

RECOVERING CONTAMINATED SOILS THROUGH PHYTOMANAGEMENT
IN SOUTHWEST EUROPE

Producto 1.2 Guía técnica avanzada de BUENAS PRÁCTICAS, ampliada y mejorada respecto a PhytoSUDOE, para la fitogestión a largo plazo de espacios contaminados

GT1-Mantenimiento y monitorización a largo plazo de los emplazamientos de la red PhytoSUDOE mediante metodología armonizada

Partenaires

- 1 NEIKER, Instituto Vasco de Investigación y Desarrollo Agrario, S.A. (Espagne)
- 2 Agencia Estatal Consejo Superior de Investigaciones Científicas, IAG-CSIC (Espagne)
- 3 Universidad de Santiago de Compostela, USC (Espagne)
- 4 Universidad del País Vasco/Euskal Herriko Unibertsitatea, UPV/EHU (Espagne)
- 5 Centro de Estudios Ambientales de Vitoria-Gasteiz, CEA (Espagne)
- 6 Institut National de Recherche pour l'Agriculture, l'Alimentation et l'Environnement, INRAE (France)
- 7 Département de la Charente (France)
- 8 FertilInnov Environnement (France)
- 9 Universidade Católica Portuguesa, UCP-CRP-ESB (Portugal)
- 10 CloverStrategy Lda (Portugal)



Este producto se ha producido en el marco del proyecto Phy2SUDOE
(SOE4/P5/E1021):

“Avanzando en la aplicación de estrategias innovadoras de fitogestión en zonas contaminadas del espacio Sudoe”

Financiado por el Programa Interreg Sudoe a través del Fondo Europeo de Desarrollo Regional (FEDER).

Autores: Beatriz Rodríguez-Garrido (MBG-CSIC), Carmela Monterroso-Martínez (USC), Ángeles Prieto-Fernández (MBG-CSIC), Carmen Trasar-Cepeda (MBG-CSIC), Helena Moreira (UCP), Sofía Pereira (UCP), Paula Castro (UCP), Ana Sofía Sousa (UCP), Carlos Garbisu (NEIKER), Michel Mench (INRA), José María Becerril (UPV/EHU), Manu Soto (UPV/EHU), Juan Vilela (CEA), Souhir Soussou (Fertil'Innov Environnement), Álvaro Nunes de Sousa (CloverStrategy).

ÍNDICE

JUSTIFICACIÓN	1
1. Introducción	2
1.1 ¿Qué es la fitogestión?	2
1.2 El proyecto Phy2SUDOE	5
2. Buenas prácticas para la fitogestión de emplazamientos contaminados o degradados	7
2.1 Evaluación inicial de los emplazamientos	7
2.2 Selección de las variables del cultivo	11
2.2.1 Selección de plantas	11
Cultivos energéticos y de alta biomasa	12
Cultivos anuales	13
Cultivos perennes de gramíneas	15
Cultivos leñosos	17
Cultivos de cobertera	19
Leguminosas	19
Gramíneas	21
Otros cultivos	22
2.2.2 Selección de sistemas de cultivo	23
2.2.3 Bioaumentación	26
2.2.4 Enmiendas orgánicas	34
3. Seguimiento de la fitogestión: Evaluación y detección de problemas	39
4. Casos de fitogestión de la red PhytoSUDOE	41
S1 – St-Médard d’Eyrans	42
S2 – Chaban-Delmas	45
S3 – Borralha	48
S5 – Ariñez	50
S6 – Mendigurentxo	53
S7 – Pedrafita	55
S8 – Touro	58
5. Referencias	62

JUSTIFICACIÓN

Los crecientes problemas de degradación y contaminación de suelos ponen de manifiesto la necesidad de desarrollar prácticas para una adecuada gestión y uso sostenible de los mismos, esto cobra una relevancia especial si tenemos en cuenta la importancia de los suelos para el equilibrio ecológico, el cambio climático, la biodiversidad y la prestación de servicios ecosistémicos. La fitogestión de espacios degradados y/o contaminados permite recuperar (incluso ampliar) las funciones y servicios ecosistémicos dañados, cuyo alcance puede ser evaluado a través del seguimiento de las propiedades físico-químicas y biológicas del lugar. Es de especial relevancia el estudio de los efectos a largo plazo de las distintas opciones de fitogestión sobre la funcionalidad del suelo, la biodiversidad, las funciones ecológicas y los servicios ecosistémicos.

Durante el proyecto PhytoSUDOE se estableció una red de emplazamientos degradados/contaminados y fitogestionados que cubre una amplia gama de condiciones edafoclimáticas, tipos de degradación y opciones de fitogestión, a lo largo de la región SUDOE. Ya que los procesos del suelo son específicos del sitio y cambian con el tiempo, para evaluar el éxito y sostenibilidad de las estrategias de fitogestión, es esencial obtener información precisa a lo largo del tiempo en cada emplazamiento. Para ello, en el proyecto Phy2SUDOE, además de diseñar un Plan de Monitorización en el que se seleccionaron unos indicadores de control (edáficos y biológicos), se mejoró y amplió la Guía técnica avanzada de BUENAS PRÁCTICAS para la fitogestión a largo plazo de espacios contaminados, que se había desarrollado en el proyecto PhytoSUDOE. que proporcionan la información necesaria para evaluar la evolución a largo plazo de los emplazamientos fitogestionados.

En esta guía se proporciona la metodología necesaria para el establecimiento y mantenimiento de áreas fitogestionadas en emplazamientos degradados o contaminados, así como una serie de recomendaciones destinadas a la correcta aplicación de las prácticas de fitogestión.

1. Introducción

1.1 ¿Qué es la fitogestión?

La fitogestión es una fitotecnología, surgida a partir de la fitorremediación, que utiliza la combinación de diversas plantas y microorganismos, asistida, si es necesario, por enmiendas del suelo, para controlar el riesgo asociado a la presencia de contaminantes en emplazamientos degradados, a la vez que produce una biomasa de alto valor y/o de interés ecológico, y mejora las funciones ecológicas del suelo y los servicios ecosistémicos subyacentes. Es una opción de restauración ambiental menos invasiva y costosa que la excavación y el vertido, y, además, es más respetuosa con el medio ambiente y está integrada en la bioeconomía.

La fitogestión promueve el uso de opciones *blandas* de remediación (siglas en inglés GRO, de *Gentle Remediation Options* por su denominación en inglés) dentro de una solución integrada de gestión de riesgos para espacios degradados o contaminados abandonados. El uso de fitotecnologías se considera una alternativa a los métodos tradicionales de ingeniería civil, respetuosa con el medio ambiente, estética y económicamente viable. Además, la fitogestión tiene la ventaja adicional de que puede ser aplicada *in situ* y a gran escala.

Mientras que la fitorremediación tiene como objetivo la reducción del riesgo asociado a los contaminantes, la fitogestión promueve el uso de los GROs como parte de una gestión integrada del emplazamiento, en la que, junto con la reducción del riesgo, se tiene en cuenta la obtención de beneficios económicos, sociales y medioambientales (Figura 1).

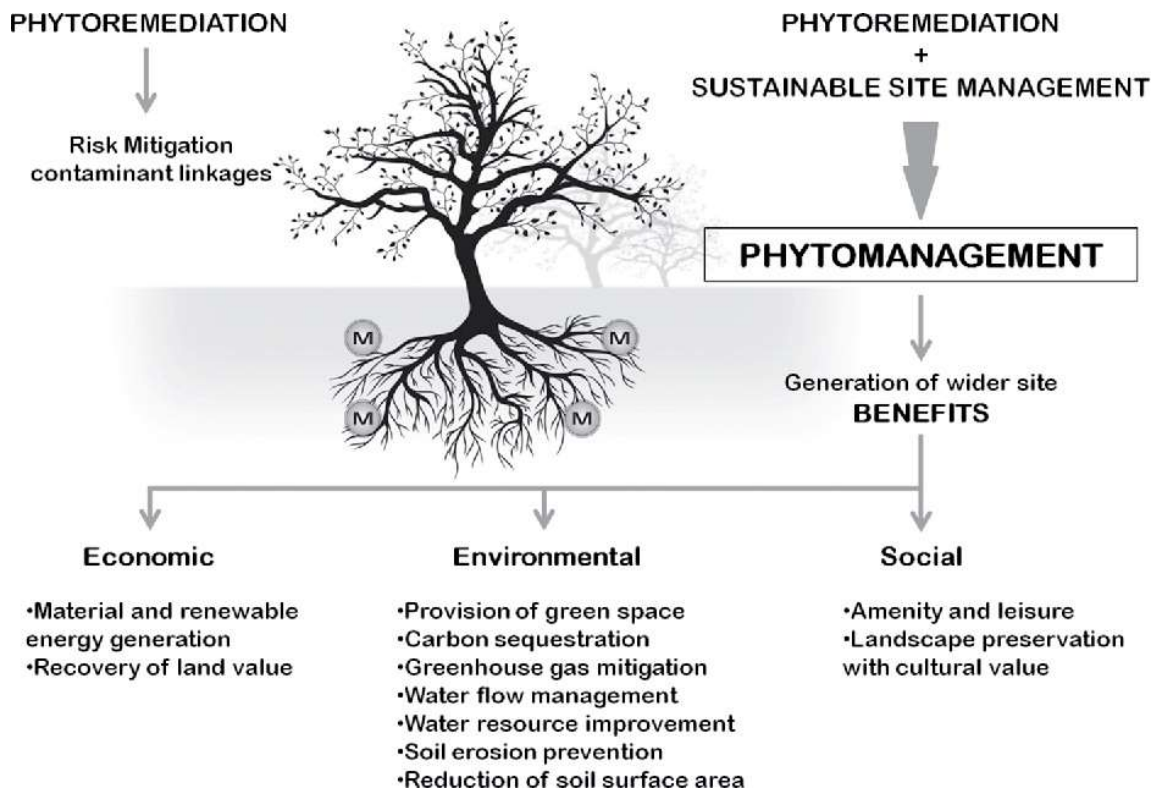
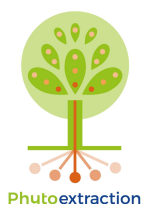


Figura 1. Representación conceptual del proceso de fitogestión (Burges et al., 2018).

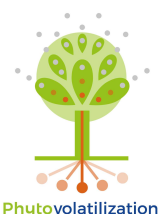
Las GROs fueron desarrolladas como alternativas ecológicas a los métodos tradicionales de ingeniería civil de rehabilitación de suelos (Kidd et al. 2015). Estas opciones incluyen técnicas de estabilización *in situ* (inactivación) y técnicas basadas en especies vegetales (generalmente denominadas fitorremediación), y tienen como objetivo disminuir el contenido total y/o de formas lábiles (biodisponibles) de distintos tipos de contaminantes (Cundy et al., 2016). Las principales opciones de fitogestión son las siguientes:



La **fitoestabilización** utiliza especies vegetales tolerantes con un fenotipo de exclusión para establecer una cubierta vegetal y estabilizar y/o reducir progresivamente la disponibilidad de los contaminantes del suelo (Mench et al. 2006, Ruttens et al. 2006a, 2006b, Vangronsveld et al. 2009, Dary et al. 2010). La incorporación de enmiendas en el suelo o el uso de la inoculación microbiana (fitoestabilización asistida) (Mench et al. 2010) puede disminuir aún más la biodisponibilidad y la fitotoxicidad de los contaminantes en la zona de la raíz, al tiempo que mejora el establecimiento de la planta. La fitoestabilización no conduce a la eliminación real de los contaminantes, pero reduce su biodisponibilidad y transferencia a otros compartimentos ambientales. La acción mecánica de las raíces de las plantas reduce la erosión y el transporte de partículas del suelo a través de agentes naturales, mientras que la evapotranspiración minimiza la lixiviación durante la temporada de crecimiento y, por lo tanto, la diseminación de contaminantes. Además, la adsorción, la precipitación y la acumulación de contaminantes en la rizosfera (en colaboración con microorganismos asociados con las raíces de las plantas) conllevan su inmovilización (Mench et al. 2010).



La **fitoextracción** se basa en el uso de plantas tolerantes que absorben determinados contaminantes (en general, dos o tres metal(oid)es, rara vez más) del suelo y los acumulan en su biomasa aérea cosechable en cantidades superiores a sus concentraciones normales (Vangronsveld et al. 2009). La fitoextracción puede ser ayudada por enmiendas, agentes químicos y microorganismos del suelo (fitoextracción asistida). Cuando los elementos traza (ET) con valor económico (como Ni, Au, etc.) se recuperan de la biomasa vegetal (bio-minerales), se la conoce como fitominería (Chaney et al. 2007).



La **fitovolatilización** aprovecha la capacidad de las plantas para transformar los contaminantes en compuestos volátiles ya sea fuera o dentro de algunas partes de la planta, después de su absorción, o absorber y transportar compuestos volátiles desde el suelo a la biomasa aérea, donde pueden liberarse a la atmósfera (Wenzel 2009). Cuando el contaminante se transforma y se libera directamente del suelo que rodea las raíces de las plantas (rizosfera), generalmente se denomina rizovolatilización (Zhang y Frankenberger 2000).



La **fitodegradación** o fitotransformación utiliza plantas (y sus microorganismos asociados) para degradar los contaminantes orgánicos a metabolitos que tienen a sus concentraciones un efecto tóxico menor o nulo (Weyens et al. 2009). Cuando la degradación tiene lugar en la rizosfera de las plantas (debido a la actividad microbiana o la liberación de enzimas de las plantas), los términos como fitoestimulación o rizodegradación son más correctos (Becerra-Castro et al. 2013).

Dentro del proyecto Phy2SUDOE, se han aplicado distintas técnicas para la mejora de la fitogestión, como la aplicación de enmiendas edáficas, la bioinoculación o distintos patrones de cultivo:



Las **enmiendas** son compuestos que se añaden al suelo para mejorar sus propiedades físicas, químicas y/o biológicas, favoreciendo el crecimiento de las plantas (por ejemplo: enmienda de materia orgánica a través de la adición de compost).



El **bioaumentación** consiste en la inoculación de plantas con microorganismos que puedan potenciar el crecimiento vegetal o la tolerancia a los contaminantes, o influir en la acumulación de elementos traza o la degradación de contaminantes orgánicos. En el caso de Phy2SUDOE se han usado inóculos bacterianos (endófitos y rizósfericos) y hongos (para formar micorrizas).



Se han cultivado árboles con probada capacidad fitorremediadora como chopos y sauces (entre otras especies). En general, se han utilizado especies de rápido crecimiento y tolerantes a la contaminación.



En algunas de las parcelas de Phy2SUDOE se han cultivado especies herbáceas (colza, gramíneas, etc.) o de elevada biomasa (girasol, tabaco) en sistemas de rotación.



Para potenciar la fitorremediación, en algunas parcelas se han intercalado plantaciones forestales con cultivos agrícolas, o se han establecido policultivos de especies arbóreas, que incluyen leguminosas, o plantas que se asocian con microorganismos fijadores de nitrógeno (p.ej. *Salix/Populus* con *Alnus*).

1.2 El proyecto Phy2SUDOE

El proyecto Phy2SUDOE tiene como objetivo principal la gestión sostenible de emplazamientos contaminados en la región Interreg SUDOE, mediante la aplicación de estrategias de fitogestión encaminadas a la minimización del riesgo asociado a la presencia de los contaminantes, a la vez que se generan beneficios, en términos de productos y servicios ecosistémicos, y se protege y promueve la biodiversidad, a través de la cooperación de todos los agentes involucrados en este campo (investigadores, administraciones, gestores y empresas). Phy2SUDOE surge como continuación del proyecto PhytoSUDOE (SOE1/P5/E0189, 1ª convocatoria Interreg SUDOE, finalizado el 21/10/2018), en el que se detectó la necesidad de continuar y complementar los estudios realizados.

Durante la ejecución de PhySUDOE se estableció una red de emplazamientos degradados/contaminados y fitogestionados (PhytoSUDOE Network). El proyecto Phy2SUDOE pretende: i) consolidar la red de emplazamientos fitogestionados (GT1), ii) ampliarla con nuevas casuísticas de contaminación y estrategias de fitogestión (GT2), y iii) potenciar la conservación de la biodiversidad endémica de interés ambiental y biotecnológico (GT3).

El GT1 se centra en el mantenimiento de los emplazamientos de la red PhytoSUDOE, así como en implementar estrategias de monitorización a largo plazo para el seguimiento de los beneficios aportados por la fitogestión. Los emplazamientos de la red PhytoSUDOE (Tabla 1) cubren una gran variedad de condiciones edafo-climáticas, tipos de degradación y alternativas de fitogestión.

Los objetivos específicos de este GT1 fueron:

- (1) Evaluar la EFICACIA de las opciones de fitogestión a largo plazo y corregir desviaciones del control de la contaminación (socios implicados: CSIC, UPV, CEA, INRAE, Fertil, Charente, UCP, Clover).
- (2) Diseñar e implementar protocolos a largo plazo para el MANTENIMIENTO de las áreas fitogestionadas (socios implicados: NEIKER, CSIC, CEA, INRAE, UCP, Charente, Clover).
- (3) Diseñar e implementar herramientas para la MONITORIZACIÓN a largo plazo de las áreas fitogestionadas (socios implicados: NEIKER, USC, UPV, UCP, INRAE).

Tabla 1. Emplazamientos de trabajo del GT1 del proyecto Phy2SUDOE (procedentes de la red emplazamientos establecidos en el proyecto PhytoSUDOE).

Site	Location	Partners	Type of degraded soil	Contaminant/stress
S1	St Médard d'Eyrans (Gironde, FR)	INRA	Abandoned industrial área	Cu/PAH
S2	Chaban-Delmas (Gironde, FR)	INRA	Abandoned industrial área	metal(loid)s/PAHs/ aliphatic hydrocarbons
S3	Borralha (Montalegre, PT)	UCP-CRP, LNEG	Mine site	Ag, W, Cu, Pb
S5a/S5b	Ariñez (Basque Country, ES)	UPV, NEIKER, CEA	Abandoned zone in peri-urban area	As/Pb/PCB/PAH/HCs
S6	Mendiguentxo (Basque Country, ES)	UPV, NEIKER, CEA	Peri-urban used for dumping	Trace elements
S7	Pedrafita do Cebreiro (Galicia, SP)	CSIC, USC	Mine tailing	Cd, Pb, Zn
S8	Touro (Galicia, SP)	CSIC, USC	Mine tailing	Cu, acid drainages

2. Buenas prácticas para la fitogestión de emplazamientos contaminados o degradados.

Los crecientes problemas de degradación y contaminación de suelos ponen de manifiesto la necesidad de desarrollar prácticas para una adecuada gestión y uso sostenible de los suelos, esto cobra una relevancia especial si tenemos en cuenta la importancia de los suelos para el equilibrio ecológico, el cambio climático, la biodiversidad y la prestación de servicios ecosistémicos. La fitogestión de espacios degradados y/o contaminados permite recuperar (incluso ampliar) las funciones y servicios ecosistémicos dañados, cuyo alcance puede ser evaluado a través del seguimiento de las propiedades edáficas y biológicas del lugar. Es de especial relevancia el estudio de los efectos a largo plazo de las distintas opciones de fitogestión sobre la funcionalidad del suelo, la biodiversidad, las funciones ecológicas y los servicios ecosistémicos.

En esta sección, se presentan una serie de recomendaciones destinadas a la correcta aplicación de prácticas de fitogestión en lugares degradados y/o contaminados.

Para promover una fitogestión efectiva algunas de las buenas prácticas a considerar son las siguientes:

- 1- Antes de aplicar cualquier estrategia de fitogestión, es esencial estudiar el lugar degradado/contaminado haciendo una **evaluación inicial** del emplazamiento.
- 2- **Selección del cultivo y tratamientos:** en esta fase deben seleccionarse cuidadosamente las plantas que se establecerán, los patrones de cultivo y evaluar la necesidad de aplicación de bioinóculos y/o enmiendas edáficas.
- 3- Una vez estudiado el emplazamiento y después de implementar las estrategias de fitogestión seleccionadas debe hacerse un **seguimiento de la evolución del emplazamiento**, tanto de las propiedades físico-químicas y biológicas del suelo (incluyendo la presencia de los elementos traza y contaminantes) como de los organismos presentes (vegetación, microorganismos y fauna).
- 4- **Detección de problemas y resolución**, en caso de que sea necesario.

2.1 Evaluación inicial del emplazamiento.

Hacer una evaluación inicial de los emplazamientos contaminados y/o degradados es el primer paso necesario para: i) desarrollar el modelo conceptual de los riesgos de exposición y transferencia de los contaminantes, ii) proponer los protocolos de fitogestión más adecuados y iii) diseñar un plan de monitorización que permita evaluar su éxito a lo largo del tiempo, o detectar los retrocesos e implementar las correcciones pertinentes de forma temprana.

A partir de la evaluación inicial se pretende comprender la naturaleza, las propiedades, la dinámica y las funciones del ecosistema. Para ello, es necesario abordar el estudio de los factores ambientales de la zona, la obtención de información *in situ* mediante observación y descripción en el campo, así como caracterización de las propiedades físicas, físico-químicas y biológicas del suelo. Las fotos o dibujos que muestren el estado del emplazamiento serán de gran utilidad para una interpretación adecuada de los resultados. Toda la información recogida es especialmente relevante para definir las acciones de

fitogestión necesarias. Así, se definirán las necesidades de fertilización del suelo, riego (periódico, sistemático, ...), especies vegetales más adecuadas para el emplazamiento (nativas o nuevas) y sistemas de cultivo (agrícolas/forestales, rotación/permanente, mono-/policultivo,...).

En la figura 2 se presenta un modelo conceptual del procedimiento seguido para realizar la evaluación inicial de los emplazamientos fitogestionados de la red PhytoSUDOE y en la tabla 2 se incluye de forma detallada la información obtenida en el procedimiento.



Figura 2. Modelo conceptual para realizar una evaluación inicial de un espacio contaminado/degradado.

Tabla 2. Procedimiento general para abordar la evaluación inicial de un emplazamiento.

1 INFORMACIÓN ACERCA DEL SITIO, REGISTRO Y LOCALIZACIÓN	
Fecha de observación	
Autores	
Ubicación	Localización y coordenadas
Altitud	Metros sobre el nivel del mar (msnm)
2 INFORMACION GENERAL Y FACTORES DE FORMACIÓN DEL SUELO	
Clima y condiciones atmosféricas	Condiciones atmosféricas actuales
	Condiciones climáticas pasadas/precipitaciones
Regímenes climáticos del suelo	
Forma del terreno y topografía (relieve)	Geoforma principal (morfología del paisaje)
	Posición del sitio dentro del paisaje
	Pendiente: forma, gradiente y orientación
Uso del suelo y vegetación	Uso de la tierra
	Cultivos
	Vegetación
	Influencia humana/evidencias de contaminación
Material de partida	Origen y naturaleza
Edad del paisaje	
Hidrología	Cursos de agua, arroyos, lagunas, escorrentía,...
3 DESCRIPCIÓN DEL SUELO <i>IN SITU</i>	
Afloramientos rocosos	% superficie cubierta, dureza, distancia entre afloramientos
Pedregosidad	% superficie cubierta, tamaño
Erosión	No evidencia/erosión por agua y/o viento
	tipo de deslizamientos
	% área afectada
	Grado (ligero, moderado, severo, extremo)
Encostramiento	anchura y consistencia de la costra superficial
Grietas superficiales	Anchura, distancia entre grietas, profundidad
Drenaje	
Condiciones de humedad del suelo	
Color del suelo (clave Munsell)	Matriz
	Moteados: color, abundancia, forma, tamaño,.....
Estructura del suelo	Prismática, columnar, bloques, laminar, granular o migajosa
Consistencia	Friabilidad, plasticidad, adhesividad, resistencia a la compresión
Textura	Método de campo (comportamiento de una muestra de mano)
4 TOMA DE MUESTRAS	
Perfil	
Capa superficial	
Vegetación	

5

PROCESADO DE MUESTRAS

Muestras húmedas	Condiciones de conservación
Muestras secas	Secado, tamizado (suelos)/triturado (vegetación), conservación de las muestras

6

INDICADORES MEDIDOS EN LABORATORIO

Propiedades físico-químicas del suelo	
Textura	
Estructura	
Densidad	
Capacidad de retención hídrica	
pH (en agua y cloruro potásico)	
Potencial redox	
CIC al pH del suelo	
Cantidad y disponibilidad de nutrientes (N, P, K)	
P extraíble (Olsen)	
C y N totales	
Carbonatos	
Elementos traza y contaminantes	
Elementos traza biodisponibles	
Elementos traza totales	
Contaminantes orgánicos	
Propiedades biológicas y bioquímicas	
Actividades enzimáticas	
CLPP (Ecoplates Biolog™)	
Respiración	
Comunidades microbianas	
Test de ecotoxicidad	
Fauna presente en el suelo	
Análisis de plantas	
Parámetros biométricos	
Parámetros fisiológicos y pigmentarios	
Nutrientes	
Concentración de elementos traza	
Factores de bioconcentración y translocación de elementos traza	
Concentración de contaminantes orgánicos	

2.2 Selección de las variables del cultivo.

2.2.1 Selección de plantas.

La fitogestión utiliza plantas que pueden resistir niveles altos de contaminantes, al tiempo que proporcionan beneficios económicos y medioambientales.

