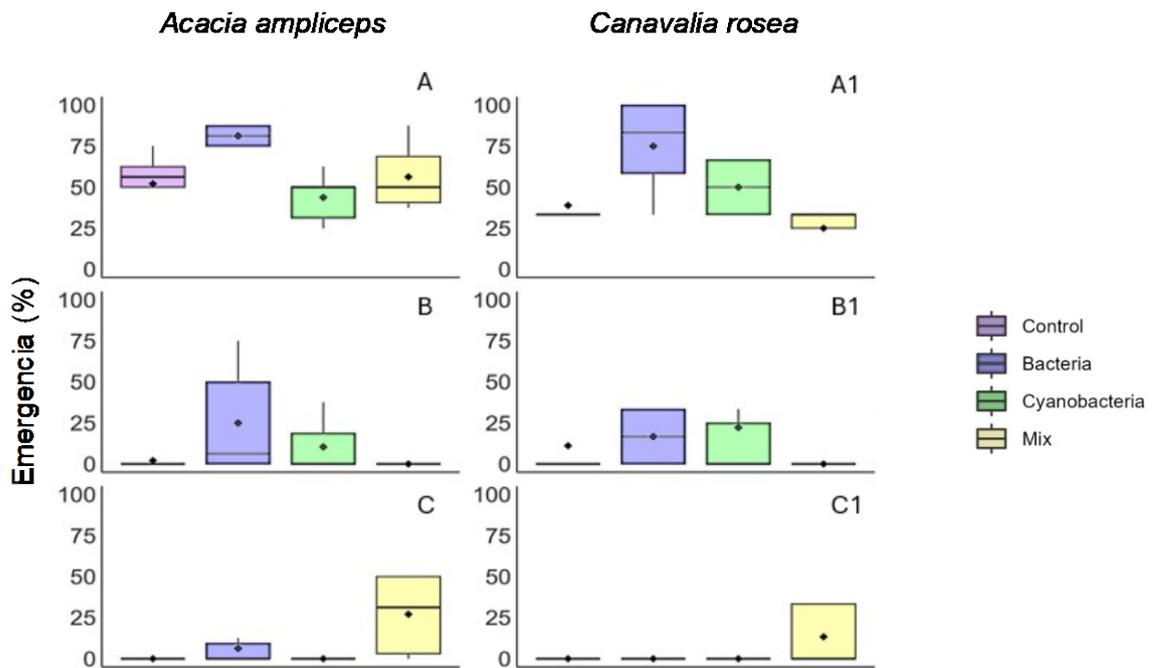


Figura 1. Emergencia de plántulas de *Acacia ampliceps* y *Canavalia rosea* biopelletizadas con los diferentes inoculantes creciendo en suelos de baja salinidad (A, A1), moderada salinidad (B, B1) y alta salinidad (C, C1). El punto negro representa la media geométrica de los valores del modelo GLMM.