La selección de un cultivo adecuado para un lugar contaminado específico es fundamental para el éxito de las opciones de fitogestión y depende de los siguientes factores:

- i) Tipo, concentración, especiación química y biodisponibilidad de los contaminantes en el suelo,
- ii) Vías de transferencia del contaminante
- iii) Características físico-químicas del suelo (estructura, compactación, fertilidad, humedad, pH, MO, etc.).
- iv) Disponibilidad de agua, y
- v) Condiciones climáticas (temperatura, precipitaciones, viento, altitud, etc.).

Realizar una revisión exhaustiva de la literatura pertinente y llevar a cabo experimentos en lugares similares al área de interés, puede ser de gran utilidad para determinar la idoneidad de determinados cultivos. Asimismo, explorar áreas cercanas en su estado natural puede ayudar a encontrar plantas con potencial para crecer en el sitio objetivo, siempre y cuando las condiciones de crecimiento sean similares o comparables. Además, existen algunas bases de datos sobre fitotecnología (por ejemplo, <https://www.iret.cnr.it/en/phytoportal>, <http://phytosociety.org>) que pueden ayudar a seleccionar los cultivos adecuados. Es aconsejable realizar ensayos preliminares de supervivencia y crecimiento de las plantas antes de implementar su uso a gran escala, para garantizar el éxito de la acción de fitogestión.

Para lograr los objetivos específicos definidos por la acción de fitogestión seleccionada y maximizar su éxito, el proceso de selección también valorar el uso de especies potencialmente invasoras/agresivas que puedan competir con las especies locales y/o actuar como disruptores ecológicos y que, por lo tanto, no son aconsejables. También se deben tener en cuenta otros rasgos, como la tasa de crecimiento, el ciclo de vida (perenne, anual, bienal), el tipo (caducifolio o perenne), el hábito de crecimiento (hierba, gramínea, arbusto o árbol), las necesidades hídricas, la profundidad de las raíces, la susceptibilidad a enfermedades/plagas y la tolerancia a los ET (elementos traza).

Por último, la selección de las plantas se determinará en función de si el objetivo de la fitogestión es la fitoextracción o la fitoestabilización de ET en el suelo. Es importante considerar cuidadosamente el comportamiento de los contaminantes en el cultivo que se está evaluando. Se puede obtener información sobre las interacciones entre los ET y plantas específicas en bases de datos especializadas y en la bibliografía. La absorción de los ET es específica tanto del elemento como de la planta, lo que significa que puede variar considerablemente, incluso dentro de la misma especie vegetal. Esto depende de la nutrición de la planta y de la disponibilidad de los ET.

Los cultivos energéticos poseen características específicas que los hace adecuados para su uso en los procesos de fitogestión, aunque hay otros tipos de cultivos, como los cultivos de cobertera, que pueden incluirse entre las opciones de fitogestión para mejorar su éxito. Estos cultivos se plantan principalmente para mejorar la calidad del suelo, y no con fines de producción de biomasa o energía.

En este apartado se resumen las principales características, tolerancia a los ET y aplicaciones de fitogestión de los cultivos más utilizados, tanto cultivos energéticos como de cobertera.

Cultivos energéticos y de alta biomasa

Los cultivos energéticos tienen que ser capaces de superar las condiciones ambientales estresantes de los suelos contaminados, al tiempo que aportan beneficios económicos, como biomasa para la producción de energía, y/o otros productos rentables como biocombustibles, aceite, fibra o madera.

Los criterios para seleccionar cultivos de alta biomasa y energía en sitios contaminados son los siguientes:

1. Alta tasa de crecimiento.
2. Tolerancia a las concentraciones de ET presentes en el sitio.
3. Alta producción de biomasa.
4. Gran profundidad y densidad de raíces.
5. Fácil de cultivar y cosechar.

Existe una amplia gama de plantas de rápido crecimiento, variedades o híbridos, que tienen el potencial de ser utilizados en sitios afectados por ET. Sin embargo, aunque sean tolerantes a los ET, estos cultivos pueden sufrir toxicidad en las primeras etapas de su desarrollo.

A continuación, se describen los perfiles de los cultivos energéticos anuales y perennes más prometedores.

Cultivos Anuales

Girasol

Helianthus annuus L.

- Familia: *Asteraceae*.
- Plantación: a mediados de primavera *in situ*, se pueden sembrar las semillas en macetas en un invernadero a principios de primavera.
- Cosecha: septiembre (en Europa occidental).
- Consumo de agua: medio.
- Detalles de cultivo: prefiere suelos bien drenados, secos o húmedos, adecuado para diversos pH del suelo, puede crecer en semisombra o sin sombra, tolerante a la sequía.
- Usos: Semillas, aceite, forraje para el ganado, biocombustible, colorante, aislantes, bioenergía, biogás.



El girasol se puede utilizar en suelos contaminados para extraer la fracción biodisponible de algunos metales (Cd, Zn y Cu) y obtener beneficios económicos del procesado de su biomasa (Mench et al., 2010; Herzig et al., 2014; Kolbas et al., 2011; Kidd et al., 2015).

La capacidad del girasol para resistir olas de calor y sequías prolongadas es una ventaja frente a otros cultivos, que necesitan suministro de agua para su supervivencia, ya que este es un factor limitante debido al cambio climático (Kidd et al., 2015).

Tabaco

Nicotiana tabacum L.

- Familia: *Solanaceae*.
- Plantación: siembra de semillas en superficie en invernadero y posterior trasplante.
- Cosecha: julio-octubre.
- Consumo de agua: medio.
- Detalles de cultivo: prefiere suelos profundos, ricos y húmedos, bien drenados, adecuado para diferentes pHs del suelo, áreas soleadas, prefiere temperaturas de 20-30 °C y una humedad atmosférica del 80 al 85 %.
- Usos: Aceite, biomasa.



Se ha demostrado tolerancia al Cu de algunas variedades de tabaco (Keller et al., 2003, Rout y Sahoo, 2007), y acumulación de Cd en el suroeste de Francia (Mench et al., 1989) y Bélgica (Vangronsveld et al., 2009). Se han seleccionado y probado variantes somaclonales resistentes a ET en Suiza y Bélgica (Guadagnini, 2000; Herzig et al., 2005; Vangronsveld et al., 2009; Lyubenova et al., 2009).

Mostaza mediterránea

Hirschfeldia incana L.

- Familia: *Brassicaceae*.
- Plantación: siembra de semilla *in situ* en primavera.
- Cosecha: septiembre.
- Consumo de agua: medio.
- Detalles de cultivo: prefiere suelos bien drenados y climas cálidos, crece en semisombra o totalmente expuesta al sol.
- Usos: biomasa.



En diversos estudios se ha detectado una elevada acumulación de Pb (Auguy et al., 2013), As (Gisbert et al., 2008), Cu (Chen et al., 2015) y Ti (Madejón, 2005) en *H. incana*. *H. incana* podría utilizarse en proyectos de fitorremediación de suelos contaminados con residuos industriales.

Maíz

Zea Mays L.

- Familia: *Poaceae*.
- Plantación: siembra de semillas *in situ* en primavera.
- Cosecha: septiembre-octubre.
- Consumo de agua: alto.
- Detalles de cultivo: cultivo versátil, pH adecuado del suelo: ácido-neutro, no crece en sombra, dependiente de la humedad del suelo, sensible a la sequía, altos requisitos de fertilización.
- Usos: biocombustible, alimento para el ganado (grano y forraje), biomasa, aceite.



El maíz es capaz de extraer metales de forma continua de suelos contaminados y se ha demostrado que acumula Cd (Kimenyu et al., 2009) y Pb (Pereira et al., 2007) por encima de los niveles que definen la hiperacumulación de metales en suelos contaminados. También es capaz de acumular Zn por encima de las concentraciones tóxicas para la planta (Moreira et al., 2016). El Zn y el Cd son los ET que el maíz acumula a niveles más altos (Wang et al., 2017). Actualmente existen en el mercado varios cultivares energéticos capaces de crecer en lugares contaminados.

Cultivos perennes de gramíneas

Miscanto

Miscanthus spp.

- Familia: *Poaceae*.
- Plantación: primavera, algunos híbridos se propagan por dispersión de rizomas.
- Cosecha: finales de invierno o principios de primavera.
- Consumo de agua: medio.
- Detalles de cultivo: adaptable a un amplio rango de suelos (de arenosos a orgánicos) y pHs, algunos clones crecen a bajas temperaturas invernales (-14 °C), bajos requisitos de aporte de nutrientes.
- Usos: Pulpa y fibra, cama y forraje para animales, biomasa (por ejemplo, astillas y pellets de madera), biocombustible, papel.



Existen varias especies de *Miscanthus* sp., pero sólo cuatro tienen valor económico: *M. sinensis*; *M. sacchariflorus*, *M. floridulus* y *M. x giganteus* (híbrido estéril). Estas plantas muestran una elevada producción de biomasa, y tienen la ventaja de poder ser cosechadas dos veces al año. La acumulación de ET suele producirse en los tejidos subterráneos (raíces y rizoma) (Pandey et al., 2016).

Debido a su fenotipo excluidor de metales y a su alta producción de biomasa, la gramínea perenne *M. x giganteus* es un candidato interesante en la fitogestión de suelos contaminados (Angelini et al., 2009; Gomes, 2012; Brosse et al., 2012; Pidlisnyuk et al., 2014; Kolodziej et al., 2016; Burges et al., 2018). El sistema de rizomas perennes favorece el ciclo estacional de nutrientes entre las partes aéreas y subterráneas de la planta, minimizando la demanda de fertilizantes (Lewandowski et al., 2000). *M. x giganteus* tiene pocas o ninguna plaga (Stefanovska et al., 2017).

Es recomendable el uso del *miscanthus* en fitogestión de áreas mineras, fundiciones y suelos improductivos (Van Ginneken et al., 2007; Balsamo et al., 2015; Nsanganwimana et al., 2016).

Vetiver

Vetiveria zizanioides (L.) Nash, syn. Chrysopogon zizanioides (L.) Roberty.

- Familia: *Poaceae*.
- Plantación: trasplante de plántulas (con un buen sistema radicular) al campo.
- Cosecha: finales de invierno o principios de primavera.
- Consumo de agua: medio.
- Detalles de cultivo: prefiere suelos franco-arenosos, muy adaptable a distintos pH (3,3 - 10,5), tolera un amplio rango de temperaturas (-10°C - 48 °C), puede crecer en semisombra o sin sombra, necesita poco aporte de nutrientes, tolera moderadamente la salinidad, muy tolerante a la sequía
- Usos: aceite, forraje, fibra, biomasa.



Vetiver es una especie muy interesante en fitogestión de suelos no productivos debido a su rápido crecimiento, su denso y extenso sistema radicular, su elevada biomasa aérea, su eficacia en la fijación de sedimentos y el control de la erosión, y su tolerancia a condiciones climáticas y edáficas extremas, incluyendo grandes variaciones de temperatura, salinidad, pH y altas concentraciones de ET en el suelo (Yang et al., 2003; Pang et al., 2003; Chen et al. 2004; Angin et al., 2008). El vetiver es una especie no invasora que no afecta negativamente a las especies autóctonas (Wilde et al., 2005). Según Antiocha et al. (2007), el vetiver no es una planta hiperacumuladora de Cu, ya que la fracción absorbida representa menos del 1% de su biomasa. Sin embargo, por su elevada tolerancia a la exposición a Cd, Cu, Pb y Zn (Chen et al., 2000), asociada a sus características fisiológicas y morfológicas y a la posible valorización de su biomasa, el vetiver es un buen candidato para fitoestabilización en suelos con múltiples contaminantes. La acumulación de metales en los brotes, aunque sean bajas concentraciones, limitasus transferencias a la cadena alimentaria (Yang et al 2003).

El vetiver ha sido evaluado (i) para la fitoestabilización asistida de estériles de Pb/Zn, tanto *in situ* como *ex situ* (Yang et al., 2003; Pang et al., 2003; Rotkittikhun et al., 2007); (ii) para la fitoextracción de Pb, Cu, Zn y Cd (Chen et al., 2004, Chiu et al., 2005, Antiocha et al., 2007; Angin et al., 2008). Se han realizado pocos estudios de fitoestabilización en suelos contaminados con Cu (Chiu et al., 2006; Saidi, 2000).

Cultivos leñosos

Chopo

Populus sp.

- Familia: *Salicaceae*.
- Plantación: esquejes.
- Consumo de agua: medio.
- Detalles de cultivo: requieren luz solar directa, prefieren suelos húmedos ricos en MO (materia orgánica), y con pH entre 6,0 – 8,0; se adaptan a suelos de textura fina a gruesa; alta tolerancia a la sequía.
- Usos: biomasa, biocombustible, madera, papel.



El género *Populus* incluye entre 40 y 100 especies y cientos de cultivares que se plantan en todo el hemisferio norte; se pueden cultivar tanto como sistema forestal en rotaciones largas (10-20 años) como en monte bajo de rotación corta (2-5 años) (Krzyżaniak et al., 2019). El monte bajo de corta rotación de chopos puede establecerse en suelos contaminados con ET (Mench et al., 2010). *Populus sp.* se utiliza comúnmente para fines fitotecnológicos debido a su alta producción de biomasa, sistema de enraizamiento profundo y alta tolerancia a ET. En diversos estudios se ha demostrado la capacidad de acumulación de Cd, Cr, Pb y Zn de un gran número de cultivares y clones de chopo, que muestran una gran variación en la producción de biomasa, la tolerancia a ET y los patrones de acumulación en raíces, tallos y hojas (Migeon et al., 2009; Ruttens et al., 2011). Los rendimientos en la producción de chopo varían mucho en función de factores como el clima, el suelo, el cultivar, la densidad de plantación y la rotación (Krzyżaniak et al., 2019).

Ciadamidaro et al. (2017) demostraron la eficacia de fitogestión en un suelo contaminado por metales con un sistema de monte bajo de rotación corta con *Populus cv. Skado* durante un período de crecimiento de cuatro años (producción de biomasa del tallo de más de 35 t DW ha⁻¹). También hay varios experimentos de campo a largo plazo que demuestran el éxito y la sostenibilidad de fitogestión con un sistema de monte bajo de rotación corta con *Populus sp.* (French et al., 2006; Hartley et al., 2011; Dimitriou et al., 2006, 2012).

Sauce

Salix sp.

- Familia: *Salicaceae*.
- Plantación: esquejes (de finales de noviembre a finales de febrero/principios de marzo).
- Consumo de agua: medio-alto.
- Detalles de cultivo: Se adapta a muchos suelos, de textura fina a gruesa; se adapta a suelos húmedos e inundados; prefiere las zonas soleadas.
- Usos: biomasa, biocombustible.



Salix sp. se emplea comúnmente en fitogestión debido a su alta producción de biomasa, sistema de enraizamiento profundo y tolerancia a ET. Los sauces son acumuladores de Cd/Zn en las hojas, pero tienen un fenotipo que los hace excluyentes al Cu (Van Ginneken et al., 2007; Mench et al., 2010; Kidd et al., 2015; Thijs et al., 2018).

Se ha examinado un gran número de cultivares y clones de sauce, y muestran una gran variación en la producción de biomasa, la tolerancia a TE y los patrones de acumulación en raíces y hojas entre clones (Landberg y Greger, 1994; Pulford et al., 2002; Migeon et al., 2009; Ruttens et al., 2011; Van Slycken et al., 2013). Algunas especies o clones de sauce (*Salix* sp.) presentan factores de bioconcentración (FBC) elevados para Cd (hasta 27) y Zn (hasta 3) (Dickinson y Pulford, 2005; Wieshammer et al., 2007). Dada la amplia variación en la acumulación de metales, es posible seleccionar los clones con mejor rendimiento en función de su tolerancia a los ET, su eficiencia de absorción (clones acumuladores para fitoextracción frente a clones excluyentes para fitoestabilización), translocación de ET de las raíces a los brotes y la producción de biomasa (Unterbrunner et al., 2007; Wieshammer et al., 2007; Pourrut et al., 2011). Los clones también pueden seleccionarse por su capacidad para acumular los ETs seleccionados (por ejemplo, Cd y Zn) y, al mismo tiempo, inmovilizar elementos como el Cu o el Pb (French et al., 2006).

Unterbrunner et al. (2007) encontraron concentraciones de hasta 166 mg Cd kg⁻¹ o 438 mg Pb kg⁻¹, y entre 1000 y 3000 mg Zn kg⁻¹, en hojas de árboles adultos de *S. caprea* que crecían en áreas contaminadas con Cd y Zn por toda Europa Central. Dos Santos y Wenzel (2007) describieron el clon de *S. smithiana* (BOKU 03 CZ-001) como poseedor de una excelente capacidad para acumular Cd y Zn en las hojas (hasta 400 mg Cd kg⁻¹ y 2000 mg Zn kg⁻¹); el mismo clon fue evaluado por Puschenreiter et al. (2013), quienes encontraron concentraciones foliares de hasta 35,3 - 96,4 mg Cd kg⁻¹ y 423 - 2670 mg Zn kg⁻¹ tras dos años de cultivo en suelo agrícola contaminado con Cd/Zn. El metal fitoextraído (en relación con la concentración total en el suelo) fue de hasta el 10 % para el Cd y de entre el 1,2-2,5 % para el Zn.

Cultivos de cobertera

Los cultivos de cobertera suelen plantarse entre las temporadas de cultivo, pero también pueden plantarse como cultivos de rotación, ya sea simultáneamente con el cultivo principal o asumiendo el papel de cultivo principal. Estos cultivos tienen la capacidad de absorber y retener el nitrógeno (N) y otros nutrientes que, de otro modo, podrían lixiviarse de la zona de enraizamiento y perderse en los perfiles más profundos del suelo y, potencialmente, en las aguas subterráneas.

Entre las ventajas que supone su uso en suelos contaminados están:

1. mejoran la fertilidad y la salud del suelo
2. protegen el suelo de la erosión
3. contribuyen a aumentar el N del suelo
4. evitan la lixiviación de nutrientes
5. aumentan el rendimiento de los cultivos principales
6. mejoran la MOS (materia orgánica del suelo).
7. mejoran la presencia de insectos beneficiosos y polinizadores

En muchos casos la mejor opción en suelos contaminados es el uso de una mezcla de diferentes cultivos de cobertera, ya que pueden tener beneficios complementarios. Sin embargo, es fundamental elegir cultivos compatibles y ajustar las dosis de siembra para evitar que se solapen entre sí.

Las leguminosas y las gramíneas son los más utilizados, pero las brasicáceas y algunas especies arbóreas también han demostrado ser cultivos de cobertera eficaces.

Leguminosas

Uno de los principales objetivos de la selección de leguminosas como cultivos de cobertera es su capacidad para fijar el nitrógeno (N_2) de la atmósfera, ya que contienen bacterias fijadoras de N_2 (rizobios) en los nódulos de sus raíces. Estos compuestos nitrogenados llegan a la planta y contribuyen a su crecimiento. Una vez muerta la planta, el N se libera al suelo, mejorando su fertilidad, por lo que a menudo se denominan abonos verdes. Gracias a esta capacidad de fijación de N_2 , las leguminosas pueden sobrevivir en suelos pobres en N, lo que supone una ventaja en la restauración mediante el uso de fitotecnologías de zonas degradadas. Las leguminosas tienden a nodular libremente, pero generalmente las semillas de leguminosas disponibles en el mercado ya están inoculadas con cepas de rizobios para asegurar la nodulación, sin embargo, la mayoría de estas cepas pueden no ser tolerantes/resistentes a ETs, lo que limita el éxito de la simbiosis. El uso de cepas tolerantes mejora la fijación de N en sitios contaminados (Cleyet-Marel et al., 2001; Mengoni et al., 2001). Los inóculos con este tipo de cepas se pueden obtener en universidades y otros centros de investigación, y se pueden aplicar a las semillas en el momento de la siembra.

Algunas de las leguminosas que se pueden usar son:



- Haba (*Vicia faba* L., Fabaceae)

Planta anual; crece mejor en suelos casi neutros a alcalinos (5,4- 8,0) y bien estructurados; prefiere suelos francos a arcillosos bien drenados; susceptible a la toxicidad por B; baja tolerancia a la salinidad; capaz de sobrevivir a condiciones de encharcamiento.



- Alfalfa (*Medicago sativa* L., Fabaceae)

Planta perenne con nuevo crecimiento cada año desde la corona; tolerante al frío, a la sombra baja y a la sequía; de raíces profundas. Se suele intercalar con avena, trigo y cebada, y crece después de cosechar el grano.



- Veza (*Vicia vilosa* L., Fabaceae)

Planta anual; buen cultivo de invierno para climas septentrionales (especie moderadamente resistente al invierno); crece bien en una amplia gama de suelos; mejor opción para suelos arenosos. Los residuos de las plantas se descomponen rápidamente, liberando nitrógeno con mayor rapidez que la mayoría de los cultivos de cobertera; alta tolerancia a la sequía.



- Trébol rojo (*Trifolium pratense* L., Fabaceae)

Planta perenne, tolerante al frío; baja tolerancia a la sequía y a la salinidad; tolerancia moderada a la cal del suelo. Como empieza a crecer lentamente, la competencia entre ella y otros cultivos no suele ser grande.



- Trébol blanco (*Trifolium repens* L., Fabaceae)

Planta perenne; no produce tanto crecimiento como muchas de las otras leguminosas y también es menos tolerante a las situaciones de sequía. Sin embargo, como no crece mucho y tolera mejor la sombra que muchas otras leguminosas, puede ser útil para cubrir el suelo de los huertos o como mantillo vivo. También es un componente habitual de los pastos gestionados de forma intensiva.

Gramíneas

Los cultivos de cobertura de gramíneas incluyen cereales anuales (por ejemplo, trigo), gramíneas forrajeras anuales o perennes (por ejemplo, ryegrass) y gramíneas de estación cálida (por ejemplo, pasto Sudán). Sus ventajas incluyen un rápido establecimiento y un extenso sistema radicular, que resultan muy eficaces para evitar la erosión del suelo al tiempo que aumentan la MO gracias a los restos de sus residuos. Estas plantas son muy eficaces en la recuperación de nutrientes, concretamente N, que quedan en el suelo de un cultivo anterior. Sin embargo, si las gramíneas se cultivan hasta la madurez para conseguir la máxima cantidad de residuos, el nitrógeno disponible para el siguiente cultivo puede verse reducido. Este inconveniente puede evitarse retirando la hierba antes de tiempo o sembrando una mezcla de leguminosas y gramíneas.

Algunas gramíneas que se han utilizado en lugares contaminados son:



- Hieba fina (*Agrostis capillaris* L., Poaceae)

Planta perenne; puede sembrarse en cualquier época del año; mejor por propagación vegetativa mediante rizomas y estolones; prefiere suelos bien drenados o bastante secos, pero puede crecer en suelos mal drenados; se adapta a suelos de textura fina a gruesa; pH del suelo de ácido a neutro; tolera la sequía y las temperaturas altas y bajas.



- Raigrás (*Lolium* sp., Poaceae):

Planta anual de invierno (*L. multiflorum* Lam.) o perenne (*L. perenne* L.); crece bien en otoño si se establece con suficiente antelación; tolerante al frío, de crecimiento rápido; alta tolerancia a la cal, baja tolerancia a la sequía y a la salinidad.



- Pasto de Sudán (*Sorghum* × *drummondii* (Steud.) Millsp. & Chas; Poaceae) y otras gramíneas anuales híbridas de sorgo-sudán):

Planta anual de verano de crecimiento rápido; especialmente útil para aflojar suelos compactados; forraje para el ganado; tolerante a la sequía, puede suprimir malas hierbas, grandes cantidades de biomasa, eficiente en el uso de agua y nutrientes.

Otros cultivos

Otros tipos de cultivos que pueden utilizarse son:



- Trigo sarraceno (*Fagopyrum esculentum* Moench; Polygonaceae):

Planta anual de verano; cultivo de crecimiento rápido; se puede resemebrar si las flores maduran; crece bien en suelos de baja fertilidad; puede suprimir las malas hierbas; suprime importantes patógenos de las raíces, incluidas las especies *Thielaviopsis* y *Rhizoctonia*; en muchas regiones pueden cultivarse varias cosechas de trigo sarraceno al año; tolerancia moderada a la sequía y a la sombra; bueno para la agregación del suelo; sensible al frío.



- Brásicas (incluye mostaza (por ejemplo, *Brassica juncea* (L.) Czern.; colza (*B. napus* L.); y rábano forrajero (*Raphanus sativus* L.); Brassicaceae):

Se utilizan como cultivos de cobertera de invierno o de rotación; la mostaza puede actuar como biofumigante; la colza es sensible al frío intenso; el rábano forrajero es un cultivo de crecimiento rápido a finales del verano; pueden aliviar la compactación del suelo, suprimir las malas hierbas, mejorar la MOS, reducir la lixiviación de nitratos y controlar la erosión del suelo. El rábano es sensible a altas concentraciones de Cu.

2.2.2 Selección de sistemas de cultivo.

Además de seleccionar el o los cultivos más adecuados, el diseño del sistema de cultivo apropiado (tipo de gestión y organización espacio-temporal del cultivo) es fundamental, y puede aumentar la eficiencia de la fitogestión en un área determinada. Un sistema de cultivo óptimo debe maximizar la fertilidad del suelo, promover el uso eficiente de nutrientes y agua, y mejora el rendimiento del cultivo. También puede afectar la movilidad y disponibilidad de los ET.

Los sistemas de cultivo comprenden tres componentes (Bégué et al., 2018, Figura 3):

- i) sucesión de cultivos: dicta la secuencia de cultivos a lo largo de los años (monocultivos, rotación de cultivos y barbecho),
- ii) patrones de cultivo: disposición espacial y secuencia anual
- iii) prácticas de gestión de los cultivos.



Figura 3. Esquema de los sistemas de cultivo.

La **sucesión de cultivos** dicta la secuencia de cultivos a lo largo de los años. Los tipos de sucesión de cultivos incluyen el monocultivo, la rotación de cultivos y el barbecho. El monocultivo se produce cuando un terreno se cultiva con un único cultivo durante varios años consecutivos. La rotación de cultivos es el crecimiento secuencial de diferentes cultivos en el mismo terreno en temporadas o años alternos. Las leguminosas suelen incluirse en la rotación por su capacidad de fijar N₂ (Moreira et al., 2021). En función del periodo de sucesión, las rotaciones de cultivos pueden clasificarse en rotaciones cortas (2-5 años) y rotaciones largas (> 5 años). Una rotación de cultivos interesante y común en lugares contaminados por ET es el monte bajo cultivado como cultivo energético (por ejemplo, álamos y sauces de alto rendimiento). En estos casos se necesita una alta tasa de plantación. El barbecho se refiere a las tierras cultivables que se dejan en reposo durante un periodo de tiempo que oscila entre uno y cinco o más años antes de volver a utilizarlas para el cultivo. El barbecho tiene como objetivo regenerar los recursos naturales, como el suelo y el agua, tras su explotación, y representa alrededor del 28% de las superficies cultivadas a nivel mundial (Siebert et al., 2010).

Los **patrones de cultivo** comprenden cultivos simples y múltiples. En el **monocultivo** (anual o perenne), el patrón de cultivo se refiere a la disposición espacial de un único cultivo, es decir, la orientación y el espaciado entre hileras y dentro de ellas, depende de las especies seleccionadas y de la densidad de plantas deseada. El cultivo múltiple se refiere al crecimiento de dos o más cultivos en la misma zona e incluye su secuencia anual y su disposición espacial. Comprende los cultivos secuenciales y los intercalados (intercropping). Los patrones de cultivo pueden afectar a la fitoextracción de ET del suelo porque la coexistencia de múltiples especies de plantas puede cambiar los microorganismos de la rizosfera, las actividades de las enzimas del suelo y el microambiente abiótico, y por tanto puede afectar al metal biodisponible en la rizosfera del suelo (Khan, 2005).

Un patrón de cultivo múltiple se considera una estrategia eficaz para la conservación y restauración del suelo, pero requiere una planificación exhaustiva que tenga en cuenta el tipo de suelo, el clima, los cultivos y las variedades de cultivos utilizadas, así como los índices de plantación y madurez. Los cultivos múltiples incluyen:

- i) cultivos secuenciales (cultivo de diferentes plantas de forma secuencial en la misma zona). Pueden dividirse en:
 - Cultivos de cobertera: se plantan después de un cultivo que se cosecha y se terminan antes de plantar el cultivo siguiente, por ejemplo, cultivos de invierno.
 - Doble cultivo: dos cultivos en secuencia.
 - Triple/cuádruple/(...): Cultivo con tres/cuatro o más cultivos en secuencia.
- ii) cultivos intercalados (simultáneo de varios cultivos en la misma superficie). En estos cultivos es especialmente importante seleccionar cultivos con un potencial mínimo de competencia por el espacio físico, los nutrientes, el agua o la luz solar. Las leguminosas son excelentes candidatos en los sistemas de cultivo intercalado, ya que proporcionan N e inducen la acidificación del suelo, y por lo tanto, aumentan la biodisponibilidad de P y otros elementos de otro modo inmóviles (Jensen y Hauggaard-Nielsen, 2003). Los cultivos intercalados pueden clasificarse a su vez en:
 - Cultivos intercalados mixtos: cultivo simultáneo de dos o más cultivos (incluyendo los cultivos de cobertera) sin disposición de hileras o divisiones diferenciadas.
 - Cultivos intercalados en hileras: cultivo simultáneo de dos o más cultivos en hileras.
 - Cultivos intercalados en franjas.

- Cultivo simultáneo de dos o más cultivos durante parte de su ciclo vital, es decir, plantando el segundo antes de que el primero haya sido cosechado.

Las **técnicas de gestión de cultivos** son el conjunto de técnicas utilizadas para cultivar una determinada cosecha en un terreno determinado, desde la preparación del suelo hasta las prácticas posteriores a la cosecha, pasando por la aplicación de insumos (fertilizantes, riego, pesticidas y herbicidas), la selección de variedades de cultivos, el modo de cosecha y la aplicación de la estructura agroecológica asociada a los campos.

2.2.3 Bioaumentación.

Los procesos de fitorremediación se rigen por las interacciones entre tres factores clave: el suelo, las plantas y los microorganismos.

Las plantas liberan al suelo a través de sus raíces sustancias como azúcares y aminoácidos, que crean un entorno especialmente propenso a la vida en sus proximidades, la rizosfera, zona que alberga una densidad muy elevada de microorganismos del suelo (Glick, 2010). Algunos de estos microorganismos pueden influir positivamente en el crecimiento y la salud de las plantas y modificar la biodisponibilidad de los ET o contaminantes. La presencia de ET y/o contaminantes en los suelos suele provocar cambios en la estructura de la comunidad microbiana del suelo y la selección de determinados grupos, como los microorganismos resistentes a estas condiciones adversas. Los suelos contaminados suelen tener una menor densidad y actividad microbiana, lo que se traduce en una disminución de las funciones del suelo. La bioaumentación (o bioaumentación) en zonas contaminadas puede ayudar a mitigar estos efectos negativos.

La introducción de microorganismos seleccionados (bioinóculos) puede ayudar a promover el establecimiento, el crecimiento y la salud de las plantas, pero también puede transformar los contaminantes a una forma menos tóxica o reducir su disponibilidad en el suelo. Además, la actividad microbiana es imprescindible para la funcionalidad del suelo y para restablecer los ciclos de los nutrientes. En las últimas décadas, se ha observado en numerosos estudios un efecto positivo de la bioinoculación, lo que ha confirmado la importancia del papel crucial de los microorganismos asociados a plantas en el éxito de la fitorremediación (Sessitsch et al., 2013; Afzal et al., 2014; Lenoir et al., 2016, Thijs et al., 2016, Benizri y Kidd, 2017; Deng y Cao, 2017; Feng et al., 2017, Kidd et al., 2017).

Tipos de bioinóculos

Hay dos tipos de microorganismos que destacan por ser especialmente adecuados para la aplicación de técnicas exitosas de bioaumentación en los procesos de fitogestión: i) las bacterias, concretamente las bacterias promotoras del crecimiento vegetal (PGPB); y ii) los hongos, especialmente los hongos micorrícicos. Estos organismos tienen la capacidad de modificar las funciones metabólicas de las plantas en entornos estresantes, lo que les permite soportar niveles de riesgo de contaminación (Moreira et al., 2019).

En función de su origen, los microorganismos utilizados como bioinóculos pueden ser: i) autóctonos: microorganismos recogidos en el lugar objeto de la fitogestión, cultivados *ex situ* y luego reintroducidos en mayor número después de haberlos cultivado; o ii) alóctonos: microorganismos recogidos en zonas contaminadas distintas de la que es objeto de la fitogestión, y cultivados *ex situ* para su posterior inoculación. También pueden utilizarse productos comerciales, sin embargo, es posible que éstos no cumplan los resultados esperados si su composición no incluye cepas adaptadas a concentraciones elevadas de ET o contaminantes, o con los rasgos necesarios para promover el crecimiento de las plantas.

En las técnicas de bioaumentación para la mejora de la fitogestión de suelos contaminados pueden aplicarse diferentes tipos de combinaciones de bioinóculos (figura 4).

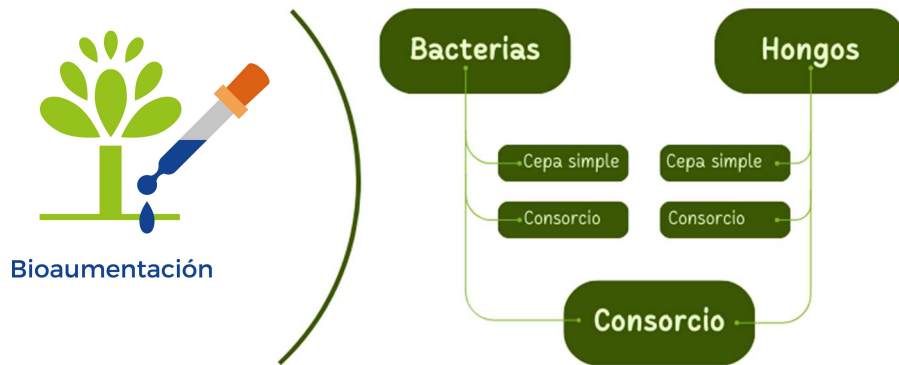


Figura 4. Combinaciones de los bioinóculos usados en las técnicas de bioaumentación.

Los **inóculos bacterianos** están compuestos principalmente por PGPB, que incluyen bacterias edáficas de vida libre (free-living bacteria) como las rizobacterias y también endófitos bacterianos. Las PGPB desempeñan un papel importante en la mejora del crecimiento y desarrollo de las plantas en condiciones de estrés a través de una serie de mecanismos directos e indirectos (figura 5; Olanrewaju et al., 2017), que pueden actuar simultánea o sucesivamente a lo largo de las diferentes etapas del ciclo de vida de las plantas huésped.

Las técnicas de fiterremediación pretenden aprovechar los efectos beneficiosos de los mecanismos por los que estas bacterias confieren una mayor tolerancia a los contaminantes o ET por parte de la planta y/o mejoran su biomasa a la vez que eliminan/capturan los contaminantes presentes en el suelo. También pueden mejorar la acumulación de contaminantes o ET en los tejidos aéreos de las plantas (fitoextracción) o reducir la movilidad/disponibilidad de los contaminantes o ET en la rizosfera (fitoestabilización) mediante la liberación de metabolitos o por reacciones bioquímicas. Se sabe que numerosas cepas de géneros bacterianos como *Arthrobacter*, *Azotobacter*, *Bacillus Pseudomonas*, *Klebsiella*, *Serratia*, etc. causan efectos notables en el crecimiento de las plantas en suelos contaminados con ET.

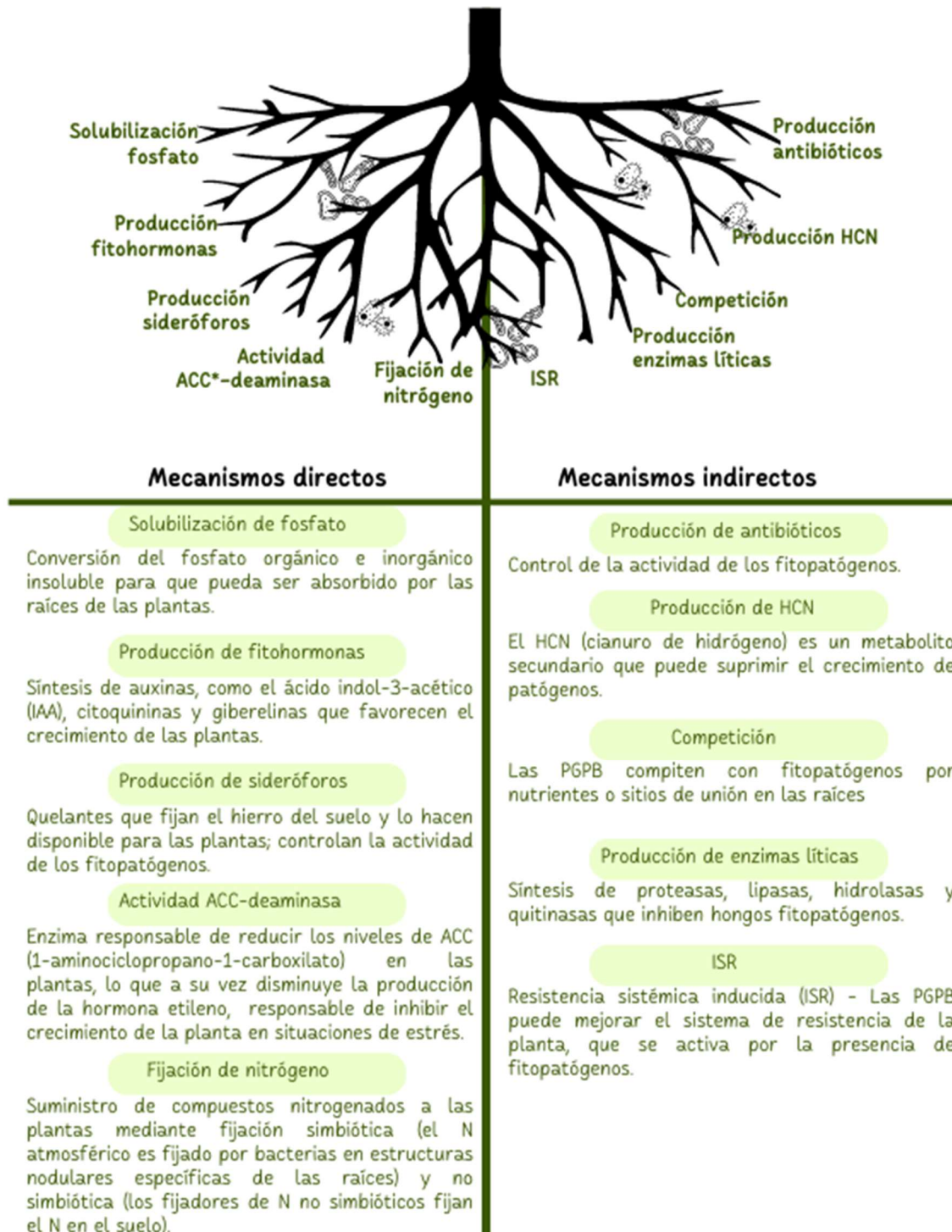


Figura 5. Mecanismos directos e indirectos que realizan las PGPB.

Otro grupo de microorganismos que ha demostrado un gran potencial para mejorar a la recuperación de zonas contaminadas son los **hongos micorrícicos**. Según su morfología, los hongos micorrícicos pueden dividirse en varios grupos, siendo los hongos micorrícicos arbusculares (AMF, por sus siglas en inglés) los más comunes. Estos últimos establecen simbiosis con el 80% de las especies vegetales, y son incapaces de completar su ciclo vital sin una planta huésped. Estos hongos forman estructuras ramificadas (arbusculos), vesículas e hifas en las células corticales de la raíz de la planta huésped, estas estructuras internas de la planta se denominan micelio intrarradical (IRM). Los AMF también extienden una red hifal (el micelio extrarradical (ERM)) (Miransari, 2011) al suelo circundante, estructura responsable de la translocación de los nutrientes a las raíces. Ambos organismos simbióticos, hongo y planta, se benefician de la asociación: la planta huésped proporciona carbono al hongo y recibe agua y nutrientes de él (Smith y Read, 2008).

Los AMF contribuyen al establecimiento y crecimiento de las plantas en zonas contaminadas mediante:

- i) La adquisición de nutrientes, especialmente P, pero también N, K, Fe y Ca a través de su micelio extrarradical.
- ii) La restricción de la propagación de patógenos.
- iii) Aliviando el estrés abiótico (por ejemplo, altos niveles de TE) mediante modificaciones de las actividades de enzimas antioxidantes.
- iv) Mejorando la captación de agua.

Los AMF también mejoran la agregación del suelo mediante la producción de una glicoproteína, glomalina, que contribuye a prevenir la erosión por agua (Smith y Read, 2008).

Los suelos muy afectados por elementos traza (ET) suelen albergar varios hongos micorrícicos arbusculares (AMF) resistentes a los metales, que son particularmente útiles para el desarrollo de las plantas en condiciones adversas (Oliveira et al., 2005; Adewole et al., 2010; Shinde et al., 2013). Su capacidad para prosperar en áreas contaminadas está vinculada a la presencia de mecanismos moleculares que han evolucionado para conferirles resistencia y supervivencia. Sin embargo, la riqueza y diversidad de los AMF en suelos contaminados por metales sigue siendo relativamente baja en comparación con la observada en sitios no afectados (Sudová et al., 2008).

Considerando los beneficios mencionados anteriormente para las plantas huéspedes y su resistencia general a la contaminación, la bioinoculación de hongos micorrícicos arbusculares ha surgido como una estrategia biotecnológica prometedora. Al igual que ocurre con los inóculos bacterianos, es probable que las especies autóctonas de AMF sean más adecuadas que las especies alóctonas para llevar a cabo la bioinoculación.

Los AMF pueden desempeñar un papel clave en la fitoestabilización al inducir la inmovilización de ET tanto en estructuras de micelio intra e interradicular. Los mecanismos involucrados en esta inmovilización incluyen: i) unión a biopolímeros (como quitina y glomalina) en la pared celular; ii) unión a la membrana plasmática; y iii) secuestro intracelular en vacuolas o a través de quelación. Además, las moléculas de glomalina producidas por las hifas de los AMF pueden actuar como secuestradores de metales (Cornejo et al., 2008).

Algunos estudios han demostrado que los AMF también promueven la fitoextracción, provocando un aumento en la translocación de metales hacia la parte aérea de las plantas. Se ha sugerido que los AMF promueven la fitoextracción cuando la concentración de metales en el suelo es baja, mientras que la fitoestabilización predomina a altas concentraciones de metales (Audet y Charest, 2006). Los hongos micorrícicos se han utilizado en estudios de fitoextracción en combinación con plantas

hiperacumuladoras, aunque solo se ha logrado establecer relaciones simbióticas con un número limitado de especies (Miransari, 2011).

La supervivencia, colonización y actividad de los AMF dependen en gran medida de factores como las propiedades fisicoquímicas de los suelos y las comunidades microbianas autóctonas.

Es necesario realizar más investigaciones (incluyendo ensayos de campo) para comprender la complejidad de las interacciones entre los AMF y las plantas huésped, y para entender de manera precisa cómo y cuándo interactúan los microorganismos con las plantas para mejorar la eficacia de las estrategias de fitorremediación.

En algunos casos puede resultar útil el uso de inóculos mixtos o **consorcios** de bacterias y hongos micorrícicos ya que pueden dar lugar a interacciones positivas que benefician a las plantas, no sólo mejorando su crecimiento, sino también promoviendo la tolerancia al estrés por contaminación (Azcón et al., 2010). Los AMF pueden aumentar la población de bacterias en el suelo promoviendo la exudación radicular, que aporta compuestos necesarios para el crecimiento bacteriano (Yusran et al., 2009). El desarrollo de los hongos micorrícicos también se ve mejorado por la presencia de PGPB, facilitando su colonización de las raíces, favoreciendo el establecimiento de las plantas y mejorando su supervivencia (Nadeem *et al.*, 2014). Por ejemplo, Vivas *et al.* (2006), demostraron la eficacia de la inoculación dual, PGPR y AMF, en *T. repens* expuesta a niveles tóxicos de Zn, induciendo la disminución de la acumulación del metal en los tejidos de la planta al tiempo que mejoraba su estado nutricional (N y P) y potenciaba la colonización por AMF. Asimismo, Azcón et al. (2010) demostraron la interacción beneficiosa entre AMF y PGPR en suelos contaminados con varios metales pesados, donde la asociación dual aumentó la biomasa de *Trifolium repens* y disminuyó la acumulación de metales. Sin embargo, las especificidades y los resultados de estas interacciones beneficiosas son diferentes entre las especies, y la misma cepa bacteriana puede reaccionar de manera diferente con diferentes especies de hongos. La coinoculación con diferentes microorganismos también puede mejorar la colonización de la rizosfera, superando los efectos negativos de la competencia con microorganismos nativos y establecidos (Bünemann et al., 2006).

Factores que afectan al bioaumentación

Una vez introducidos en el suelo, los bioinóculos se enfrentan a varios factores de estrés abióticos y bióticos que pueden reducir su eficacia. Las limitaciones abióticas incluyen el pH, la materia orgánica y el contenido en nutrientes, así como las concentraciones de contaminantes, mientras que los obstáculos bióticos están relacionados principalmente con la competencia con la comunidad microbiana autóctona, y otras interacciones competitivas con protozoos y bacteriófagos.

Es fundamental seleccionar un inóculo adecuado que favorezca el desarrollo y crecimiento de las plantas en condiciones adversas. Es conveniente realizar ensayos preliminares con las plantas objetivo antes de realizar experimentos a gran escala, ya que los microorganismos pueden tener efectos diferentes en función de la especie vegetal, las propiedades del suelo y el tipo/nivel de contaminación.

Para realizar este procedimiento de selección es necesario considerar los siguientes aspectos:

- Los **microorganismos** utilizados como bioinóculos en fitogestión se aíslan, generalmente, de lugares contaminados y se comprueban sus propiedades como promotores del crecimiento (PGP) vegetal *in vitro* antes de realizar ensayos en macetas y sobre el terreno. La selección de estas cepas microbianas, especialmente las bacterianas, a menudo se realiza en función de sus rasgos promotores del crecimiento *in vitro* en medios no contaminados (Langella et al., 2014; Sheng et al., 2012). Sin embargo, estas propiedades pueden verse alteradas en presencia de contaminantes, por lo que sería más adecuado realizarlos en presencia de estos, ya que algunas cepas bacterianas sólo presentan o activan rasgos PGP cuando se exponen al contaminante. Algunas investigaciones sugieren que la selección de cepas PGP debe basarse principalmente en la promoción del crecimiento de las plántulas bajo exposición al contaminante, ya que las pruebas *in vitro*, incluso bajo exposición a contaminantes, carecen de transferibilidad a condiciones *in vivo* (Moreira et al., 2016).
- Cuando se utiliza un **consorcio** o inóculo compuesto debe tenerse en cuenta la compatibilidad entre cepas y la ausencia de interacciones adversas. Aunque los consorcios suelen adaptarse mejor a distintos entornos, y algunas composiciones están formuladas para mejorar la interacción entre todos los microorganismos que lo componen, pueden fracasar al realizarlos en campo, por lo que es aconsejable realizar pruebas preliminares en maceta.
- Las **tasas de aplicación**, es decir, el tamaño del inóculo aplicado y su frecuencia, pueden comprometer el éxito de los ensayos de bioinoculación (Álvarez-López et al., 2016). Por ejemplo, un tamaño limitado del inóculo puede dar lugar a tasas de colonización bajas o a una escasa capacidad para competir con las poblaciones autóctonas del suelo, lo que dificulta el éxito de la interacción planta-microorganismo (Compant et al., 2010). Se han desarrollado portadores para garantizar una forma eficiente de desplegar los inóculos en las raíces de las plantas y preservar su número una vez inoculados en el suelo.
- La incorporación de microorganismos en un **soporte** o **portador** adecuado facilita su manipulación y mejora la eficacia de la colonización, esto puede mejorar aún más el crecimiento de las plantas o la acumulación/inmovilización de contaminantes, y puede ser determinante para la eficacia del proceso. Es necesario el desarrollo de soportes capaces de mantener la viabilidad de los microorganismos durante su almacenamiento.

Es crucial investigar más a fondo la relación entre los factores que intervienen en las interacciones suelo-microorganismo-planta para comprender bien estos procesos y desarrollar fórmulas innovadoras.

Selección de bioinóculos

La selección de las cepas adecuadas para su uso en técnicas para la mejora de la fitogestión es de suma importancia y comprende varias fases laboriosas y que requieren mucho tiempo, por lo que a menudo se descuidan algunas etapas. Los lugares contaminados deben ser el primer lugar donde seleccionar las cepas adecuadas, resistentes a la contaminación.

En la figura 6 se resume el procedimiento completo de selección de bioinóculos, desde el aislamiento hasta la introducción potencial en el mercado para un uso más amplio en estrategias de fitogestión.

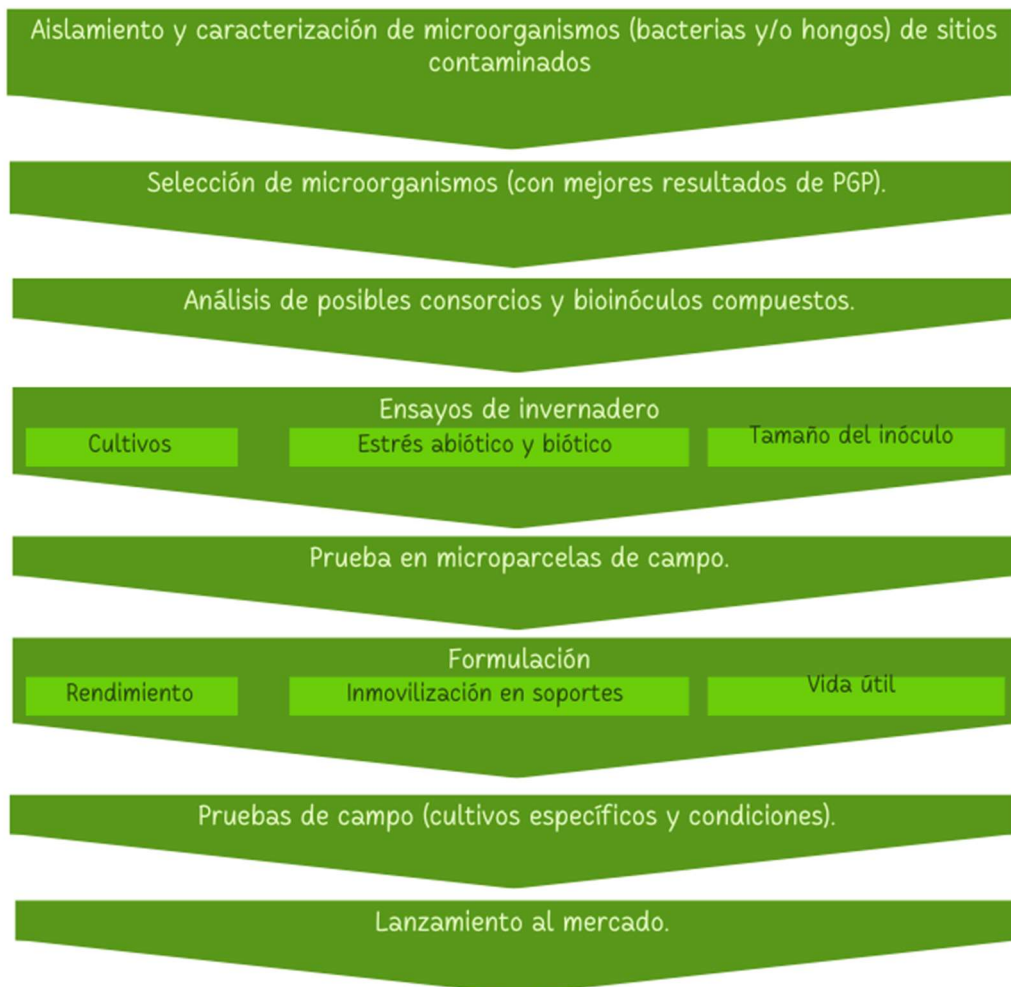


Figura 6. Proceso de selección de bioinóculos.