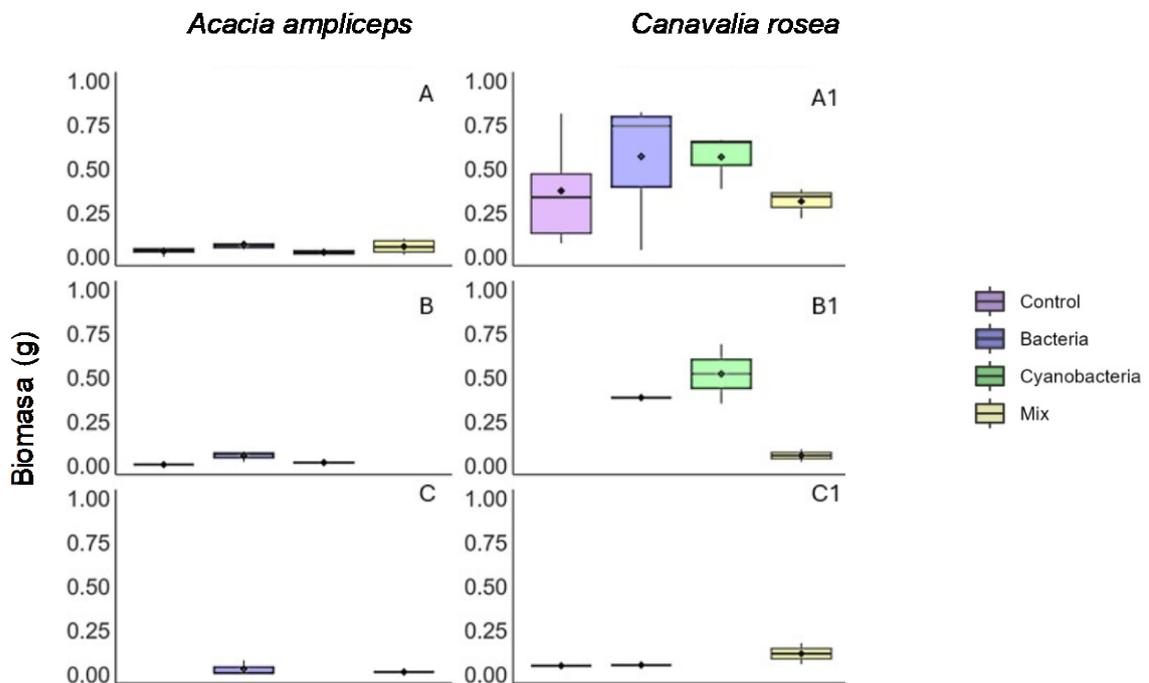


Figura 2. Biomasa de plántulas de *Acacia ampliceps* y *Canavalia rosea* biopelletizadas con los diferentes inoculantes creciendo en suelos de baja salinidad (A, A1), moderada salinidad (B, B1) y alta salinidad (C, C1). El punto negro representa la media geométrica de los valores del modelo GLMM.

CONCLUSIONES

Este trabajo destaca el potencial del uso de biopellets para mejorar la germinación y el crecimiento de especies vegetales nativas en condiciones de estrés salino. Las respuestas específicas de cada especie resaltan la importancia de entender las relaciones entre los inoculantes bacterianos, el tamaño de la semilla y la concentración del inoculante. Los inóculos microbianos también mejoraron las condiciones del suelo reduciendo la conductividad eléctrica y aumentando el contenido de nitrógeno. El yeso, aunque comúnmente se aplica como enmienda del suelo, mostró efectos negativos en las especies vegetales o propiedades del suelo y no se recomienda su uso junto con técnicas de mejora de semillas e inóculos microbianos.

Agradecimientos: Esta investigación recibió financiación del Discovery Early Career Research Award DE180100570 del Consejo Australiano de Investigación y del Ministerio de Ciencia e Innovación de España (RYC2020-029255-I, TED2021-132332A-C22 y PID2021-123097OA-I00).

REFERENCIAS

Dadzie FA, Moles AT, Erickson TE, Machado de Lima N, Muñoz-Rojas M. 2024. Inoculating native microorganisms improved soil function and altered the microbial composition of a degraded soil. *Restoration Ecology* 32(2): e14025. <https://doi.org/10.1111/rec.14025>

Dadzie FA, Moles AT, Erickson TE, Slavich E, Muñoz-Rojas M. 2022. Native bacteria and cyanobacteria can influence seedling emergence and growth of native plants used in dryland restoration. *Journal of Applied Ecology* 59: 2983-2992. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.14293>

Jiménez-González MA, Machado de Lima N, Chilton AM, Almendros G, Muñoz-Rojas M. 2022. Biocrust cyanobacteria inoculants biomineralize gypsum and preserve indigenous bacterial communities in dryland topsoil. *Geoderma* 406: 115527. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.115527>

Machado de Lima N, Charlesworth J, Stewart J, Ooi MKJ, Muñoz-Rojas M. 2023. Seed biopriming at different concentrations to assess the effects of Cyanobacteria on germination and seedling performance of keystone arid species. *Journal of Sustainable Agriculture and Environment* 2: 266-275. <https://doi.org/10.1002/sae2.12049>

Rocha F, Esteban Lucas-Borja M, Pereira P, Muñoz-Rojas M. 2020. Cyanobacteria as a Nature-Based Biotechnological Tool for Restoring Salt-Affected Soils. *Agronomy* 10: 1321. <https://doi.org/10.3390/agronomy10091321>

Roncero-Ramos B, Román JR, Acién G, Cantón Y. 2022. Towards large scale biocrust restoration: Producing an efficient and low-cost inoculum of N-fixing cyanobacteria. *Science of The Total Environment* 848: 157704. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157704>

CONDEGRES

BURGOS 2024



Organizadores:



UNIVERSIDAD
DE BURGOS



ICCRAM
INTERNATIONAL RESEARCH CENTER FOR INTEGRAL SOIL
MANAGEMENT AND ADVANCED BIOTECHNOLOGICAL



SECS
SOCIEDAD ESPAÑOLA
DE LA CIENCIA DEL SUELO

Patrocinadores y colaboradores del evento:



Diputación
de Burgos



Ayuntamiento
de Burgos

Novogene

buezo

fundación
atapuerca

DIH-LEAF

BIOSYSMO

TRIBIOME

InBestSoil

FENIX

ECHO

NOVATERRA

sybiorem

Funded by
the European Union

El CONDEGRES se ha convertido en una cita obligatoria para la comunidad científica y académica especializada en la salud del suelo, un campo de estudio clave para la Unión Europea. La décima edición de este evento, promovido por la Sociedad Española de la Ciencia del Suelo (SECS), se celebró del 24 al 27 de junio de 2024 en la Universidad de Burgos.

El presente libro de resúmenes recopila los trabajos de los participantes, distribuidos en cinco áreas de investigación diferenciadas: Suelos contaminados, Suelos agrícolas, Suelos forestales, Salud del suelo; y Digitalización y Suelos urbanos.



UNIVERSIDAD
DE BURGOS



ICCRAM
INSTITUTO DE INVESTIGACIONES CIENTÍFICAS Y TECNOLÓGICAS
DE LA CIENCIA DEL SUELO