Tipos de formulaciones

En estudios de investigación los bioinóculos se utilizan sobre todo sin formulación. Sin embargo, las formulaciones permiten la aplicación a gran escala y mejoran la tasa de éxito del bioaumentación, ya que proporcionan un entorno adecuado para que los microorganismos se mantengan vivos e incluso aumenten su actividad cuando se inoculan en las plantas. Se necesitan formulaciones mejoradas con organismos prometedores, es decir, con eficacia demostrada en zonas contaminadas, para crear y comercializar productos capaces de mejorar el establecimiento y crecimiento de las plantas en condiciones similares, dentro de las opciones de fitogestión. Existen algunos productos comerciales en el mercado, pero falta información sobre los cultivos objetivo en zonas contaminadas. Este hecho puede dificultar el éxito de estos inóculos en estos lugares. No obstante, cuando se utilicen inóculos comerciales, deben emplearse siguiendo las especificaciones descritas en el envase y mantenerse en condiciones óptimas hasta el momento de su aplicación.

El tipo de formulaciones que pueden utilizarse es:

- Inóculos líquidos: Cultivos microbianos o compuestos microbianos modificados con sustancias que mejoran la adhesión, estabilización y capacidades surfactantes y dispersantes.
- Inóculos orgánicos: Microorganismos inoculados en turba en forma de polvo, gránulos/pellets o suspensión; también en carbón vegetal y vermicompost.
- Inóculos inorgánicos: Microorganismos mezclados con pellets de arcilla, perlita y vermiculita.
- Inóculos poliméricos: Microorganismos inmovilizados, por ejemplo, en alginato o quitosano.

Aplicación de bioinóculos

Los bioinóculos pueden aplicarse en forma líquida, granulada, purín o polvo (Bashan et al., 2014), directamente en el campo o aplicarse en el vivero de plantas, y reforzarse cuando se trasplantan al campo.

Comúnmente, se utilizan dos métodos de aplicación en la inoculación:

- i) Inoculación directa: el inóculo se coloca en contacto directo con la semilla/semillero/planta.
- ii) Inoculación indirecta: el inóculo se coloca al lado o debajo de la semilla/semillero/planta. Este método suele usarse cuando las semillas se tratan con fungicida o insecticida, y cuando se necesita una gran cantidad de inóculo para competir con la población autóctona.

La inoculación más sencilla consiste en preparar la formulación líquida y pulverizarla sobre el suelo o directamente sobre las semillas tras su colocación. En este caso, se necesita una mayor cantidad de inóculo. Las desventajas de este método incluyen la dificultad en la distribución del inóculo. La inoculación de algunas especies vegetales usadas frecuentemente en técnicas de fitorremediación y que se propagan vegetativamente también puede realizarse de forma muy eficaz por inmersión de estaquillas durante varias horas en suspensiones del bioinóculo de interés, lo que garantiza que las células microbianas van alojadas en los tejidos vegetales (Romero-Estonllo et al., 2023).

2.2.4 Enmiendas orgánicas del suelo.

Los suelos contaminados suelen ser deficientes en nutrientes, tener un bajo contenido en materia orgánica, una estructura deficiente y, en ocasiones, un pH muy ácido y/o una elevada salinidad. Las enmiendas del suelo son sustancias orgánicas y/o inorgánicas que se añaden al suelo para mejorar su calidad de cara al establecimiento y crecimiento de plantas. Las enmiendas también pueden reducir en gran medida la disponibilidad de los contaminantes para las plantas, reduciendo así la fitotoxicidad y facilitando la revegetación de lugares contaminados durante la fitoestabilización (asistida) (figura 7). La inmovilización de los elementos traza también limita la exposición de animales y humanos, y disminuye su lixiviación a las aguas superficiales y subterráneas.

La inmovilización de los elementos traza también limita la exposición de animales y humanos (figura 7), y disminuye su lixiviación a las aguas superficiales y subterráneas.

Las enmiendas comúnmente utilizadas incluyen agentes encalantes, fosfatos (H_3PO_4 , superfosfato, hidroxiapatita, roca fosfórica), oxihidróxidos de Fe/Mn, zeolitas naturales y sintéticas, cenizas ciclónicas y volantes y granalla de acero (Mench et al., 1998; Vangronsveld et al., 2000; Adriano et al., 2004; Ruttens et al., 2006b; Bolan et al., 2014), y materiales orgánicos (biosólidos, lodos o compost). Por otro lado, el trabajo realizado en los proyectos PhytoSUDOE y Phy2SUDOE del programa Interreg SUDOE ha permitido comprobar que resulta especialmente adecuado y eficaz el empleo de tecnosoles diseñados con diferentes materiales seleccionados para corregir las problemáticas específicas de un suelo contaminado o degradado (datos pendientes de publicación).

Existen numerosos estudios (tanto a escala de invernadero como de campo) que demuestran tanto la disminución de la disponibilidad de contaminantes en el suelo como la mejora en el establecimiento y crecimiento vegetal inducidas por enmiendas (Vangronsveld et al., 2009; Mench et al., 2010; Bolan et al., 2014).



Figura 7. Procesos inducidos en el suelo por la presencia de enmiendas.

Entre las enmiendas del suelo, las orgánicas son especialmente interesantes porque son productos fácilmente accesibles y de bajo coste y, además de inmovilizar potencialmente los contaminantes, presentan otros beneficios cuando se aplican a suelos contaminados:

- i) Proporcionan nutrientes esenciales, como N y P (principales factores limitantes para el crecimiento de las plantas en muchos entornos contaminados, como las escombreras de mina);
- ii) Mejoran la estructura y la aireación del suelo;
- iii) Aumentan la humedad y la capacidad de retención de agua del suelo;
- iv) Aumentan el contenido de materia orgánica del suelo y su estabilización;
- v) Restablecen las comunidades microbianas;
- vi) Aumentan el almacenamiento de carbono en el suelo;
- vii) Reducen los niveles de emisión de gases de efecto invernadero.

El N presente en las enmiendas orgánicas suele ser de liberación lenta, lo que limita su escorrentía. Además, el alto contenido de carbono orgánico proporciona una fuente de energía, lo que aumenta la actividad microbiana del suelo. El consiguiente aumento del contenido de materia orgánica también mejora las condiciones físicas del suelo. La inmovilización de contaminantes por el uso de enmiendas orgánicas se debe principalmente a la presencia de ácidos húmicos (Alvarenga et al., 2014). Sin embargo, estos efectos de inmovilización dependen de la naturaleza de la MO, y del tipo de suelo y elementos particulares de que se trate (Clemente et al., 2005; Ruttens et al., 2006a; Goecke et al., 2011; Kumpiene et al., 2011; Lagomarsino et al., 2011). Aunque el efecto más ampliamente descrito de las adiciones de materia orgánica sobre la movilidad de los ET es su inmovilización, algunos estudios también han mostrado una mayor solubilización de ET (Almås et al., 1999; Clemente y Bernal, 2006; Tandy et al., 2009). A medida que la materia orgánica se descompone, aumenta la liberación de ácidos orgánicos, por lo que el efecto de las enmiendas puede empezar a revertirse con un aumento concurrente de la disponibilidad de ET (Lwin et al., 2018). Por ello, es recomendable el uso de enmiendas orgánicas con una baja tasa de mineralización dentro de un rango de pH neutro para evitar la liberación de ET y reducir su absorción y bioacumulación en las plantas (Blake y Goulding, 2002). Por lo tanto, la monitorización es un elemento clave para la sostenibilidad y el (auto)mantenimiento de las técnicas de fitoestabilización (Tisch et al., 2000).

Muchos lugares contaminados, en los que la baja fertilidad y la mala estructura del suelo/sustrato impiden el establecimiento de plantas, sólo pueden revitalizarse mediante el uso de enmiendas orgánicas. el uso de subproductos o residuos orgánicos como fuente de materia orgánica además de mejorar las propiedades fisicoquímicas y biológicas del suelo, también ofrece una alternativa para reciclar dichos residuos.

Las enmiendas orgánicas más lábiles (por ejemplo, biosólidos y estiércol de ganado) no se retienen en el suelo durante largos períodos de tiempo, mostrando un efecto rápido pero temporal en las propiedades del suelo. Mientras que las enmiendas más recalcitrantes, como la biomasa leñosa, son menos lábiles y muestran un efecto menor, pero de mayor duración en las propiedades del suelo.

Tipos de enmiendas orgánicas

Existen varias categorías de enmiendas orgánicas que se pueden utilizar en áreas contaminadas. La aplicación de varias enmiendas puede tener efectos positivos adicionales en los enfoques de fitoremediación en comparación con la aplicación de un solo tipo de enmienda.

Las enmiendas orgánicas incluyen lodos de depuradora, compost verde, estiércol y biochar:

Los **lodos de depuradora** son subproductos orgánicos sólidos producidos durante los procesos de tratamiento de aguas residuales municipales. Estas enmiendas de bajo coste suelen estar bien caracterizadas, pero varían según las fuentes de entrada. Los biosólidos presentan alto contenido de materia orgánica, alta disponibilidad de nutrientes y propiedades alcalinizantes. Sin embargo, el uso de biosólidos implica algunos riesgos por posibles problemas asociados con el alto contenido de nitrógeno y fósforo, alta conductividad eléctrica, presencia de metales y ciertos xenobióticos (como antibióticos o pesticidas), o compuestos fitotóxicos. Por lo tanto, se recomienda el monitoreo y control de calidad de estos residuos orgánicos antes de su aplicación. Los residuos orgánicos compostados presentan una alta proporción de materia orgánica humificada que disminuye la movilidad de los metales mediante su unión a sitios de intercambio, adsorción y formación de complejos orgánico-metal estables (Soler-Rovira et al., 2010). Se han demostrado muchos efectos positivos del uso de compost de residuos orgánicos sobre el crecimiento y la salud de las plantas en sitios contaminados con ET, principalmente debido a su efecto alcalinizante, reducción de la movilidad de los ET y el suministro de nutrientes (Becerra-Castro et al., 2018). La enmienda de escombreras de mina de Cu altamente ácidas con lodos de depuradora compostados permitió el establecimiento de un sistema SRC y una cubierta herbácea debido a la fuerte reducción de la acidez del suelo, de la biodisponibilidad de Cu y el aporte de materia orgánica y nutrientes. Además, se estimuló la actividad microbiana y se produjo el establecimiento de ciclos biogeoquímicos vitales (Touceda-González et al., 2017). Sin embargo, la aplicación de biosólidos compostados puede estar limitada por su carga alta de nutrientes (por ejemplo, nitrato y amoníaco) y problemas ocasionados por los olores que desprenden.

Aunque los niveles de ET, contaminantes orgánicos y antibióticos han disminuido en este tipo de biosólidos en la última década, debido a nuevas metodologías de tratamiento biotecnológico, la presencia de estos compuestos sigue siendo una seria desventaja para su uso. También se pueden encontrar informes de movilización indeseada de Cu o As en el suelo y lixiviación de nutrientes (Becerra-Castro et al., 2018).

Los **compost verdes** son materiales orgánicos descompuestos aeróbicamente, como residuos de jardín y desechos de alimentos. La composición del compost varía mucho, pero tiende a tener un contenido de N más bajo que los biosólidos o los estiércoles. Estas enmiendas orgánicas también se aplican en los suelos para reducir la disponibilidad de contaminantes. Por ejemplo, en suelos calcáreos contaminados, la aplicación de compost de residuos verdes redujo la absorción de Cu, Pb y Zn en Berro Griego en un 21%, 54% y 16%, respectivamente (Van Herwijnen et al., 2007). Además, la aplicación del compost redujo de forma efectiva la toxicidad de Cd en el trigo en más del 50 % al disminuir su absorción, mejorando así el crecimiento del trigo (Liu et al., 2009). Sin embargo, el efecto de las enmiendas orgánicas compostadas en la movilidad y biodisponibilidad de ET en los suelos depende del tipo de suelo, del ET específico y de las características de la enmienda (CE, CIC, pH y grado de humificación) (Walker et al., 2004). Además, la alta conductividad eléctrica de algunos compost puede llevar a un aumento de la salinidad del suelo (Schulz y Glaser, 2012).

Los **estiércoles** de ganado son otra fuente importante de enmiendas orgánicas. La variabilidad de sus características, como la humedad, el contenido de nutrientes y la estabilidad (grado de descomposición de la materia orgánica), depende de factores como el tipo y atributos del animal, el tipo de alimentación, la temporada y el almacenamiento. El contenido de N en los estiércoles generalmente está fácilmente disponible para las plantas y no persiste en el suelo como el nitrógeno de los lodos de depuradora. Se recomienda compostar los estiércoles de ganado para aumentar la estabilidad de la materia orgánica y disminuir los patógenos, como *E. coli*, *Salmonella* sp. y *Listeria* sp. El uso de estiércol disminuyó la concentración de Cu, Zn y Pb en *Chenopodium album* L. en comparación con plantas cultivadas tanto en suelo de control como en suelo con compost (Walker et al., 2004).

El **biochar** es una enmienda de uso reciente en suelos contaminados (Graber y Elad, 2013; Lomaglio et al., 2018). Es un producto rico en carbono que se obtiene por pirólisis de materia orgánica (Nartey y Zhao, 2014). La materia prima y los ajustes de pirólisis (por ejemplo, temperatura, tiempo de residencia, presión) afectan a las propiedades fisicoquímicas del biochar, como estructura, área superficial y superficie cargada, lo que a su vez afecta a la capacidad del biochar para adsorber ET (Nartey y Zhao, 2014; Sizmur et al., 2017). El biochar se ha utilizado principalmente en procesos de fitoestabilización (Bolan et al., 2011; Tang et al., 2013; Sun et al., 2018), debido a su capacidad para adsorber metales, reduciendo su concentración en el suelo y su posterior biodisponibilidad (Nartey y Zhao, 2014). Los grupos funcionales específicos ubicados en la superficie del biochar (por ejemplo, grupos que contienen oxígeno, -OH) pueden establecer conexiones fuertes con los metales mediante intercambio iónico, atracción electrostática y formación de complejos en la superficie (Li et al., 2017). El biochar también puede aumentar el pH del suelo, la capacidad de retención de agua y el contenido de nutrientes, lo que influye positivamente en las comunidades y la actividad microbianas del suelo (Tang et al., 2013). El establecimiento de una relación cooperativa con la microbiota del suelo, al proporcionarles un entorno del suelo más favorable, proporcionará una liberación gradual de nutrientes que ayudará al desarrollo de las plantas (Sun et al., 2018). Se estudió biochar de diferentes tamaños de partícula con *S. viminalis* en un suelo muy contaminado con As y Pb (Lebrun et al., 2018), los resultados mostraron que *S. viminalis* no pudo crecer sin la adición de biochar y los metales se acumularon principalmente en las raíces, lo que muestra su potencial para la fitoestabilización.

Elección de enmiendas

La elección de la enmienda adecuada para aplicar en suelos contaminados depende de varios factores:

1. Características del suelo (físicas y químicas).
2. Objetivos previstos para terreno (inmovilización contaminantes y/o establecimiento/crecimiento vegetal).
3. Posibles pérdidas por escorrentía de contaminantes, patógenos y nutrientes.
4. Composición, estabilidad y madurez de la enmienda.
5. Disponibilidad y costes (incluido el transporte).
6. Contenido de sales y pH de la enmienda.
7. Presencia de patógenos y semillas de maleza.
8. Contenido de metales y/o contaminantes.

Las enmiendas orgánicas fácilmente biodisponibles (por ejemplo, biosólidos y estiércol de ganado) no se retienen durante largos períodos de tiempo en el suelo, mostrando un efecto rápido pero temporal en las propiedades del suelo.

Las enmiendas más recalcitrantes, como la biomasa leñosa, son menos lábiles y muestran un efecto más pequeño, pero de mayor duración en las propiedades del suelo.

Tasa de aplicación

Las tasas de aplicación adecuadas dependen de las especificidades del sitio contaminado, pero generalmente son más altas que las aplicadas en las prácticas agrícolas. Por lo general, en las técnicas de fitogestión se realiza una sola aplicación de alta carga en la implementación del sitio, lo que ayuda al establecimiento inicial de las plantas.

Se pueden utilizar algunos parámetros para determinar la tasa de aplicación adecuada en suelos contaminados:

Evaluación de la MOS

Se puede evaluar la cantidad de MO en un suelo sano cercano y utilizar los valores como referencia. Debe tenerse en cuenta que una parte significativa de la MO aplicada se descompondrá en dióxido de carbono y agua en un tiempo relativamente corto, por lo que debe añadirse una cantidad mayor para compensar la rápida descomposición inicial.

Aplicación de tasas utilizadas en sitios similares

Pueden examinarse las tasas que se han utilizado en lugares similares y aplicar unas parecidas.

Análisis de laboratorio

Los análisis en laboratorio pueden ayudar definir la cantidad de enmiendas orgánicas que debe añadirse a un determinado suelo, teniendo en cuenta el análisis del suelo (CIC, pH) y las características de las enmiendas.

Objetivos

Es importante tener en cuenta los objetivos deseados, se requieren mayores tasas de aplicación de enmiendas del suelo para restauración del suelo que simplemente mejorar un suelo dañado.

Normativa

El uso de enmiendas del suelo está regulado en muchos países, con el fin de proteger contra la lixiviación excesiva de N a las aguas subterráneas y, al mismo tiempo, garantizar el éxito de la revegetación.

3. Seguimiento de la fitogestión: Evaluación y detección de problemas.

Cuantificar el grado de recuperación y/o ampliación de las funciones y servicios ecosistémicos de un suelo durante o después de la fitogestión es clave para evaluar el éxito de las distintas alternativas y escalar las más adecuadas. Si tenemos en cuenta que las funciones del suelo son propiedades integrales que surgen de interacciones complejas entre los procesos físicos, químicos y biológicos, en función de múltiples factores, podemos entender que su evaluación y cuantificación es una tarea difícil. Las funciones del suelo y los servicios aportados no pueden medirse directamente, por lo que se recurre a la medida de propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo para cuantificar el cumplimiento de las funciones del suelo relacionadas con objetivos específicos. Estas propiedades son utilizadas como indicadores (directos o indirectos) de las funciones del suelo y clásicamente se agrupan bajo el término de indicadores de calidad del suelo. La selección de los indicadores de calidad del suelo adecuados es uno de los pasos más importantes para evaluar el éxito de las estrategias de fitogestión.

Para evaluar la calidad del suelo, lo ideal sería tener valores de referencia objetivo, que fueran universales. Sin embargo, esto no es posible, ya que el material de partida del suelo, el clima, la topografía, la hidrología, la actividad biológica y el tiempo, entre otros factores, influyen directamente en las propiedades del suelo y su evolución.

También debemos tener en cuenta que las condiciones climáticas plantean una limitación crucial y obvia para el éxito de la fitogestión. La temperatura controla la transpiración, la química del agua, el crecimiento y el metabolismo de las plantas y, por tanto, afecta directamente la absorción de contaminantes y a su destino dentro de la planta y otros compartimentos del ecosistema (Bhargava et al., 2012). La humedad del suelo afecta tanto al crecimiento vegetal como el transporte de contaminantes en el suelo. La sequía prolongada induce el estrés, lo que aumenta la sensibilidad de las plantas a los patógenos o herbívoros y, lo que es más importante, reduce el crecimiento de las plantas, con implicaciones negativas en el éxito de la fitorremediación. Otros problemas específicos del sitio se refieren a áreas de minería y suelos arenosos donde los suelos a menudo se caracterizan por una baja capacidad de retención de agua (Kidd et al., 2015).

Teniendo en cuenta las características de cada emplazamiento, en Phy2SUDOE se diseñó un Plan de Monitorización de los parámetros edáficos y biológicos que permite evaluar la evolución del emplazamiento y los beneficios aportados por la fitogestión a lo largo del tiempo, así como corregir las desviaciones detectadas (figura 8; Producto 1.1: Guía técnica avanzada de herramientas para la monitorización a largo plazo de espacios fitogestionados).



Figura 8. Pasos a seguir en el seguimiento de los procesos de fitogestión.

4. Casos de fitogestión de la red PhytoSUDOE

Como se ha mencionado, el objetivo del proyecto PhytoSUDOE fue demostrar el beneficio ambiental, económico y social generado a través de la implementación de fitotecnologías en sitios degradados/contaminados. Para ello, se estableció una red transnacional de emplazamientos contaminados y fitogestionados, distribuidos en áreas degradadas de Portugal, España y Francia (Red PhytoSUDOE), que han sido monitorizados y evaluados a lo largo del desarrollo del proyecto Phy2SUDOE. Esta red se ha ampliado mediante la incorporación de ocho nuevos emplazamientos en el área SUDOE, para diversificar la casuística de condiciones edáfoclimáticas, tipos de contaminación/degradación y objetivos de fitogestión (figura 9). A continuación, se presentan los principales resultados a largo plazo (hasta 15 años), obtenidos en los siete emplazamientos originales. En el producto 2.2 se presentan, además, los resultados de los nuevos emplazamientos.

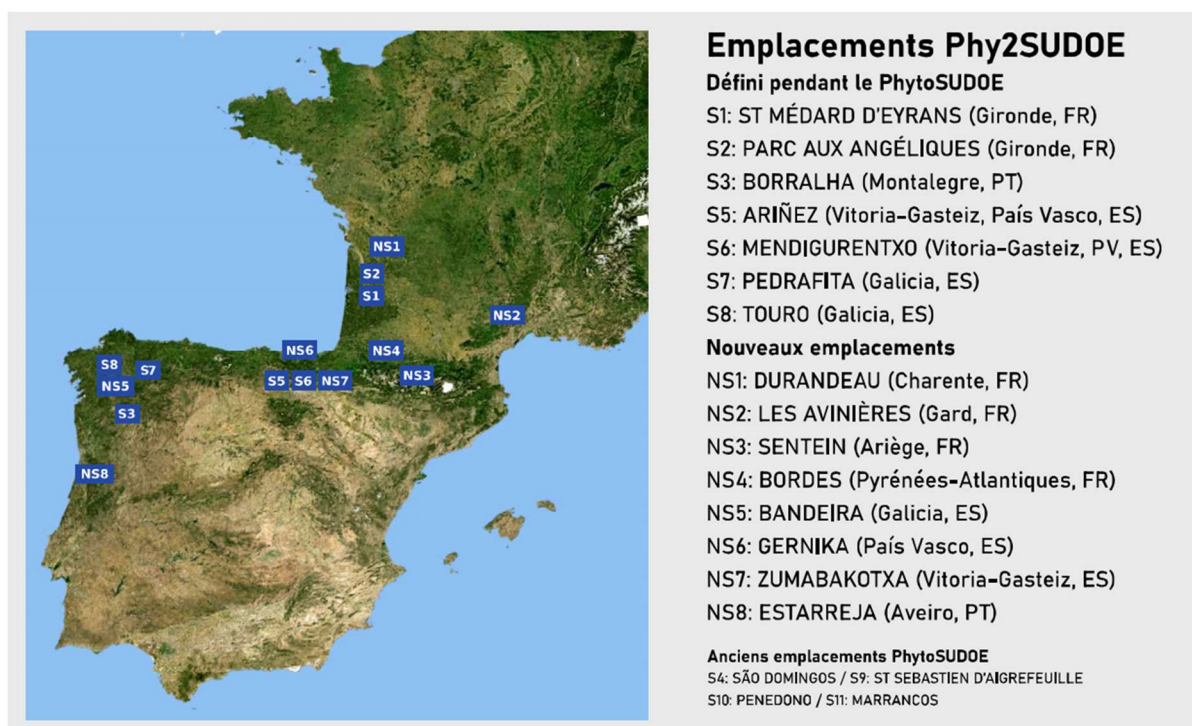


Figura 9. Mapa de localización de los emplazamientos de la red PhytoSUDOE.

Emplazamiento S1 - St-Médard d'Eyrans

Projet Phy2SUDOE
Promouvoir des stratégies innovantes de phytomanagement dans les zones contaminées du sud-ouest de l'Europe

L'objectif global de Phy2SUDOE est de faire progresser la gestion et la restauration d'espaces dégradés grâce aux nouvelles techniques de phytomanagement qui favorisent la biodiversité, améliorent la fonctionnalité globale des écosystèmes et permettent une utilisation durable des ressources.

Date de début: 01/11/2020
Durée du projet: 30 mois

Date de fin: 30/04/2023
Financement FEDER: 838,424,25 €

Emplacements Phy2SUDOE
Diffus pendant le Phy2SUDOE:
S1: ST-MÉDARD D'EYRANS (France, FR)
S2: ST-PAUL-AUX-ANGES (France, FR)
S3: BORDALUA (Espagne, ES)
S4: ABERGEL (Espagne-Portugal, PT, ES)
S5: MENDESURTO (Portugal, PT)
S6: PEDRAFITA (Espagne, ES)
S7: TORO (Espagne, ES)

Nouveaux emplacements
S8: OURNANDEU (France, FR)
S9: LES ANIÈRES (France, FR)
S10: BENTEN (France, FR)
S11: BOBES (France-Portugal, PT, FR)
S12: BANDERA (Espagne, ES)
S13: GERRA (France, FR)
S14: ZUMARRITZA (France-Portugal, FR, ES)
S15: ESTABREJA (France, FR)
S16: ANTOIN (France, FR)
S17: SAINTE-EMME (France, FR)
S18: SAINTE-EMME (France, FR)

Partenaires
1 IBERIA (entidad pública de Investigación y Desarrollo Agrario, S.A. (España))
2 Agencia Estatal Consejo Superior de Investigaciones Científicas, IAG-CISC (España)
3 Universidad de Santiago de Compostela, USC (España)
4 Universidad del País Vasco/Educa EHU (España)
5 Centro de Estudios Ambientales de Vila-real-Geneco, CEA (España)
6 Institut National de Recherche pour l'Agriculture, Alimentation et l'Environnement, INRAE (France)
7 Département de la Charente (France)
8 Fundação do Ambiente (Portugal)
9 Universidade Católica Portuguesa, UCP-CRQ-ED (Portugal)
10 Universidade de Lisboa (Portugal)

Le projet Phy2SUDOE (SOE4/P5/E1021) est soutenu par le Fonds européen de développement régional (Commission européenne) par le biais du programme V Interreg Sudoe.

St-Médard d'Eyrans Emplacement S1

St-Médard d'Eyrans est un site de préservation du bois (10 ha) qui date de 1846. Il est utilisé depuis pour traiter des traverses, planches, piquets et poteaux électriques, et les stocker (séchage après imprégnation).

De la créosote et divers sels de cuivre (i.e. sulfate, arséniate de cuivre chromaté, hydroxycarbonates additionnés de chlorure de benzylalkonium, puis de tébuconazole et acide borique) ont été successivement employés pour préserver ces bois. Aucun bois traité n'a été stocké sur la zone d'essai depuis au moins 2003. Le sol de Graves' est développé sur une terrasse alluviale. Sa texture est sableuse (86% de sable, avec 1.3% de matière organique, C/N 16, pH neutre (7) et une faible capacité d'échange cationique). L'horizon de sol en surface présente un excès de cuivre issu du lessivage des bois traités par les pluies, avec une forte variabilité spatiale qui module les impacts sur les communautés végétales et animales. La concentration en Cu diminue rapidement dans le profil du sol. Une grande zone (6 ha) est en friche; 2 ha restent en activité (préservation de bois; construction de charpentes métalliques et maisons à ossature bois; stockage de constructions modulaires).

91 espèces végétales sont présentes sur ce site, certaines rares et à préserver. Les systèmes de phytomanagement évalués sont des taillis à cycle court (peuplier & saules), des lignes en plantation (pin sylvestre et peupliers), des cultures annuelles (ex : tournesol), des graminées pérennes (ex : Miscanthus, agrostides), des légumineuses en cultures intercalaires (ex : trèfle blanc). Les amendements du sol testés sont des composts, biochar, oxydes de fer et produits alcalins. Les essais mis en place sur le terrain sont prolongés par le projet Phy2SUDOE afin d'évaluer à long-terme l'amélioration des fonctions écologiques du sol et des services sous-jacents. L'exposition des plantes au Cu a diminué, notamment de -75%, sous la rotation tournesol / tabac (phytoextraction). La teneur en matière organique du sol, la séquestration du carbone, la fertilité du sol et la diversité des communautés microbiennes et végétales ont augmenté. Les biomasses produites ne sont pas contaminées et peuvent être valorisées par les filières de la bioéconomie.

Actions pendant la phy2SUDOE:

Actions de suivi

- Suivi des performances des cultures et communautés végétales: taux de couverture du sol, production de biomasse, composition, etc.
- Suivi de la remédiation des fonctions biologiques du sol: diversité de la communauté microbienne, etc.
- Suivi de l'évolution des propriétés physico-chimiques des sols, des pools labiles de contaminants et de leur biodisponibilité.

Actions d'entretien

- Travail du sol des parcelles cultivées en cultures annuelles.
- Désherbage et fertilisation minérale: fractionnement pour éviter le lessivage de l'azote.
- Protection des plantules annuelles contre l'herbivorie; entretien des clôtures.
- Semis ou repiquage de cultures annuelles à haut rendement; paillage des sols et arrosage selon les conditions climatiques.
- Coupe des herbacées pérennes et des taillis à courte rotation, selon les conditions climatiques et la croissance des arbres.

Qu'est ce que le phytomanagement

Le phytomanagement utilise des plantes et leurs micro-organismes associés pour remédier les fonctions écologiques de sols contaminés et produire des biomasses valorisables. Ces processus naturels aboutissent à l'immobilisation ou la mobilisation des contaminants inorganiques et la dégradation des contaminants organiques.

Phytoextraction

Phytovolatilisation

Phytostabilisation

Rhizodégradation

Amendements

Bioaugmentation

Taillis à cycle court - Plantations

Cultures agricoles

Systèmes agroforestiers

Suivez le projet sur les réseaux

www.phy2sode.eu
 www.inter.com/phy2sode
 www.facebook.com/phy2sode

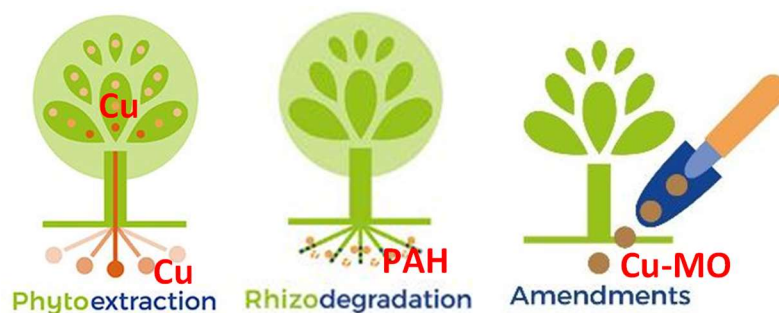
Descripción del sitio

- Tipo de área degradada: Terreno industrial
- Principales contaminantes: Cu/PAHs
- La instalación industrial data de 1846
- Superficie total: 10 ha
- Actividad principal: conservar y almacenar maderas, postes y postes de servicios públicos
- Actividad restante en 1 ha





Fitotecnología aplicada



Fitogestión de suelos contaminados con Cu/PAH

Cultivos alto rendimiento	Girasol (<i>Helianthus annuus</i>), tabaco (<i>Nicotiana tabacum</i>), cáñamo (<i>Cannabis sativa</i>), mostaza mediterránea (<i>Hirschfeldia incana</i>), cebada (<i>Hordeum vulgare</i>).
Herbáceas perennes	Miscanto (<i>Miscanthus</i> sp.), Vetiver (<i>Vetiveria zizanioides</i> (L.) Nash, syn. <i>Chrysopogon zizanioides</i> (L.) Roberty).
Cultivos intercalados	Árboles: Alfalfa (<i>Medicago sativa</i>) sembrada en hileras; Arbusto índigo falso plantado en rodal mixto
Cultivos de invierno	Trébol blanco, facelia.
Leñosas de ciclo corto	Sauces (<i>Salix</i> sp.), chopos (<i>Populus nigra</i>).
Bioinoculación	Inoculación de árboles (bacterias endófitas y/o hongos ectomicorrízicos)

Diseño experimental

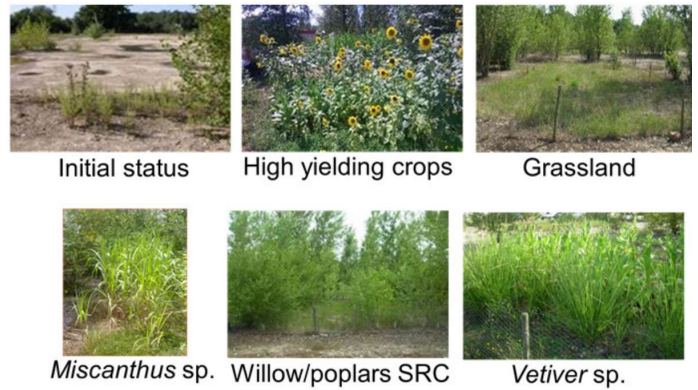
- Unt: no tratado (sólo NPK)
- OMDL: compost (5%)+ caliza (0.2%)
- OM2DL: OMDL + compost (5%)-2013
- GW: compost vegetal (5%, 2013)
- CAR: escorias básicas (1%, Carmeuse)

PLD: **escorias básicas** (1%, acero industrial fortificado P)

Biodegradation

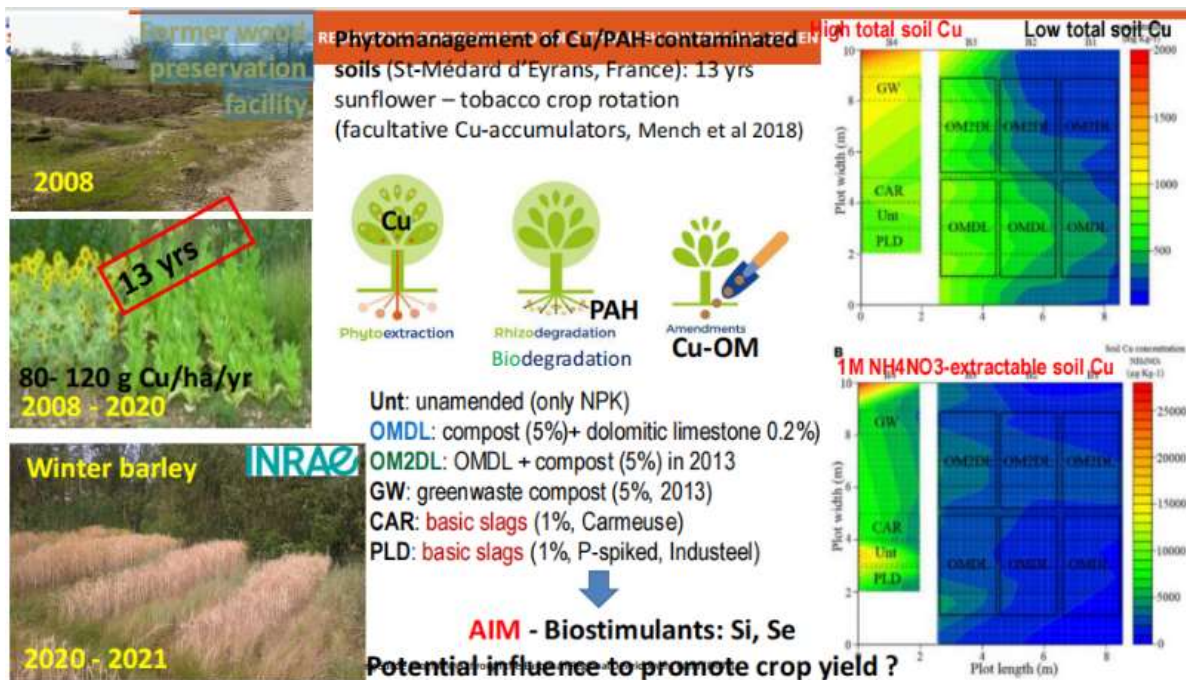
Cu - Cu-OM - PAH

AIM - Biostimulants: Si, Se



Principales resultados observados

- Incremento de la materia orgánica del suelo y secuestro de carbono.
- Aumento de la capacidad de retención de agua y capacidad de intercambio catiónico del suelo.
- Aumento de la diversidad estructural y funcional de comunidades microbianas.
- Aumento de la adsorción de Cu debido a la enmienda con compost, solo y combinado con caliza dolomítica o virutas de hierro; reducción de la biodisponibilidad de Cu.
- Producción de biomasa vegetal; resiliencia de *Miscanthus sp.*, *Vetiver sp.*, álamos y sauces a la larga sequía estival por estrés climático.
- Efecto beneficioso de los hongos ectomicorrízicos.
- Incremento de la diversidad de mesofauna e insectos.



Emplazamiento S2 – Chaban-Delmas

Interreg Sudoe
Phy2SUDOE

Projet Phy2SUDOE
Promouvoir des stratégies innovantes de phytomanagement dans les zones contaminées du sud-ouest de l'Europe

L'objectif global de Phy2SUDOE est de faire progresser la gestion et la restauration d'espaces dégradés grâce aux nouvelles techniques de phytomanagement qui favorisent la biodiversité, améliorent la fonctionnalité globale des écosystèmes et permettent une utilisation durable des ressources.

Date de début: 01/11/2020
Durée du projet: 30 mois

Date de fin: 30/04/2023
Financement FEDER: 838.424,25 €

Emplacements Phy2SUDOE

Détails par pays:

- FR: S2: SUD-OUEST (France)
- ES: S1: PARC AUX ANGÉLIQUES (France)
- PT: S3: BORDAÇA (Portugal)
- ES: S4: ARRIZ (Espagne)
- ES: S5: MENDIQUENTIN (Espagne)
- ES: S6: MENDIQUENTIN (Espagne)
- ES: S7: MENDIQUENTIN (Espagne)
- ES: S8: TOURS (Espagne)

Partenaires

- 1 NERKER Institute Vasco de Investigación y Desarrollo Agrario, S.A. (Espagne)
- 2 Agencia Estatal Consejo Superior de Investigaciones Científicas, BAS-CIC (Espagne)
- 3 Universidad de Santiago de Compostela, USC (Espagne)
- 4 Universidad del País Vasco/Euskal Herriko Unibertsitatea, UP/EHU (Espagne)
- 5 Centro de Estudios Ambientales de Vitoria-Gasteiz, CEA (España)
- 6 Institut National de Recherche pour l'Agriculture, l'Élevage et l'Environnement, INRAE (France)
- 7 Département de la Charente (France)
- 8 Faculdade de Engenharia (Portugal)
- 9 Universidade Católica Portuguesa, UCP-CNP-ESB (Portugal)
- 10 CloverStrategy Lda (Portugal)

Le projet Phy2SUDOE (SOE4/P5/E1021) est soutenu par le Fonds européen de développement régional (Commission européenne) par le biais du programme V Interreg Sudoe.

Parc aux Angéliques Emplacement S2

Cette ancienne friche urbaine fait partie du **Parc aux Angéliques** qui bordera la rive droite de la Garonne, offrant des zones de détente et accroissant la biodiversité et la connectivité (corridor vert). Le sol développé au-dessus des remblais a une texture sableuse, marquée par l'héritage des anciennes activités industrielles et portuaires.

Le phytomanagement utilise l'assemblage de végétaux et de microorganismes, aidé si besoin par l'amendement du sol, pour à la fois produire une biomasse valorisable ou d'intérêt écologique, diminuer progressivement l'exposition aux contaminants et améliorer les fonctions écologiques du sol et les services écosystémiques sous-jacents. C'est une solution de remédiation moins invasive et moins coûteuse que l'excavation des terres et leur mise en décharge, plus respectueuse de l'environnement et intégrée à la Bioéconomie.

Les systèmes de phytomanagement évalués sur ce site par le projet Phy2SUDOE sont des ligneux en

plantation (ex: peuplier noir), des graminées pérennes (ex: raygrass, fétuques, avoines) associées à des légumineuses (ex: luzerne) (phytostabilisation et biodégradation). Les amendements du sol testés sont du compost et biochar. La luzerne a initié un couvert végétal, sain, sans exposition des herbivores et insectes à des contaminants, qui se diversifie avec le temps (36 à 72 espèces végétales selon les saisons et zones). Il évite l'envol de poussière et favorise la biodégradation des composés organiques.

Les diversités structurelle et fonctionnelle des communautés végétales et microbiennes du sol sont évaluées. La diversité de la mésofaune du sol est aussi étudiée. En 2020, 2 essais ont été installés pour étudier la trajectoire de la communauté végétale et l'augmentation de la biomasse sous l'influence d'amendements organiques (compost combiné ou non à un biochar) ou d'une fertilisation foliaire.

Actions pendant le projet phy2SUDOE:

Actions de suivi

- Biomasse des végétaux des parcelles: coupes annuelles à la fin du printemps et de l'automne.
- Broyage et analyse des végétaux.
- Mesures de l'indice de surface foliaire.
- Imagerie par drone.
- Suivi des métaux extractibles du sol.
- Suivi des insectes à la surface du sol.

Actions d'entretien

- Arrosage: selon les conditions climatiques (sècheresse estivale).
- Taille et replantation des arbres.
- Entretien de la clôture.

Qu'est ce que le phytomanagement

Le phytomanagement utilise des plantes et leurs micro-organismes associés pour remédier et produire des biomasses valorisables. Ces processus naturels aboutissent à l'immobilisation ou la mobilisation des contaminants inorganiques et la dégradation des contaminants organiques.



Phytoextraction



Phytovolatilisation



Phytostabilisation



Rhizodégradation



Amendements



Bioaugmentation



Tailles à cycle court - Plantations



Cultures agricoles



Systèmes agroforestiers

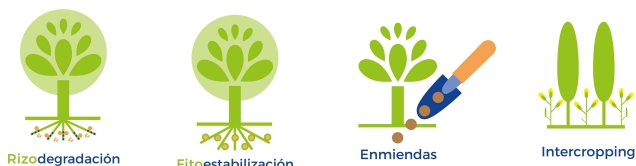


Descripción del sitio

- Tipo de área degradada: Terreno industrial
- Principales contaminantes: metales(loides)/PAH/ hidrocarburos alifáticos
- Antiguo puerto que ahora forma parte del Parc aux Angéliques, que bordea la orilla derecha del Garona.
- Actividad principal: parque urbano



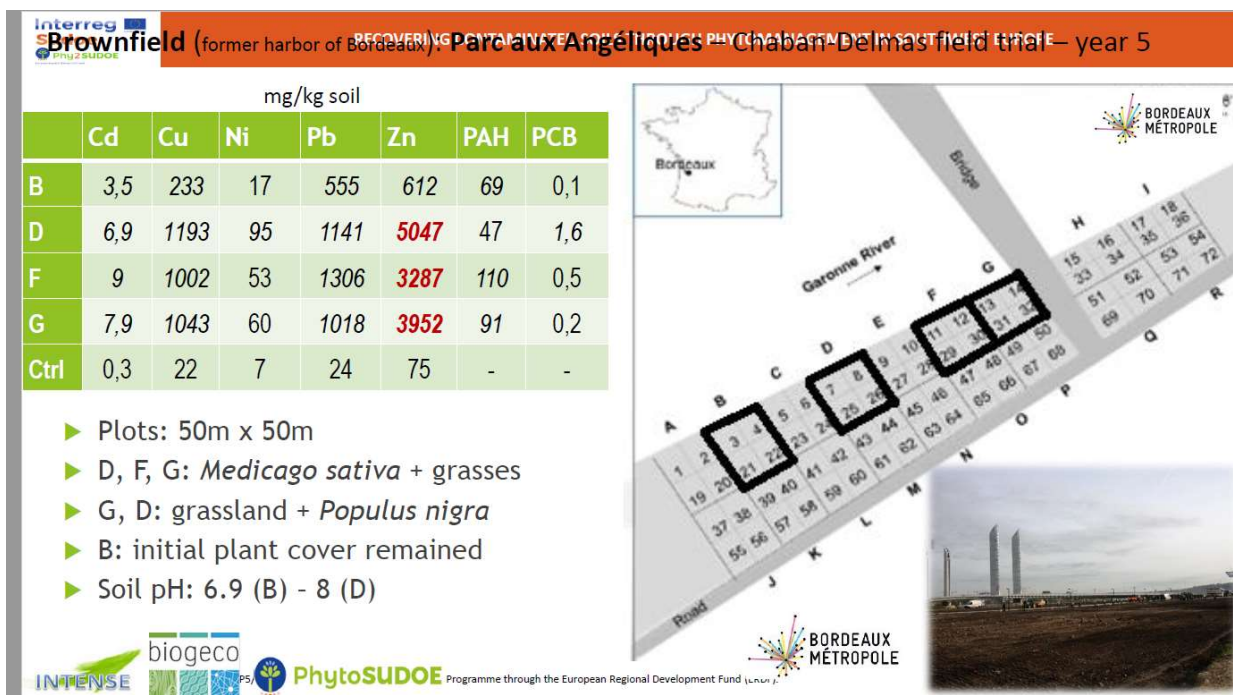
Fitotecnología aplicada



Contaminantes	Metales(loides)/PAH/ hidrocarburos alifáticos
Número de parcelas	36
Cultivos	Praderas con chopos
Tratamientos	No tratado; fertilización foliar con Si/Se; enmiendas orgánicas: compost y biochar.

Principales resultados observados

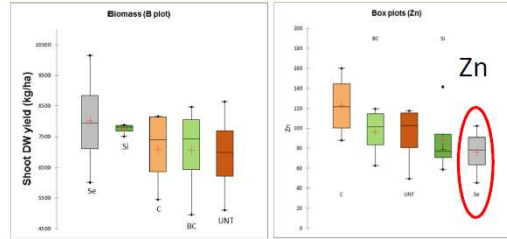
- Incremento de la materia orgánica del suelo y secuestro de carbono
- Aumento de la diversidad estructural y funcional de comunidades microbianas
- Reducción de la biodisponibilidad de metales(loides) en el suelo.
- Reducción de la fitotoxicidad del suelo a pesar de la elevada contaminación.
- No hay disminución significativa de las concentraciones de PAh en el suelo.
- Producción de biomasa vegetal.
- Incremento de la diversidad de mesofauna e insectos
- Competencia de herbáceas y chopos por el agua durante la sequía estival; necesidades de riego del chopo.



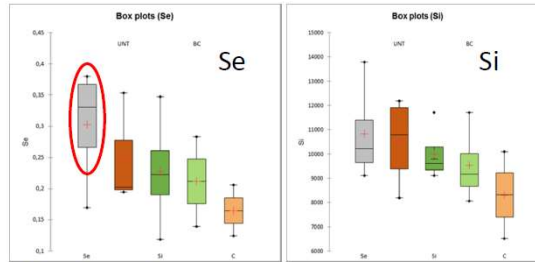
S2: Parc aux Angéliques / Chaban-Delmas

Shoot DW yield: treatments did not differ

Foliar Se fertilization increased shoot Se concentration and slightly reduced shoot Cd and Zn concentration



Shoot DW yield and Zn conc. in the hay



Shoot Se and Si concentrations. in the hay



Phy2SUDOE project (SOE4/P5/E1021) is financed by the Interreg Sudoe Programme through the European Regional Development Fund (ERDF).

Emplazamiento S3 – Borralha

Projeto Phy2SUDOE

Avanzando na aplicação de estratégias inovadoras de fitogestão em zonas contaminadas do espaço Sudoeste

O objectivo geral do Phy2SUDOE é avançar na gestão dos espaços degradados e na sua restauração através de técnicas inovadoras de fitorremediação e fitogestão que promovam a biodiversidade, melhorem a funcionalidade integral dos ecossistemas e permitam o uso sustentável dos recursos.

Data de início: 01/11/2020
Duração do projeto: 30 meses

Data de finalização: 30/04/2023
Financiamento FEDER: 838.424,25 €

Phy2SUDOE locais

Estabelecidos no PhytoSUDOE:

- SI ST-MEDARD (Dordogne, FR)
- SI PARC AUX ANGELOUS (Gironde, FR)
- SI BORRALHA (Montalegre, PT)
- SI ARRÉZ (Mayenne-Sarthe, Pays de la Loire, ES)
- SI HENDOURTIN (Mayenne-Sarthe, Pays de la Loire, ES)
- SI PÉREUILLE (Gironde, ES)
- SI TOUR (Gironde, ES)

Novos locais:

- NSI BORDEAUX (Charente, FR)
- NSI LES ARMÉNÉES (Mayenne, FR)
- NSI BENTON (Mayenne, FR)
- NSI BORDES (Pyrénées-Atlantiques, FR)
- NSI SANDRIKA (Mayenne, ES)
- NSI GEMMAK (Pays de la Loire, ES)
- NSI ZHARABAGOTYA (Vinh-Pouébov, ES)
- NSI ESTARÉAC (Gironde, FR)

Outros locais PhytoSUDOE europeus:

- SI 000 (Gironde, FR)
- SI 001 (Gironde, FR)
- SI 002 (Gironde, FR)
- SI 003 (Gironde, FR)
- SI 004 (Gironde, FR)
- SI 005 (Gironde, FR)
- SI 006 (Gironde, FR)
- SI 007 (Gironde, FR)
- SI 008 (Gironde, FR)
- SI 009 (Gironde, FR)
- SI 010 (Gironde, FR)

Parceiros

- 1 INER, Instituto Vasco de Investigación y Desarrollo Agrario, S.A. (Espanha)
- 2 Agencia Estatal Consejo Superior de Investigaciones Científicas, IAG-CISC (Espanha)
- 3 Universidad de Santiago de Compostela, USC (Espanha)
- 4 Universidad del País Vasco/Euskal Herriko Unibertsitatea, UPV/EHU (Espanha)
- 5 Centre de Estudios Ambientales de Vitoria-Gasteiz, CEA (Espanha)
- 6 Institut National de Recherche pour l'Agriculture, l'Alimentation et l'Environnement, INRAE (França)
- 7 Département de la Charente (França)
- 8 Fertilizantes Environment (França)
- 9 Universidade Católica Portuguesa, UCP-CRP-ESB (Portugal)
- 10 CloverStrategy Lda (Portugal)

Logos dos parceiros: INER, CSIC, USC, INRAE, CHARENTE, FERTILIZANTES ENVIRONMENT, UCP-CRP-ESB, CloverStrategy Lda.

© projeto Phy2SUDOE (SOE4/P5/E1021) foi financiado pelo Fundo Europeu de Desenvolvimento Regional (Comissão Europeia) através do V Programa Interreg Sudoeste.

Borralha

Local S3

A mina da **Borralha** iniciou a sua exploração em 1902 na freguesia de Salto, concelho de Montalegre, abrangendo uma área total de cerca de 2611 hectares. A exploração económica desta mina centrou-se essencialmente nos minérios wolframite e scheelite. Em 1986 a mina encerrou, deixando grandes quantidades de resíduos provenientes da exploração e do tratamento dos minérios, como as escombrelas de grandes volumes (Fig. 1) e a barragem de rejeitados da lavaria (Fig. 2), sem medidas de contenção. Esta acumulação de resíduos encontra-se generalizada em toda a área da mina, sendo fonte de contaminação dos solos e ambiente circundante e promovendo a formação e drenagem de águas ácidas.

As fiteotecnologias – uso de plantas e microrganismos – são uma forma sustentável de requalificação e recuperação de solos degradados que contribuem para: i) o aumento da biodiversidade; ii) a sequestração de carbono; iii) a prevenção da erosão; iv) a mitigação dos gases com efeito de estufa; v) a atenuação da difusão de poluentes por dispersão eólica ou através da lixiviação para lençóis freáticos e cursos de água; e vi) a promoção dos serviços do ecossistema.

As plantas usadas nas fiteotecnologias podem ser culturas energéticas que representam uma alternativa para a provisão de biomassa destinada à produção de energia e ecomateriais, numa perspetiva de fitogestão. Para além do valor ambiental, estas culturas geram assim um valor económico acrescentado aos terrenos contaminados. Para potenciar o estabelecimento e crescimento das plantas nestes terrenos, microrganismos como fungos micorrízicos e bactérias promotoras do crescimento de plantas podem ser aplicados como bioinóculos, contribuindo também para a recuperação das funcionalidades do solo.

No âmbito do projeto PhytoSudoeste (SOE1/P5/E0189) que decorreu durante 3 anos, foram estabelecidos campos experimentais com girassol (*Helianthus annuus*) e choupo (*Populus sp.*) numa área contaminada pertencente a esta zona mineira (Fig. 3), combinando diferentes técnicas agrónomicas de cultivo e bioinóculos. No projeto Phy2SUDOE (SOE4/P5/E1021) serão monitorizados os campos de choupo (cultura perene) previamente estabelecidos (Fig. 4) o que permitirá avaliar o sucesso da implementação das fiteotecnologias a longo prazo.

Fitoextração

Fitolatilização

Fitoestabilização

Rizodegradação

Corretivos

Bioinoculação

Plantação florestal

Culturas agrícolas

Sistemas agroflorestais

Siga o projeto nas redes

www.phy2sудоe.eu
www.twitter.com/phy2sудоe
www.facebook.com/phy2sудоe
www.linkedin.com/company/phy2sудоe

Descripción del sitio

- Localización: Salto, Montalegre, Portugal.
- Tipo de área degradada: área minera.
- Principales contaminantes: Ag, W, Cu, Pb, Zn; drenaje ácido.
- Antigua mina abandonada.
- Explotación minera de 1902 a 1986 (wolframita, scheelita, calcopirita).



Fitotecnología aplicada



Plantación forestal



Bioaumentación



Fitoextracción

Contaminantes

Metales: Ag, W, Cu, Pb.

Número de parcelas (tamaño)

11 (5m x 5m).

Cultivos

Chopos (*Populus nigra*).

Tratamientos


No plantado; chopos inoculados; chopos no inoculados.

Principales resultados observados


- Establecimiento y crecimiento vegetal, a pesar de las altas concentraciones de metales en el suelo.
- La bioinoculación aumentó la biodisponibilidad y fitoextracción de metales
- Una parte de las parcelas fueron destruidas durante tareas de limpieza por parte de la empresa propietaria.

RECOVERING CONTAMINATED SOILS THROUGH PHYTOMANAGEMENT IN SOUTHWEST EUROPE


2. BORRALHA MINE




Plant biodiversity was assessed over 1 year covering the different seasons




Tailings




Former social area




Smelter



Tailings ponds - mud and slush rejected from the ore process



Tailings



Stockwork

Phy2SUDOE project (SOE4/P5/E1021) is financed by the Interreg Sudoe Programme through the European Regional Development Fund (ERDF).

Emplazamiento S5 – Ariñez

Interreg Sudoe
Phy2SUDOE

Proyecto Phy2SUDOE
Avanzando en la aplicación de estrategias innovadoras de fitogestión en zonas contaminadas del sudoeste de Europa

El objetivo general de Phy2SUDOE es avanzar en la gestión de espacios degradados y su restauración a través de técnicas innovadoras de fitorremediación y fitogestión que promuevan la biodiversidad, mejoren la funcionalidad integral de los ecosistemas y permitan el uso sostenible de los recursos.

Fecha de inicio: 01/11/2020
Duración del proyecto: 30 meses

Fecha de finalización: 30/04/2023
Financiación FEDER: 838.424,25 €

Emplazamientos Phy2SUDOE
Estaciones durante Phy2SUDOE:
S1: ST MICHAEL DE ENNADES (Girona, FR)
S2: PARC AUX ANGELOUS (Girona, FR)
S3: BORDAUNA (Montpellier, FR)
S4: AMEIZ (Vitoria-Gasteiz, País Vasco, ES)
S5: MENDIUREN (Vitoria-Gasteiz, País Vasco, ES)
S6: MENDIUREN (Vitoria-Gasteiz, País Vasco, ES)
S7: MENDIUREN (Vitoria-Gasteiz, País Vasco, ES)
S8: TOURO (Barcelona, ES)
S9: MENDIUREN (Vitoria-Gasteiz, País Vasco, ES)
S10: DURANDEAU (Zaragoza, FR)
S11: LES ANNEDES (Zaragoza, FR)
S12: SENSER (Zaragoza, FR)
S13: SENSER (Zaragoza, FR)
S14: BORDAUNA (Montpellier, FR)
S15: BORDAUNA (Montpellier, FR)
S16: BORDAUNA (Montpellier, FR)
S17: BORDAUNA (Montpellier, FR)
S18: BORDAUNA (Montpellier, FR)
S19: BORDAUNA (Montpellier, FR)
S20: BORDAUNA (Montpellier, FR)

Socios
1 INEER, Instituto Vasco de Investigación y Desarrollo Agrario, I+D+i (España)
2 Agencia Estatal Consejo Superior de Investigaciones Científicas, I+D+i (España)
3 Universidad de Santiago de Compostela, USC (España)
4 Universidad del País Vasco/Euskal Herriko Unibertsitatea, UPV/EHU (España)
5 Centro de Estudios Ambientales de Vitoria-Gasteiz, CEA (España)
6 Institut Nacional de Recerca per l'Agricultura, l'Alimentació i l'Entornament, INRAE (Francia)
7 Département de la Charente (Francia)
8 FARE/Forum Environment (Francia)
9 Universidade Católica Portuguesa, UCP-CNP-ESE (Portugal)
10 ClaverStrategy Lda (Portugal)

El proyecto Phy2SUDOE (SOE4/P5/E1021) está financiado por el Fondo Europeo de Desarrollo Regional (Comisión Europea) a través del V Programa Interreg Sudoe.

Ariñez

Emplazamiento S5

En el marco del proyecto Phy2SUDOE se intervino en 2016 sobre tres emplazamientos municipales ubicados en la periferia del polígono industrial de Jundiz, en Ariñez, denominados SSA, S5B y S6. El ámbito, planificado como zona verde urbana, estaba estado degradado por vertidos incontrolados y abandono, pero actualmente se encuentra en proceso de recuperación para formar un gran corredor verde llamado Parque Mendelbaldea. Los suelos preexistentes consistían en rellenos antrópicos de distinta tipología y profundidad, en su mayoría rocas y tierras limpias de excavación sobre las que posteriormente se depositaron residuos de construcción y demolición así como numerosos vertidos con residuos contaminantes.

Los emplazamientos SSA y S5B se ubicaron en una zona incluida en el Catálogo Vasco de Suelos. Potencialmente Contaminados sobre la que previamente se había realizado una investigación de la calidad del suelo. Los muestreos de campo y analíticas de laboratorio realizadas para su caracterización habían detectado la presencia de contaminantes a distintas profundidades, principalmente plomo, policlorobifenilos e hidrocarburos.

Tras unas labores previas de retrada de enseres superficiales, se regularizó el terreno de las parcelas con maquinaria, se aportó compost en superficie como enmienda orgánica y se trazaron 18 suparcels por emplazamiento. Tras estas operaciones se analizó el suelo y se comprobó que en SSA los niveles de contaminación habían descendido a concentraciones que no suponían riesgo mientras que en S5B los niveles eran más elevados. En ambos casos se estableció una combinación agroforestal (plantaciones de chopo y siembra de alfalfa sin rotación) con parte de los árboles micorrizados con hongos para facilitar su arraigo.

Durante el proyecto PhytoSUDOE se monitorizaron los suelos y el estado fisiológico de las plantas, comprobando a su finalización que la contaminación tanto en SSA como en S5B no superaba los límites admisibles y que las plantas gozaban de buena salud. Actualmente, las parcelas se mantienen dentro de una red internacional de seguimiento de emplazamientos fitorremediados, ejecutando labores de control y mantenimiento, tales como conteo de marcos, reposiciones, desbroces, limpiezas y riegos en verano para garantizar su buena conservación. El proyecto Phy2SUDOE al incorporar estos sitios asegura la continuidad de estos servicios así como la difusión de los resultados, al organizarse periódicamente visitas guiadas de carácter formativo y demostrativo.

Qué es la fitorremediación

La fitorremediación utiliza plantas y sus microorganismos asociados para la mejora funcional y la recuperación de suelos contaminados. Este método se basa en los procesos a través de los cuales las plantas y la microbiota asociada a sus raíces degrada y/o secuestra contaminantes.

Fitoextracción

Fitovolatilización

Fitoestabilización

Rizodegradación

Enmiendas

Biocontaminación

Plantación forestal

Cultivos agrícolas

Sistemas agroforestales

Situación previa

Parcela en fitorremediación

Sigue el proyecto en nuestras redes

www.phy2suo.eu
www.twitter.com/phy2suo
www.facebook.com/phy2suo

Descripción del sitio

- Localización: Vitoria-Gasteiz, País Vasco, España.
- Tipo de área degradada: zona industrial en área periurbana. Vertidos incontrolados y abandono.
- Principales contaminantes: As/Pb/PCB/PAH/acetona/hidrocarburos.
- Actualmente integrado en el cinturón verde de Vitoria-Gasteiz.



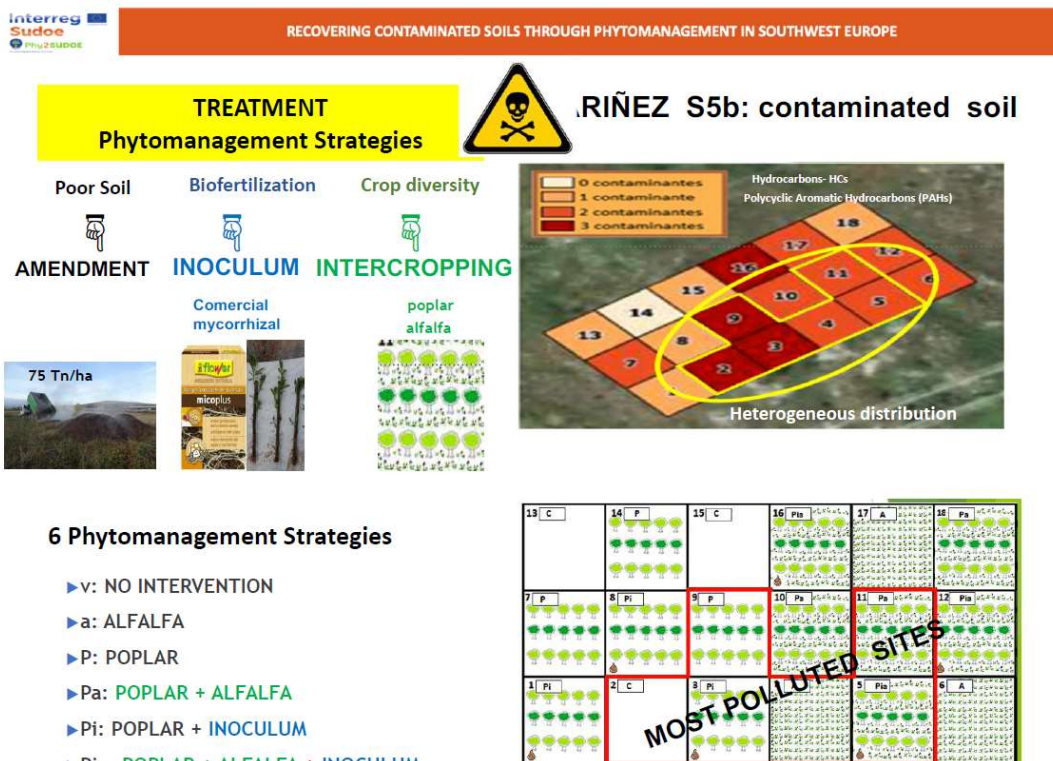
Fitotecnología aplicada



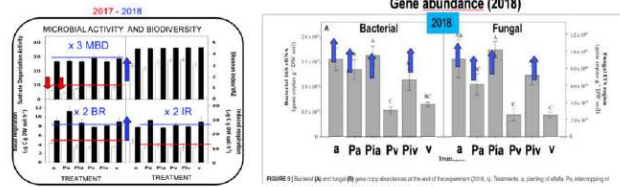
Contaminantes	PCB/PAH/hidrocarburos.
Número de parcelas	36.
Cultivos	Chopos (<i>Populus canadensis</i>) y alfalfa (<i>Medicago sativa</i>) (con y sin intercropping) (sin rotación).
Tratamientos	Parcelas con y sin compost. Micorriza comercial.

Principales resultados observados

- Eliminación de los contaminantes.
- Recuperación de la salud del suelo.
- Aumento de la actividad microbiana del suelo.
- Estimulación y mejora del establecimiento de la vegetación (a corto y largo plazo).
- Aumento de la biodiversidad de plantas autóctonas.
- Vegetación arbórea permanente y sana.



2017-2018 PhytoSudoe- SOIL MICROBIAL PROPERTIES 2017-2018



Increased microbial activity & biomass over time
 Alfalfa/co-culture increased bacterial and fungal abundance

2022- Phy2Sudoe

Structural Biodiversity of Microbial populations 2022

• NO significant differences in *Populus* vs herbaceous plots on Structural Microbial Biodiversity:

- Prokaryotes →
- Eucaryotes →
- Fungi →
- Other procaryotes →

		Richness	Shannon	Simpson	Pielou
Control	16S	498±18	4.55±0.07	0.98±0.00	0.73±0.01
Populus	<i>prokaryotes</i>	517±35	4.60±0.05	0.98±0.00	0.74±0.01
Control	18S	906±169	4.90±0.32	0.95±0.03	0.72±0.03
Populus	<i>eukaryotes</i>	1056±348	5.18±0.11	0.97±0.00	0.75±0.02
Control	ITS	690±211	4.95±0.24	0.98±0.00	0.76±0.01
Populus	<i>fungi</i>	824±130	5.12±0.27	0.99±0.01	0.76±0.03
Control	COI	1842±114	4.63±0.03	0.97±0.00	0.62±0.01
Populus	<i>other eukaryotes</i>	1664±330	4.72±0.22	0.97±0.01	0.64±0.03

Emplazamiento S6 – Mendigurentxo

Interreg Sudoe
Phy2SU DOE

Proyecto Phy2SU DOE
Avanzando en la aplicación de estrategias innovadoras de fitogestión en zonas contaminadas del sudoeste de Europa

El objetivo general de Phy2SU DOE es avanzar en la gestión de espacios degradados y su restauración a través de técnicas innovadoras de fitorremediación y fitogestión que promuevan la biodiversidad, mejoren la funcionalidad integral de los ecosistemas y permitan el uso sostenible de los recursos.

Fecha de inicio: 01/11/2020
Duración del proyecto: 30 meses

Fecha de finalización: 30/04/2023
Financiación FEDER: 838.424,25 €

Emplazamientos Phy2SU DOE

Estaciones de referencia Phy2SU DOE

- S1: ST. MELADO DE ENRILLOS (Girona, FR)
- S2: PARC AUX ANGLAIS (Girona, FR)
- S3: BORRALJA (Montargis, FR)
- S4: MENDEURIN (Vitoria-Gasteiz, País Vasco, ES)
- S5: MENDIGURENTO (Vitoria-Gasteiz, País Vasco, ES)
- S6: PEDRATTA (Girona, ES)
- S7: TROUS (Girona, ES)

Nuevos emplazamientos

- N1: BURMEDES (Charente, FR)
- N2: LES ANNIERES (Ivry, FR)
- N3: GENTIN (Arvey, FR)
- N4: BERTES (Gyffarth-Idelgarene, FR)
- N5: BANDERA (Girona, ES)
- N6: GERNIKA (País Vasco, ES)
- N7: ZUMABAROTIA (Vitoria-Gasteiz, ES)
- N8: ESTANEA (Girona, FR)

Responsables Phy2SU DOE locales en las estaciones y en el emplazamiento S6

Mendigurentxo Emplazamiento S6

Qué es la fitorremediación

La fitorremediación utiliza plantas y sus microorganismos asociados para la mejora funcional y la recuperación de suelos contaminados. Este método se basa en los procesos a través de los cuales las plantas y la microbiota asociada a sus raíces degrada y/o secuestra contaminantes.

Fitoextracción

Fitovolatilización

Fitostabilización

Rizodegradación

Enmiendas

Bioaumentación

Plantación forestal

Cultivos agrícolas

Sistemas agroforestales

En el marco del proyecto Phy2SU DOE se intervino en 2016 sobre tres emplazamientos municipales ubicados en la periferia del polígono industrial de Jándiz, denominados S5A, S5B y S6. El ámbito, planificado como zona verde urbana, estaba degradado por vertidos incontrolados y abandono, pero actualmente se encuentra en proceso de recuperación para formar un gran corredor verde llamado Parque Mendelbaldea. Los suelos consistían en rellenos antrópicos de distinta tipología y profundidad, consistentes en su mayoría en rocas y tierras limpias de excavación sobre los que posteriormente se depositaron residuos de construcción y demolición así como numerosos vertidos.

Tras un desbroce y limpieza superficial, se regularizó el terreno con maquinaria, se aportó compost como enmienda orgánica y se trazaron 18 subparcelas. Tras estas operaciones se caracterizó el suelo para conocer el estado de partida y se estableció una combinación agroforestal: plantaciones de dos tipos de sauce junto con siebras de colza, girasol y habin en un sistema de rotación de 3 años, dejando alfalfa sin rotación en el cuarto. Parte de los árboles fueron micorrizados con hongos para mejorar su arraigo.

El emplazamiento S6 se ubicó sobre un terreno generado por rellenos de tierras y piedras de varios metros de profundidad depositados sobre un antiguo suelo agrícola. Dicho terreno no tenía valor agronómico al carecer de materia orgánica y nutrientes, tratándose por tanto de un suelo degradado no contaminado.

Durante el proyecto Phy2SU DOE se monitorizaron los suelos y el estado fisiológico de las plantas, comprobando que tanto las plantas como el suelo gozaban de buena salud. Actualmente, las parcelas se mantienen dentro de una red internacional de seguimiento de emplazamientos fitogestionados, ejecutando labores de control y mantenimiento tales como conteo de marcos, reposiciones, desbroces, limpiezas y riegos en verano para garantizar su buena conservación. El proyecto Phy2SU DOE al incorporar estos sitios asegura la continuidad de estos servicios así como la difusión de los resultados, al organizarse periódicamente vistas guiadas de carácter formativo y demostrativo.

Descripción del sitio

- Localización: Vitoria-Gasteiz, País Vasco, España.
- Tipo de área degradada: zona industrial en área periurbana. Vertidos incontrolados y abandono.
- Principales contaminantes: suelo degradado sin presencia de contaminantes.
- Actualmente integrado en el cinturón verde de Vitoria-Gasteiz.



Fitotecnología aplicada



Intercropping



Bioaugmentación



Enmiendas



Plantación forestal

Contaminantes

No hay presencia de contaminantes. Suelo degradado por falta de materia orgánica y por vertidos incontrolados.

Número de parcelas (tamaño)

18 (100 m²).

Cultivos

Dos tipos de sauce (*Salix OLOF EU6036*; *Salix atrocinerea*) junto con colza (*Brassica napus GOLDEN VALLEY*), girasol (*Helianthus annuus*) y habas (*Vicia minor*) (sistema de rotación de 3 años), dejando alfalfa (*Medicago sativa*) sin rotación en el cuarto año.

Tratamientos

Inoculación de las plantas con microorganismos promotores del crecimiento: endo- y ectomicorriza.

Principales resultados observados

- Recuperación de la salud del suelo.
- Aumento de la actividad microbiana del suelo.
- Estimulación y mejora del establecimiento de la vegetación (a corto y largo plazo).
- Aumento de la biodiversidad de plantas autóctonas.
- Vegetación arbórea permanente y sana.
- Zona totalmente restaurada.

Emplazamiento S7 – Pedrafita

Pedrafita

Emplazamiento S7

Proyecto Phy2SUDOE Avanzando en la aplicación de estrategias innovadoras de fitogestión en zonas contaminadas del sudoeste de Europa

El objetivo general de Phy2SUDOE es avanzar en la gestión de espacios degradados y su restauración a través de técnicas innovadoras de fitorremediación y fitogestión que promuevan la biodiversidad, mejoren la funcionalidad integral de los ecosistemas y permitan el uso sostenible de los recursos.

Fecha de inicio: 01/11/2020
Duración del proyecto: 30 meses
Fecha de finalización: 30/04/2023
Financiación FEDER: 839.424,25 €



Emplazamientos Phy2SUDOE
Establecidos durante Phy2SUDOE
S1: ST-MEDARD-DE-VIAN (Gironde, FR)
S2: PARC AUX ANGELOUES (Gironde, FR)
S3: BORNALHA (Montealegre, PT)
S4: ARREZ (Ourense-Galego, País Vasco, ES)
S5: MENDIOURENTO (Ourense-Galego, País Vasco, ES)
S7: PEDRAFITA (Galicia, ES)
S8: TOURS (Galicia, ES)
Nuevos emplazamientos
NS: SARKANGOU (Charente, FR)
NS2: LES AVINIÈRES (Gard, FR)
NS3: SEVIGNY (Gard, FR)
NS4: BORDÈS (Pyrénées-Atlantiques, FR)
NS5: BANGERA (Galicia, ES)
NS6: GERNINA (País Vasco, ES)
NS7: ZUMABAKOTXA (Ourense-Galego, ES)
NS8: ESTZAROLA (Gard, FR)
Emplazamientos Phy2SUDOE antiguos
S6: MENDIOURENTO (Ourense-Galego, País Vasco, ES)
S9: MENDIOURENTO (Ourense-Galego, País Vasco, ES)

Socios
1 NEMER, Instituto Vasco de Investigación y Desarrollo Agrario, S.A. (España)
2 Agencia Estatal Consejo Superior de Investigaciones Científicas, IAG-CSIC (España)
3 Universidad de Santiago de Compostela, USC (España)
4 Universidad del País Vasco/Euskal Herriko Unibertsitatea, UP/EHU (España)
5 Centro de Estudios Ambientales de Ourense-Galego, CEA (España)
6 Institut National de Recherche pour l'Agriculture, l'Alimentation et l'Environnement, INRAE (Francia)
7 Département de la Charente (Francia)
8 Fertitiner Environment (Francia)
9 Universidade Católica Portuguesa, UCP-CRP-ESB (Portugal)
10 ClowStratagy Lda (Portugal)



El proyecto Phy2SUDOE (SOE4/P5/E1021) está financiado por el Fondo Europeo de Desarrollo Regional (Comisión Europea) a través del V Programa Interreg Sudoe.

La mina de Pb/Zn de Rubiáis (Pedrafita, Lugo, NW de España) estuvo activa entre 1977 y 1992, periodo en el que se extrajeron 18,6 Mt de minerales de sulfuro de Pb y Zn, principalmente en forma de galena (PbS) y blenda (ZnS). La extracción se realizaba por el método V.C.R. (siglas en inglés de vertical crater retreat) y los minerales eran separados por flotación. Los residuos que se generaban durante el procesamiento del mineral eran depositados en una balsa de decantación de lodos, que ocupa actualmente unas 30 hectáreas. En el momento del cierre, se realizaron algunas tareas de restauración, con el entendido de una capa de tierra vegetal y la revegetación con distintas especies herbáceas y arbóreas, principalmente abedul. Los suelos naturales del entorno son predominantemente ácidos, someros y de escaso desarrollo, como leptosoles y regosoles alumi-úmbricos. Entre las especies vegetales colonizadoras, presentes a lo largo de la escanbrera, destacan *Cytisus scoparius* (L.) Link, *Betula celtiberica* Rothm. & Vasc., *Cytisus multiflorus*



(L'Hér.) Dulce, *Salix atrocinerea* Brot., y *Lotus corniculatus* L.

En 2011 se estableció un ensayo de campo en el que se está evaluando la capacidad de fitoextracción de Cd/Zn y el potencial de producción de biomasa de un sistema forestal de especies de ciclo corto. El ensayo incluyó la plantación de *Salix smithiana* BOKU 03 C2-001, una planta acumuladora Pb/Zn, en monocultivo o en cocultivo con *Alnus glutinosa*, y con fertilización orgánica (compost de residuos sólidos municipales, 5 % en peso) o inorgánica (NPK).

Este emplazamiento forma parte de la red de emplazamientos con fitogestión PhytoSUDOE Network establecida en el proyecto PhytoSUDOE y es objeto de monitorización a largo plazo en Phy2SUDOE.



Qué es la fitorremediación

La fitorremediación utiliza plantas y sus microorganismos asociados para la mejora funcional y la recuperación de suelos contaminados. Este método se basa en los procesos a través de los cuales las plantas y la microbiota asociada a sus raíces degrada y/o secuestra contaminantes.



Sigue el proyecto en nuestras redes
www.phy2sudoe.eu
www.twitter.com/phytosudoe
www.facebook.com/phytosudoe

Descripción del sitio

- Localización: Pedrafita do Cebreiro, Galicia, España.
- Tipo de área degradada: escombrera de mina.
- Principales contaminantes: Cd/Zn/Pb.
- Mina de Pb/Zn activa entre 1977 y 1992, se extrajeron minerales de sulfuro de Pb y Zn, principalmente en forma de galena (PbS) y blenda (ZnS).



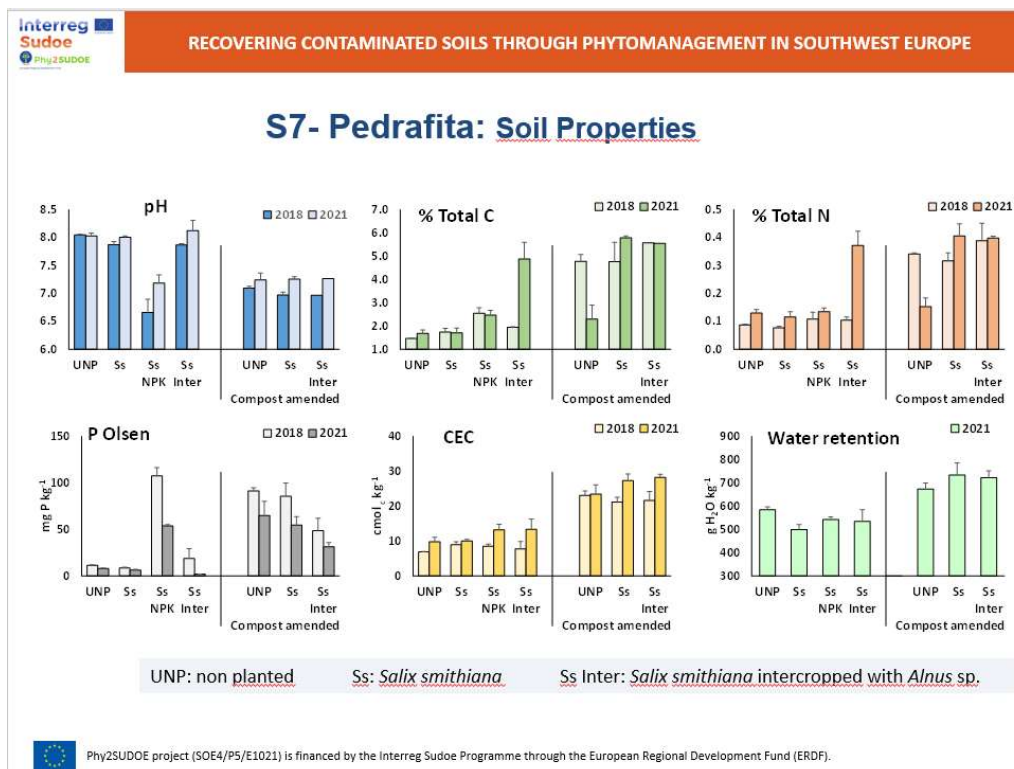
Fitotecnología aplicada

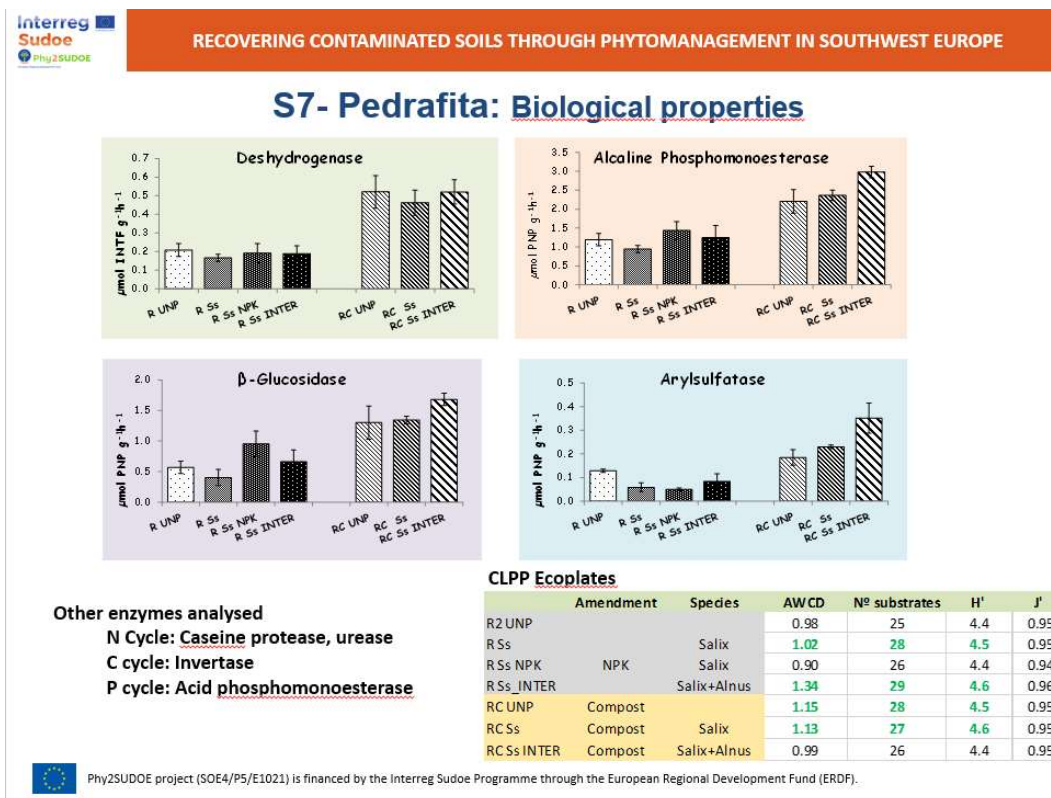


Contaminantes	Cd, Zn y Pb.
Número de parcelas (tamaño)	18 (5m x 5m).
Cultivos	Monocultivo (<i>Salix smithiana</i>); intercropping (<i>Salix smithiana</i> y <i>Alnus glutinosa</i>).
Tratamientos	Suelo no tratado, fertilización inorgánica NPK y compost. Bioinoculación.

Principales resultados observados

- Importante mejoría de la salud del suelo.
- Aumento de la actividad microbiana del suelo.
- Estimulación y mejora del establecimiento de la vegetación (a corto y largo plazo).
- Vegetación arbórea permanente y sana.
- El crecimiento de las plantas y la adición de compost mejoran la acumulación de materia orgánica, la capacidad de intercambio catiónico y la disponibilidad de nutrientes.
- El cultivo intercalado de *S. smithiana* con *A. glutinosa* y la adición de compost mejoran aún más las propiedades fisicoquímicas, la fertilidad y la actividad biológica y bioquímica del suelo.
- El cultivo intercalado con *A. glutinosa* tiene un efecto positivo sobre el crecimiento, el estado nutricional y la acumulación de Cd/Zn.





Fitotecnología aplicada



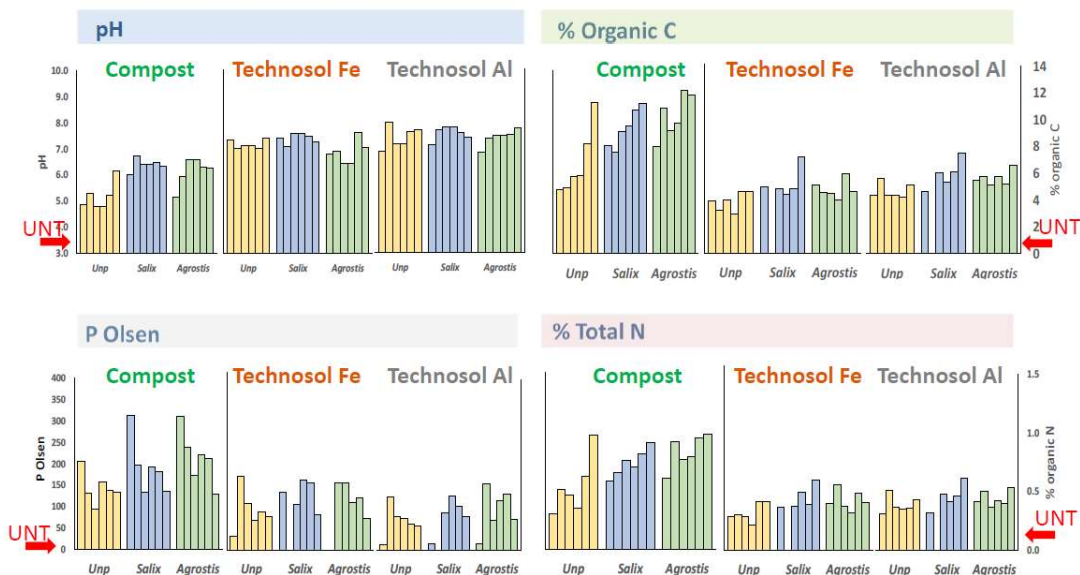
Contaminantes	Cu.
Número de parcelas (tamaño)	27 (5m x 5m).
Cultivos	Monocultivo (<i>Salix viminalis</i> ; <i>Populus nigra</i> ; gramíneas (<i>Agrostis capillaris</i> cv. Highland; A.c)).
Tratamientos	Suelo no tratado. Aplicación de enmiendas: compost (lodos de depuradora y virutas de madera compostados); tecnosol 1 (lodos de depuradora estabilizados con cenizas de biomasa, residuos de papeleras y nanopartículas de óxidos de hierro tipo ferrihidrita) y tecnosol 2 (lodos de depuradora estabilizados con cenizas de biomasa, residuos de papeleras y lodos de alúmina).

Principales resultados observados

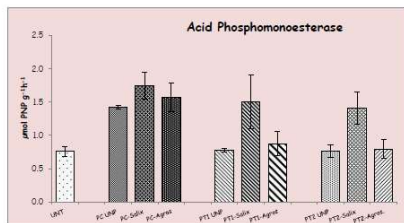
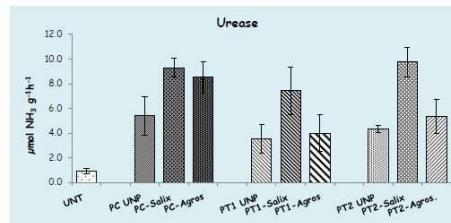
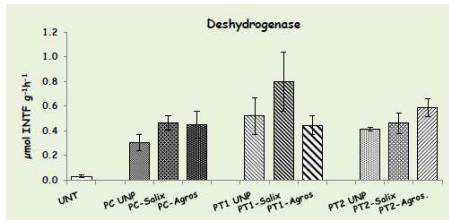
- Importante mejoría de la salud del suelo y mejora de la calidad del agua.
- Estimulación y mejora del establecimiento de la vegetación (a corto y largo plazo).
- Vegetación arbórea permanente y sana.
- Aumento de la actividad biológica (actividad metabólica (AWCD) y bioquímica del suelo).
- Baja concentración de cobre en planta.

S8- Touro: 10 years monitoring soil properties

Evaluation 1, 2, 3, 6, 7, 10 years after the establishment of phytomanagement



S8- Touro: Biological properties



CLPP Ecoplates

Amendment	Species	AWCD	n° substrates	H'	J'
UNT		0.16	16	3.86	0.97
PC UNP	Compost	1.44	29	4.69	0.97
PC1 Salix	Compost	1.47	30	4.74	0.97
PC Agros	Compost	1.37	29	4.66	0.96
PT1 UNP	Tecnosol 1	1.40	28	4.67	0.97
PT1 Salix	Tecnosol 1	1.48	29	4.72	0.97
PT1 Agros	Tecnosol 1	1.57	30	4.77	0.97
PT2 UNP	Tecnosol 2	1.23	29	4.65	0.96
PT2 Salix	Tecnosol 2	1.61	31	4.80	0.97
PT2 Agros	Tecnosol 2	1.15	28	4.62	0.96


 Phy2SUDOE project (SOE4/P5/E1021) is financed by the Interreg Sudoe Programme through the European Regional Development Fund (ERDF).

En la figura 10 se muestran fotografías de la evolución de algunos de los emplazamientos del GT1 fitogestionados en el proyecto phy2SUDOE y establecidos en el proyecto phytoSUDOE.



Figura 10. Resultados a largo plazo de la fitogestión en los emplazamientos de la red PhytoSUDOE.

5. Referencias

- Adewole MB, Awotoye OO, Ohiembor MO, Salami AO. (2010). Influence of Mycorrhizal Fungi on Phytoremediating Potential and Yield of sunflower in Cd and Pb Polluted Soils. *J. Agr Sci. Belgrade* 55, 17–28. doi:10.2298/jas1001017a
- Adriano DC, Wenzel WW, Vangronsveld J, Bolan NS. (2004). Role of assisted natural remediation in environmental cleanup *Geoderma* 122:121-142
- Afzal M, Khan QM, Sessitsch A. (2014) Endophytic bacteria: Prospects and applications for the phytoremediation of organic pollutants *Chemosphere* 117:232-242 doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.06.078
- Almås Å, Singh BR, Salbu B. (1999). Mobility of cadmium-109 and zinc-65 in soil influenced by equilibration time, temperature, and organic matter *J Environ Qual* 28:1742-1750 doi:10.2134/jeq1999.00472425002800060008x
- Alvarenga P, de Varennes A, Cunha-Queda AC. (2014). The effect of compost treatments and a plant cover with *Agrostis tenuis* on the immobilization/mobilization of trace elements in a mine-contaminated soil *Int J Phytoremediation* 16:138-154. doi:10.1080/15226514.2012.759533
- Álvarez-López V, Prieto-Fernández A, Janssen J, Herzig R, Vangronsveld J, Kidd PS. (2016). Inoculation Methods using *Rhodococcus erythropolis* strain P30 Affects Bacterial Assisted Phytoextraction Capacity of *Nicotiana tabacum*. *Int. J. Phytoremediation* 18, 406–415. doi:10.1080/15226514.2015.1109600
- Angelini L.G., Ceccarini L., Nassi o di Nasso N., Bonari E. (2009). Comparison of *Arundo donax* L. and *Miscanthus x giganteus* in long-term field experiment in Central Italy: analysis of productive characteristics and energy balance. *Biomass and Bioenergy*, 33, 4, 635-643. https://doi:10.1016/j.biombioe.2008.10.005.
- Angin I, Turan M, Ketterings Q M, Cakici A. (2008). Humic acid addition enhances B and Pb phytoextraction by Vetiver Grass (*Vetiveria zizanioides* (L.) Nash). *Water Air Soil Pollution*, 188, 335-343.
- Antiochia R, Campanella L, Ghezzi P, Movassaghi K. (2007). The use of vetiver for remediation of heavy metal soil contamination. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 388, 947-956.
- Audet P, Charest C. (2006). Effects of AM colonization on “wild tobacco” plants grown in zinc-contaminated soil. *Mycorrhiza*, 16, 277-283.
- Azcón R, Perálvarez MC, Roldán A, Barea JM. (2010). Arbuscular mycorrhizal fungi, *Bacillus cereus*, and *Candida parapsilosis* from a multicontaminated soil alleviate metal toxicity in plants. *Microbial ecology*, 59, 668-677.

- Balsamo RA, Kelly WJ, Satrio JA, Ruiz-Felix MN, Fetterman M, Wynn R, Hagel K. (2015). Utilization of grasses for potential biofuel production and phytoremediation of heavy metal contaminated soils. *International Journal of Phytoremediation*, 17, 5, 448-455. <https://doi.org/10.1080/15226514.2014.922918>.
- Bashan Y, de-Bashan LE, Prabhu SR, Hernandez J-P. (2014). Advances in Plant Growth-Promoting Bacterial Inoculant Technology: Formulations and Practical Perspectives (1998-2013). *Plant Soil* 378, 1–33. doi:10.1007/s11104-013-1956-x
- Becerra-Castro C, Álvarez-López V, Pardo Iglesias T, Rodríguez-Garrido B, Cerdeira-Pérez A, Prieto-Fernández Á, Kidd PS. (2018). Phytomanagement of Metal-Rich and Contaminated Soils: Implicated Factors and Strategies for its Improvement. In: *Strategies for Bioremediation of Organic and Inorganic Pollutants* (M. S. Fuentes, V. L. Colin and J. M. Saez Eds.). pp. 215-242. CRC Press, Taylor & Francis Group, Boca Raton (FL) EEUU. ISBN: 9781138626379
- Becerra-Castro C, Prieto-Fernández Á, Kidd PS, Weyens N, Rodríguez-Garrido B, Touceda-González M, Acea MJ, Vangronsveld J (2013). Improving performance of *Cytisus striatus* on substrates contaminated with hexachlorocyclohexane (HCH) isomers using bacterial inoculants: Developing a phytoremediation strategy *Plant Soil* 362:247-260.
- Bégué A, Arvor D, Bellon B, Betbeder J, De Abelleira D, Ferraz R, Lebourgeois V, Lelong C, Simões M, Verón S. (2018). Remote sensing and cropping practices: A review. *Remote Sensing*, 10(1), 99.
- Benizri E, Kidd PS. (2018). The Role of the Rhizosphere and Microbes Associated with Hyperaccumulator Plants in Metal Accumulation. In: Van der Ent A, Echevarria G, Baker AJM, Morel JL (eds) *Agromining: Farming for Metals: Extracting Unconventional Resources Using Plants*. Springer International Publishing, Cham, pp 157-188. doi:10.1007/978-3-319-61899-9_9
- Bhargava A, Carmona FF, Bhargava M, Srivastava S. (2012). Approaches for enhanced phytoextraction of heavy metals *J Environ Manage* 105:103-120 doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.04.002
- Blake L, Goulding KWT. (2002). Effects of atmospheric deposition, soil pH and acidification on heavy metal contents in soils and vegetation of semi-natural ecosystems at Rothamsted Experimental Station, UK *Plant Soil*. 240:235-251 doi:10.1023/a:1015731530498
- Bolan N, Kunhikrishnan A, Thangarajan R, Kumpiene J, Park J, Makino T, Kirkham MB, Scheckel K. (2014). Remediation of heavy metal(l)oids contaminated soils--to mobilize or to
- Bolan NS, Adriano DC, Kunhikrishnan A, James T, McDowell R, Senesi N. (2011). Dissolved Organic Matter. *Biogeochemistry, Dynamics, and Environmental Significance in Soils* vol 110. doi:10.1016/B978-0-12-385531-2.00001-3

- Brosse N., Dufour A., Meng X., Sun Q., Ragauskas A. (2012). *Miscanthus*: a fast-growing crop for biofuels and chemicals production. *Biofuels Bioproducts & Biorefining* 6, 5, 580-598. <https://doi.org/10.1002/bbb.1353>.
- Bünemann EK, Schwenke GD, Van Zwieten L. (2006). Impact of agricultural inputs on soil. A review. *Aust. J. Soil Res.* 44: 379-406. <https://doi.org/10.1071/SR05125>
- Burges A, Alkorta I, Epelde L, Garbisu C (2018). From phytoremediation of soil contaminants to phytomanagement of ecosystem services in metal contaminated sites. *Int J Phytoremediation*, 20:384-397 doi:10.1080/15226514.2017.1365340.
- Chaney RL, Angle JS, Broadhurst CL, Peters CA, Tappero RV, Sparks DL (2007). Improved understanding of hyperaccumulation yields commercial phytoextraction and phytomining technologies. *J Environ Qual*, 36:1429-1443 doi:10.2134/jeq2006.0514.
- Chen HM, Zheng CR, Tu C, Shen ZG. (2000). Chemical methods and phytoremediation of soil contaminated with heavy metals. *Chemosphere*, 41, 229-234.
- Chen J, Shafi M, Li S, Wang Y, Wu J, Ye Z, Peng D, Yan W, Liu D. (2015). Copper induced oxidative stresses, antioxidant responses and phytoremediation potential of Moso bamboo (*Phyllostachys pubescens*). *Scientific reports*, 5(1), 13554.
- Chen Y, Shen Z, Li X. (2004). The use of vetiver grass (*Vetiveria zizanioides*) in the phytoremediation of soils contaminated with heavy metals. *Applied Geochemistry*, 19, 1553-1565.
- Chiu KK, Ye ZH, Wong MH. (2005). Enhanced uptake of As, Zn, and Cu by *Vetiveria zizanioides* and *Zea mays* using chelating agents. *Chemosphere*, 60, 1365-1375.
- Chiu KK, Ye ZH, Wong MH. (2006). Growth of *Vetiveria zizanioides* and *Phragmites australis* on Pb/Zn and Cu mine tailings amended with manure compost and sewage sludge: a greenhouse study. *Bioresource Technology*, 97, 158-170.
- Ciadamidaro L, Girardclos O, Bert V, Zappellini C, Yung L, Foulon J, Papin A, Roy S, Blaudez D, Chalot M. (2017). Poplar Biomass Production at Phytomanagement Sites is Significantly Enhanced by Mycorrhizal Inoculation. *Environ. Exp. Bot.* 139, 48–56. doi:10.1016/j.envexpbot.2017.04.004
- Clemente R, Bernal MP. (2006). Fractionation of heavy metals and distribution of organic carbon in two contaminated soils amended with humic acids. *Chemosphere* 64:1264-1273. doi:10.1016/j.chemosphere.2005.12.058
- 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 *Environ Pollut* 138:46-58

- Cleyet-Marel JC, Larcher M, Bertrand H, Rapior S, Pinochet X. (2001). Plant growth enhancement by rhizobacteria. In Nitrogen Assimilation by Plants, Physiological, Biochemical and Molecular Aspects; Morot-Gaudry J-F, Ed.; Science Publishers, Inc.: Enfield, NH, USA, 2001; pp. 185–197.
- Compant S, Clément C, Sessitsch A. (2010). Plant Growth-Promoting Bacteria in the Rhizo- and Endosphere of Plants: Their Role, Colonization, Mechanisms Involved and Prospects for Utilization. *Soil Biol. Biochem.* 42, 669–678. doi:10.1016/j.soilbio.2009.11.024
- Cundy AB, Bardos, RP, Puschenreiter, M, Mench, M, Bert, V, Friesl-Hanl, W, Müller I, Li XN, Weyens N, Witters N, Vangronsveld J (2016). Brownfields to green fields: realising wider benefits from practical contaminant phytomanagement strategies. *J Environ Manage*, 184, 67-77. doi:10.1016/j.jenvman.2016.03.028.
- Dary M, Chamber-Pérez MA, Palomares AJ, Pajuelo E (2010). “*In situ*” phytostabilisation of heavy metal polluted soils using *Lupinus luteus* inoculated with metal resistant plant-growth promoting rhizobacteria. *J Hazard Mater*, 177:323-330. doi:10.1016/j.jhazmat.2009.12.035.
- Deng Z, Cao L. (2017). Fungal endophytes and their interactions with plants in phytoremediation: A review. *Chemosphere*. 168:1100-1106 doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.10.097
- Dickinson NM, Pulford ID. (2005). Cadmium phytoextraction using short-rotation coppice Salix: the evidence trail *Environ Int* 31:609-613 doi:10.1016/j.envint.2004.10.013
- Dimitriou I, Eriksson J, Adler A, Aronsson P, Verwijst T. (2006). Fate of heavy metals after application of sewage sludge and wood-ash mixtures to short-rotation willow coppice *Environ Pollut* 142:160-169. doi:10.1016/j.envpol.2005.09.001
- Dimitriou I, Mola-Yudego B, Aronsson P, Eriksson J. (2012). Changes in organic carbon and trace elements in the soil of willow short-rotation coppice plantations *BioEnergy Research* 5:563-572 doi:10.1007/s12155-012-9215-1
- Dos Santos Utmazian MN, Wenzel WW. (2007). Cadmium and zinc accumulation in willow and poplar species grown on polluted soils *J Plant Nutr Soil Sci* 170:265-272.
- Feng N-X, Yu J, Zhao H-M, Cheng Y-T, Mo C-H, Cai Q-Y, Li Y-W, Li H, Wong M-H. (2017). Efficient phytoremediation of organic contaminants in soils using plant-endophyte partnerships *Sci Total Environ* 583:352-368 doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.075
- French CJ, Dickinson NM, Putwain PD. (2006) Woody biomass phytoremediation of contaminated brownfield land *Environ Pollut* 141:387-395 doi:10.1016/j.envpol.2005.08.065
- Gisbert C, Almela C, Vélez D, López-Moya JR., De Haro A, Serrano R, Montoro R, Navarro-Aviñó J. (2008). Identification of As accumulation plant species growing on highly contaminated soils. *International Journal of Phytoremediation*, 10(3), 185-196.

- Glick BR. (2010). Using soil bacteria to facilitate phytoremediation. *Biotechnology Advances*. 28:367-374. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2010.02.001>.
- Goecke P, Ginocchio R, Mench M, Neaman A. (2011). Amendments promote the development of *Lolium perenne* in soils affected by historical copper smelting operations *Int J Phytoremediation* 13:552-566. doi:10.1080/15226514.2010.495150
- Gomes H. (2012). Phytoremediation for bioenergy: challenges and opportunities, *Environmental Technology Reviews*, 1, 59-66. <https://doi.org/10.1080/09593330.2012.696715>.
- Graber ER, Elad Y. (2013). *Biochar impact on plant resistance to disease* (p. 278). CRC Press, Boca Raton, FL, USA.
- Guadagnini M. (2000). In vitro-breeding for metal-accumulation in two tobacco (*Nicotiana tabacum*) cultivars [PhD Dissertation]: University of Freiburg, Nr. 1288, Switzerland, 97p.
- Hartley W, Riby P, Dickinson NM, Shutes B, Sparke S, Scholz M. (2011). Planting woody crops on dredged contaminated sediment provides both positive and negative effects in terms of remediation *Environ Pollut* 159:3416-3424 doi:10.1016/j.envpol.2011.08.030
- Herzig R, Nehnevajova E, Pfistner C, Schwitzguebel JP, Ricci A, Keller C. (2014). Feasibility of labile Zn phytoextraction using enhanced tobacco and sunflower: results of five- and one-year field-scale experiments in Switzerland. *Int J Phytoremediation* 16 (7-12), 735-54.
- Jensen ES, Hauggaard-Nielsen H. (2003). How can increased use of biological N₂ fixation in agriculture benefit the environment?. *Plant and Soil* 252, 177–186 <https://doi.org/10.1023/A:1024189029226>
- Keller C, Hammer D, Kayser A, Richner W, Brodbeck M, Sennhauser M. (2003). Root development and heavy metal phytoextraction efficiency: comparison of different plant species in the field. *Plant Soil* 249, 67–81.
- Khan AG. (2005). Role of soil microbes in the rhizospheres of plants growing on trace metal contaminated soils in phytoremediation. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology*. <https://doi.org/10.1016/j.jtemb.2005.02.006>.
- Kidd P, Mench M, Álvarez-López V, Bert, V, Dimitriou I, Friesl-Hanl W, Herzig R, Janssen JO, Kolbas A, Müller I, Neu S, Renella G, Ruttens A, Vangronsveld J, Puschenreiter M (2015). Agronomic practices for improving gentle remediation of trace element-contaminated soils. *International Journal of Phytoremediation*, 17:1005-1037. doi:10.1080/15226514.2014.1003788.
- Kidd PS, Álvarez-López V, Becerra-Castro C, Cabello-Conejo M, Prieto-Fernández Á. (2017). Chapter Three - Potential Role of Plant-Associated Bacteria in Plant Metal Uptake and Implications in Phytotechnologies. In: Cuypers A, Vangronsveld J (eds) *Advances in Botanical Research*, vol 83. Academic Press, pp 87-126. doi:<https://doi.org/10.1016/bs.abr.2016.12.004>

- Kimenyu PN, Oyaro N, Chacha JS, Tsanuo MK. (2009). The potential of *Commelina bengalensis*, *Amaranthus hybridus*, *Zea mays* for phytoremediation of heavy metals from contaminated soils.
- Kolbas A, Mench M, Herzig R, Nehnevajova E, Bes CM. (2011). Copper phytoextraction in tandem with oilseed production using commercial cultivars and mutant lines of sunflower. *International J Phytoremediation* 13:sup1, 55-76. 10.1080/15226514.2011.568536
- Kołodziej B, Antonkiewicz J, Sugiera D. (2016). *Miscanthus × giganteus* as a biomass feedstock grown on municipal sewage sludge. *Industrial Crops and Products*, 81, 3, 72-82. doi: 10.1016/j.indcrop.2015.11.052.
- Krzyżaniak M, Stolarski MJ, Warmiński K. (2019). Life cycle assessment of poplar production: Environmental impact of different soil enrichment methods *Journal of Cleaner Production* 206:785-796. doi:https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.09.180
- Kumpiene J, Mench M, Bes CM, Fitts JP. (2011). Assessment of aided phytostabilization of copper-contaminated soil by X-ray absorption spectroscopy and chemical extractions *Environ Pollut* 159:1536-1542
- Lagomarsino A, Mench M, Marabottini R, Pignataro A, Grego S, Renella G, Stazi SR. (2011). Copper distribution and hydrolase activities in a contaminated soil amended with dolomitic limestone and compost *Ecotoxicol Environ Saf* 74:2013-2019 doi:10.1016/j.ecoenv.2011.06.013
- Landberg T, Greger M. (1994). Can heavy metal tolerant clones of *Salix* be used as vegetation filters on heavy metal contaminated land? Willow vegetation filters for municipal wastewaters and sludges. A biological purification system. In: Study tour, conference and workshop in Sweden, Uppsala, 1994 1994. pp 133-144
- Langella F, Grawunder A, Stark R, Weist A, Merten D, Haferburg G, Büchel G, Kothe E. (2014). Microbially assisted phytoremediation approaches for two multi-element contaminated sites. *Environmental science and pollution research*, 21, 6845-6858.
- Lebrun M, Miard F, Nandillon R, Léger JC, Hattab-Hambli N, Scippa GS, Bourgerie S, Morabito, D. (2018). Assisted phytostabilization of a multicontaminated mine technosol using biochar amendment: Early stage evaluation of biochar feedstock and particle size effects on As and Pb accumulation of two Salicaceae species (*Salix viminalis* and *Populus euramericana*). *Chemosphere*, 194, 316-326.
- Lenoir I, Lounes-Hadj Sahraoui A, Fontaine J. (2016). Arbuscular mycorrhizal fungal-assisted phytoremediation of soil contaminated with persistent organic pollutants: a review *Eur J Soil Sci* 67:624-640 doi:10.1111/ejss.12375
- Lewandowski I, Clifton-Brown JC, Scurlock JMO, Huisman W. (2000). *Miscanthus*: European experience with a novel energy crop. *Biomass and Bioenergy*, 19, 4, 209-227. PII: S0961-9534(00)00032-5.

- Liu L, Chen H, Cai P, Liang W, Huang Q. (2009). Immobilization and phytotoxicity of Cd in contaminated soil amended with chicken manure compost. *Journal of Hazardous Materials*, 163(2-3), 563-567.
- Lomaglio T, Hattab-Hambli N, Miard F, Lebrun M, Nandillo, R, Trupiano D, Scippa GS, Gauthier A, Motelica-Heino M, BourgerieS, Morabito, D. (2018). Cd, Pb, and Zn mobility and (bio) availability in contaminated soils from a former smelting site amended with biochar. *Environmental Science and Pollution Research*, 25, 25744-25756.
- Lwin CS, Seo BH, Kim HU, Owens G, Kim KR. (2018). Application of soil amendments to contaminated soils for heavy metal immobilization and improved soil quality—A critical review. *Soil science and plant nutrition*, 64(2), 156-167.
- Lyubenova L, Nehnevajova E, Herzig R, Schroder P (2009). Response of antioxidant enzymes in *Nicotiana tabacum* clones during phytoextraction of heavy metals. *Environmental Science and Pollution Research* 16, 573-581.
- Madejon P, Murillo JM, Maranon T, Valdes B, Oilva SR (2005) Thallium accumulation in floral structures of *Hirschfeldia incana* (L.) *Lagrèze-Fossat* (Brassicaceae). *B Environ Contam Tox* 74:1058–1064
- Mench M, Lepp N, Bert V, Schwitzguébel JP, Gawronski S, Schröder P, Vangronsveld J (2010). Successes and limitations of phytotechnologies at field scale: outcomes, assessment and outlook from COST Action 859. *J Soils Sed*, 10:1039-1070. doi:10.1007/s11368-010-0190-x
- Mench M, Renella G, Gelsomino A, Landi L, Nannipieri P (2006). Biochemical parameters and bacterial species richness in soils contaminated by sludge-borne metals and remediated with inorganic soil amendments. *Environ Pollut*, 144:24-31. doi:10.1016/j.envpol.2006.01.014.
- Mench M, Tancogne J, Gomez A, Juste C. (1989). Cadmium bioavailability for *Nicotiana tabacum* L., *Nicotiana rustica* L. and *Zea mays* L. grown in soil added or non-added with cadmium nitrate. *Biology Fertility Soils* 8, 48-53.
- Mench M, Vangronsveld J, Lepp NW, Edwards R. (1998). Physicochemical aspects and efficiency of trace element immobilization by soil amendments. In: Vangronsveld J, Cunningham SD (eds) *Metal-contaminated soils: in-situ inactivation and phytoremediation*. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, pp 151-182
- Mengoni A, Barzanti R, Gonnelli C, Gabbriellini R, Bazzicalupo M. (2001). Characterization of nickel-resistant bacteria isolated from serpentine soil. *Environmental Microbiology* 11, 691–698.
- Migeon A, Richaud P, Guinet F, Chalot M, Blaudez D. (2009) Metal accumulation by woody species on contaminated sites in the north of France *Water, Air, and Soil Pollution* 204:89-101 doi:10.1007/s11270-009-0029-5

- Miransari M. (2011). Soil microbes and plant fertilization. *Applied Microbiology and Biotechnology* 92, 875–885.
- Moreira H, Pereira S I A, Marques APGC, Rangel AOSS, Castro PML. (2019). Effects of Soil Sterilization and Metal Spiking in Plant Growth Promoting Rhizobacteria Selection for Phytotechnology Purposes. *Geoderma* 334, 72–81. doi:10.1016/j.geoderma.2018.07.025
- Moreira H, Pereira SIA, Marques APGC, Rangel AOSS., Castro PML. (2016). Selection of Metal Resistant Plant Growth Promoting Rhizobacteria for the Growth and Metal Accumulation of Energy maize in a Mine Soil - Effect of the Inoculum Size. *Geoderma* 278, 1–11. doi:10.1016/j.geoderma.2016.05.003
- Moreira H, Pereira SIA, Mench M, Garbisu C, Kidd P, Castro PML. (2021). Phytomanagement of Metal(loid)-Contaminated Soils: Options, Efficiency and Value. *Frontiers in Environmental*
- Nadeem S M, Ahma, M, Zahir ZA, Javaid A, Ashraf M. (2014). The Role of Mycorrhizae and Plant Growth Promoting Rhizobacteria (PGPR) in Improving Crop Productivity under Stressful Environments. *Biotechnol. Adv.* 32, 429–448. doi:10.1016/j.biotechadv.2013.12.005
- Nartey OD., Zhao B. (2014). Biochar preparation, characterization, and adsorptive capacity and its effect on bioavailability of contaminants: an overview. *Advances in Materials Science and Engineering*, 2014.
- Nsanganwimana F, Waterlot C, Louvel B, Pourrut B, Douay F. (2016). Metal, nutrient and biomass accumulation during the growing cycle of *Miscanthus* established on metal-contaminated soils. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 179, 2, 257-269. <http://dx.doi.org/10.1002/jpln.201500163>.
- Olanrewaju OS, Glick BR, Babalola OO. (2017). Mechanisms of action of plant growth promoting bacteria. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, 33(11), 197.
- Oliveira RS, Vosátka M, Dodd JC, Castro, PML. (2005). Studies on the Diversity of Arbuscular Mycorrhizal Fungi and the Efficacy of Two Native Isolates in a Highly Alkaline Anthropogenic Sediment. *Mycorrhiza* 16, 23–31. doi:10.1007/s00572-005-0010-0
- Pandey VC, Bajpai O, Singh N. (2016). Energy crops in sustainable phytoremediation *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 54:58-73 doi:<https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.09.078>
- Pang J, Chan GSY, Zhang J, Liang J, WONG MH. (2003). Physiological aspects of vetiver grass for rehabilitation in abandoned metalliferous mine wastes. *Chemosphere*, 52, 1559-1570.
- Pereira ES, Mizubuti IY, Pinheiro SM, Villarroel ABS, Clementino RH. (2007). Avaliação da qualidade nutricional de silagens de milho (*Zea mays*, L). *Revista Caatinga*, 20(3), 8-12.

- Pidlisnyuk V, Stefanovska T, Lewis E, Erickson L, Davis L (2014). *Miscanthus* as a productive biofuel crop for phytoremediation. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 33, 1, 1-19. <https://doi.org/10.1080/07352689.2014.847616>.
- Piotrowska-Cyplik A, Czarnecki Z. (2003). Phytoextraction of heavy metals by hemp during anaerobic sewage sludge management in the non-industrial sites. *Polish Journal of Environmental Studies* 12, 779-784
- Pourrut B, Lopareva-Pohu A, Pruvot C, Garçon G, Verdin A, Waterlot C, Bidar G, Shirali P, Douay F. (2011) Assessment of fly ash-aided phytostabilisation of highly contaminated soils after an 8-year field trial: Part 2. Influence on plants *Sci Total Environ* 409:4504-4510. doi:<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.07.047>
- Pulford I, Riddell-Black D, Stewart C. (2002). Heavy metal uptake by willow clones from sewage sludge-treated soil: the potential for phytoremediation *Int J Phytoremediation* 4:59-72.
- Puschenreiter M, Wittstock F, Friesl-Hanl W, Wenzel WW. (2013). Predictability of the Zn and Cd phytoextraction efficiency of a *Salix smithiana* clone by DGT and conventional bioavailability assays *Plant Soil* 369:531-541
- Romero-Estonillo M, Ramos-Castro J, del Río YSM, Rodríguez-Garrido B, Prieto-Fernández Á, Kidd PS, Monterroso C. (2023). Soil amendment and rhizobacterial inoculation improved Cu phytostabilization, plant growth and microbial activity in a bench-scale experiment. *Front. Microbiol.* 14:1184070. doi: 10.3389/fmicb.2023.1184070
- Rotkittikhun P, Chaiyarat R, Kruatrachue M, Pokethitiyook P, Baker AJM. (2007). Growth and lead accumulation by the grasses *Vetiveria zizanioides* and *Thysanolaena maxima* in lead-contaminated soil amended with pig manure and fertilizer: A glasshouse study. *Chemosphere*, 66, 45-53.
- Rout G R, Sahoo S. (2007). In vitro selection and plant regeneration of copper-tolerant plants from leaf explants of *Nicotiana tabacum* L. cv. 'Xanthi'. *Plant Breeding* 126, 403-409.
- Ruttens A, Boulet J, Weyens N, Smeets K, Adriaensen K, Meers E, Van Slycken S, Tack F, Meiresonne L, Thewys T, Witters N, Carleer R, Dupae J, Vangronsveld J. (2011). Short Rotation Coppice Culture of willows and Poplars as Energy Crops on Metal Contaminated Agricultural Soils. *Int. J. Phytorem.* 13, 194–207. doi:10.1080/15226514.2011.568543.
- Ruttens A, Colpaert JV, Mench M, Boisson J, Carleer R, Vangronsveld J. (2006a). Phytostabilization of a metal contaminated sandy soil. II: Influence of compost and/or inorganic metal immobilizing soil amendments on metal leaching *Environ Pollut* 144:533-539 doi:10.1016/j.envpol.2006.01.021
- Ruttens A, Mench M, Colpaert JV, Boisson J, Carleer R, Vangronsveld J. (2006b). Phytostabilization of a metal contaminated sandy soil. I: Influence of compost and/or inorganic metal immobilizing soil

- amendments on phytotoxicity and plant availability of metals Environ Pollut 144:524-532 doi:10.1016/j.envpol.2006.01.038
- Saidi N. (2000). Essais de phytoremediation par vetiver grass. Laboratoire des Géosciences Appliquée ; Equipe : Pollution & Phytoremédiation Faculté des Sciences, Kenitra, Maroc.
- Schulz H, Glaser B. (2012). Effects of biochar compared to organic and inorganic fertilizers on soil quality and plant growth in a greenhouse experiment. J. Plant. Nutr. Soil Sci. 175:410-422.
- Sessitsch A, Kuffner M, Kidd P, Vangronsveld J, Wenzel WW, Fallmann K, Puschenreiter M. (2013) The role of plant-associated bacteria in the mobilization and phytoextraction of trace elements in contaminated soils Soil Biol Biochem 60:182-194 doi:10.1016/j.soilbio.2013.01.012
- Sheng X, Sun L, Huang Z, He L, Zhang W, Chen Z. (2012). Promotion of Growth and Cu Accumulation of Bio-Energy Crop (*Zea mays*) by Bacteria: Implications for Energy Plant Biomass Production and Phytoremediation. J. Environ. Manage. 103:58–64. doi:10.1016/j.jenvman.2012.02.030
- Shinde SK, Shinde BP, Patale SW. (2013). The alleviation of salt stress by the activity of AM fungi in growth and productivity of onion (*Allium cepa* L.) plant. Advance Research in Pharmaceuticals and Biologicals, 3(1), 11-15.
- Siebert S, Portmann FT, Döll P. (2012). Global patterns of cropland use intensity. Remote Sens. 2:1625–1643.
- Sizmur T, Fresno T, Akgül G, Frost H, Moreno-Jiménez E. (2017). Biochar modification to enhance sorption of inorganics from water. Bioresource technology, 246, 34-47.
- Smith SE, Read D. (2008). Mycorrhizal Symbiosis. Academic Press.
- Soler-Rovira P, Madejón E, Madejón P, Plaza C. (2010). In situ remediation of metal-contaminated soils with organic amendments: Role of humic acids in copper bioavailability. Chemosphere 79: 844–849.
- Stefanovska T, Pidlisnyuk V, Lewis E, Gorbatenko A. (2017). Herbivorous insects' diversity at *Miscanthus x giganteus* in Ukraine. Agriculture, 63,1, 23-32. doi: 10.1515/agri-2017-0003.
- Sudová R, Doubková P, Vosátka M. (2008). Mycorrhizal association of *Agrostis capillaris* and *Glomus intraradices* under heavy metal stress: combination of plant clones and fungal isolates from contaminated and uncontaminated substrates. Applied Soil Ecology, 40(1), 19-29.
- Sun H, Xie Y, Zheng Y, Lin Y, Yang F. (2018). The Enhancement by Arbuscular Mycorrhizal Fungi of the Cd Remediation Ability and Bioenergy Quality-Related Factors of Five Switchgrass Cultivars in Cd-Contaminated Soil. Peer J. 6, e4425. doi:10.7717/peerj.4425

- Tandy S, Healey JR, Nason MA, Williamson JC, Jones DL. (2009). Remediation of metal polluted mine soil with compost: Co-composting versus incorporation *Environ Pollut* 157:690-697 doi:10.1016/j.envpol.2008.08.006
- Tang J, Zhu W, Kookana R, Katayama A. (2013). Characteristics of biochar and its application in remediation of contaminated soil. *Journal of bioscience and bioengineering*, 116(6), 653-659.
- Thijs S, Sillen W, Rineau F, Weyens N, Vangronsveld J. (2016). Towards an Enhanced Understanding of Plant-Microbiome Interactions to Improve Phytoremediation: Engineering the Metaorganism *Frontiers in microbiology*. 7:341 doi:10.3389/fmicb.2016.00341
- Thijs S, Witters N, Janssen J, Ruttens A, Weyens N, Herzig R, Mench M.J., Van Slycken S, Meers E, Meiresonne L, Vangronsveld J. (2018). Tobacco, sunflower and high biomass SRC clones show potential for trace metal phytoextraction on a moderately contaminated field site in Belgium. *Front. Plant Sci.* 9, 1879. doi:10.3389/fpls.2018.01879
- Tisch B, Beckett P, Okonski A, Gordon C, Spiers G. (2000). Remediation and revegetation of barren copper tailings using paper mill sludge: an overview. Paper presented at the 25th Annual Canadian Land Reclamation Association and the 4th International Affiliation of Land Reclamationists Meetings: Global Land Reclamation/ Remediation and Beyond, Edmonton, Alberta
- Touceda-González M, Álvarez-López V, Prieto-Fernández Á, Rodríguez-Garrido B, Trasar-Cepeda C, Mench M, Puschenreiter M, Quintela-Sabarís C, Macías-García F, Kidd PS. (2017). Aided phytostabilisation reduces metal toxicity, improves soil fertility and enhances microbial activity in Cu-rich mine tailings *J Environ Manage* 186:301-313 doi:10.1016/j.jenvman.2016.09.019
- Unterbrunner R, Puschenreiter M, Sommer P, Wieshammer G, Tlustos P, Zupan M, Wenzel WW. (2007). Heavy metal accumulation in trees growing on contaminated sites in Central Europe *Environ Pollut* 148:107-114. doi:10.1016/j.envpol.2006.10.035
- Van Ginneken L, Meers E, Guissoon R, Ruttens A, Elst K, Tack FMG, Vangronsveld J, Diels L, Dejonghe W. (2007). Phytoremediation for heavy metal-contaminated soils combined with bioenergy production. *J Environ Eng Landsc Manag* 15, 227-236. <https://doi.org/10.1080/16486897.2007.9636935>
- Van Herwijnen R, Hutchings TR, Al-Tabbaa A, Moffat AJ., Johns ML, Ouki SK. (2007). Remediation of metal contaminated soil with mineral-amended composts. *Environmental Pollution*, 150(3), 347-354.
- Van Slycken S, Witters N, Meiresonne L, Meers E, Ruttens A, Van Peteghem P, Weyens N, Tack FMG, Vangronsveld J. (2013). Field evaluation of willow under short rotation coppice for phytomanagement of metal-polluted agricultural soils *Int J Phytoremediation* 15:677-689 doi:10.1080/15226514.2012.723070

- Vangronsveld J, Herzig R, Weyens N, Boulet J, Adriaensen K, Ruttens A, Thewys T, Vassilev A, Meers E, Nehnevajova E, van der Lelie D, Mench M (2009). Phytoremediation of contaminated soils and groundwater: lessons from the field. *Environmental science and pollution research international*, 16:765-794. doi:10.1007/s11356-009-0213-6.
- Vangronsveld J, Ruttens A, Mench M, Boisson J, Lepp NW, Edwards R, Penny C, Van der Lelie D. (2000). In situ inactivation and phytoremediation of metal/metalloid contaminated soils: field experiments. In: Wise DL TD, Cichon EJ, Inyang HI, Stottmeister U (ed) *Bioremediation of contaminated soils*, 2nd edn. 859-884, Marcel Dekker, New York.
- Vivas A, Biró B, Ruiz-Lozano JM, Barea JM, Azcon R. (2006). Two bacterial strains isolated from a Zn-polluted soil enhance plant growth and mycorrhizal efficiency under Zn-toxicity. *Chemosphere*, 62(9), 1523-1533.
- Walker DJ, Clemente R, Bernal MP. (2004). Contrasting effects of manure and compost on soil pH, heavy metal availability and growth of *Chenopodium album* L. in a soil contaminated by pyritic mine waste. *Chemosphere*, 57(3), 215-224.
- Wang D, Zhou F, Yang W, Peng Q, Man N, Liang D. (2017). Selenate redistribution during aging in different Chinese soils and the dominant influential factors *Chemosphere*, 182:pp.284-292
- Wenzel WW (2009). Rhizosphere processes and management in plant-assisted bioremediation (phytoremediation) of soils. *Plant Soil*, 321:385-408.
- Weyens N, Taghavi S, Barac T, van der Lelie D, Boulet J, Artois T, Carleer R, Vangronsveld J (2009). Bacteria associated with oak and ash on a TCE-contaminated site: characterization of isolates with potential to avoid evapotranspiration of TCE *Environmental Science and Pollution Research* 16:830-843 doi:10.1007/s11356-009-0154-0.
- Wieshammer G, Unterbrunner R, García TB, Zivkovic MF, Puschenreiter M, Wenzel WW. (2007). Phytoextraction of Cd and Zn from agricultural soils by *Salix* ssp. and intercropping of *Salix caprea* and *Arabidopsis halleri* *Plant Soil* 298:255-264.
- Wilde EW, Brigmon RL, Dunn DL, Heitkamp MA, Dagnan DC. (2005). Phytoextraction of lead from firing range soil by Vetiver grass. *Chemosphere*, 61, 1451-1457.
- Yang B, Shu W S, Ye ZH, Lan CY, Wong MH. (2003). Growth and metal accumulation in vetiver and two *Sesbania* species on lead/zinc mine tailings. *Chemosphere*, 52, 1593-1600.
- Yusran Y, Roemheld V, Mueller T. (2009). Effects of *Pseudomonas* sp." Proradix" and *Bacillus amyloliquefaciens* FZB42 on the Establishment of AMF Infection, Nutrient Acquisition and Growth of Tomato Affected by *Fusarium oxysporum* Schlecht f. sp. *radicis-lycopersici* Jarvis and Shoemaker.

Zhang Y, Frankenberger WT (2000). Formation of Dimethylselenonium Compounds in Soil. Environ Sci Technol, 34:776-783. doi:10.1021/es990958y.