

ENMIENDAS ORGÁNICAS PARA LA ESTABILIZACIÓN DE TALUDES: EXPERIENCIAS PILOTO Y RESULTADOS A LARGO PLAZO

V. Carabassa (1,2), I. Raya (1), E. Álvarez (3), R. González (4), J. M. Alcañiz (1,2), M. Pous (4)

(1) CREAM, Edifici C, Univ. Autònoma de Barcelona, E-08193 Cerdanyola del Vallès, Catalonia,
Spain

Email: v.carabassa@creaf.uab.cat

(2) Univ. Autònoma de Barcelona, E-08193 Cerdanyola del Vallès, Catalonia, Spain Email

(3) Sub-direcció d'Explotació Viària, Departament de la Vicepresidència i de Polítiques Digitals i
Territori, Generalitat de Catalunya

(4) Departament de Protecció del Sòl, Àrea d'Economia Circular, Agència de Residus de Catalunya,
Generalitat de Catalunya

RESUMEN

El uso de enmiendas orgánicas en los trabajos de restauración de taludes es una práctica que permite valorizar residuos orgánicos y minerales, contribuyendo a la economía verde y circular, a la vez que mejora los resultados de la revegetación. La utilización de estas enmiendas, que pueden ser residuos orgánicos (lodos de depuradora, digestato de la fracción orgánica de residuos municipales recogidos selectivamente, bioestabilizados, estiércol, etc.) o productos comercializados de acuerdo con el Real Decreto 506/2013 de productos fertilizantes (compost, vermicompost, enmiendas orgánicas húmicas, etc.), permite acelerar la colonización biológica de sustratos inertes como pueden ser las tierras o los materiales naturales excavados, los rechazos de voladura o del procesado de los áridos (zahorra) que se generan en grandes cantidades en actividades extractivas. La combinación adecuada de estos materiales minerales y orgánicos, colocados emulando los horizontes de los suelos naturales de referencia permite construir tecnosoles, también conocidos como suelos técnicos a la carta, con los que una vez sembrados se consiguen recubrimientos herbáceos rápidos y densos que reducen la vulnerabilidad frente a la erosión, garantizando la estabilidad superficial de los taludes. A medio plazo (5-10 años) estos tecnosoles contruidos con dosis adecuadas de enmienda orgánica (un máximo de 50 Tm/ha, peso seco), permiten el reclutamiento de especies autóctonas presentes en el entorno, incrementando la diversidad vegetal de los taludes y su valor ecológico. A largo plazo (>20 años), estos tecnosoles consiguen secuestrar carbono de manera significativa y efectiva, hasta nueve veces más que sin el uso de enmiendas. Se presentan los resultados a corto, medio y largo plazo de diversos casos de éxito (y fracaso) del uso de enmiendas orgánicas en rehabilitación de taludes de carreteras, actividades extractivas y depósitos controlados. A su vez, se proponen una serie de criterios para la selección y utilización de enmiendas orgánicas en tareas de rehabilitación de suelos, dando pautas específicas para los diferentes residuos y productos orgánicos disponibles habitualmente en nuestro país, a la vez que se establecen los requerimientos de calidad de los sustratos minerales en el contexto de su uso para la construcción de tecnosoles.

1. INTRODUCCIÓN

La restauración de espacios altamente degradados sigue una secuencia básica en función de los objetivos que comprende principalmente: modelado del terreno y construcción de la red de drenaje, aportación y estabilización del suelo, y establecimiento de la vegetación y la fauna. Evidentemente, habría que añadir tanto los procesos previos como los posteriores, como son: el diseño y la elaboración de los estudios preliminares, el proceso de decisión de los objetivos y la redacción del proyecto. También debería incluirse el seguimiento de la ejecución de la restauración en el campo, la monitorización de los resultados y la implementación de medidas correctoras, así como también el mantenimiento de los espacios en proceso de restauración y los ya restaurados.

Si nos centramos en las propias actuaciones restauradoras, la reposición de un suelo adecuado a los objetivos de la restauración es uno de los aspectos clave para garantizar el éxito de la revegetación. En este sentido, el decapado o capaceo previo al impacto es uno de los procesos que permiten disponer de suelo de calidad para la restauración, siempre que esto sea posible, como es el caso de nuevas actividades extractivas u obras de infraestructuras viarias. Ahora bien, en muchos casos no se dispone de suficiente suelo de decapado para la restauración de toda la superficie afectada, o bien no es de calidad suficiente. Para suplir esta carencia se utilizan a menudo materiales minerales de desecho como formadores de suelos, especialmente en el contexto de las actividades extractivas. Estos materiales suelen presentar granulometrías desequilibradas y deficiencias de nutrientes que es necesario corregir haciendo mezclas con otras tierras o materiales, y con la incorporación de enmiendas orgánicas o abonos (Alcañiz et al., 2009).

Las actividades económicas vinculadas a la economía verde se han incrementado de forma importante en los últimos años (UN, 2019). La economía circular estaría dentro del paraguas de la economía verde, promoviendo un uso más sostenible de los recursos, así como la transformación de los residuos de una actividad económica en subproductos de otra, poniendo especial énfasis en las dinámicas intersectoriales y cooperativas (D'Amato et al., 2017). El ecodiseño, la innovación ecológica, la prevención de residuos y la reutilización de materias primas puede suponer un ahorro neto para las empresas de la UE de hasta 600 millones de euros. Las medidas adicionales que se proponen para aumentar el aprovechamiento de los recursos y la valorización de los residuos en un 30% el 2030 podrían aumentar el PIB cerca del 1%, al tiempo que se crearían 2 millones de puestos de trabajo adicionales (EC, 2019).

En la UE se producen cada año aproximadamente entre 120 y 140 millones de toneladas de bio-residuos, que corresponden a unos 300 kg por ciudadano de la UE y año (JRC, 2011). Según la Directiva marco de residuos (EC, 2008), los bio-residuos corresponden a residuos procedentes de jardines y parques, residuos de alimentos de cocinas de los hogares, restaurantes, *caterings* y locales comerciales, así como los residuos procedentes de plantas de procesamiento de alimentos. No incluye en esta categoría residuos forestales ni agrícolas, estiércol, fangos de depuradora ni otros residuos biodegradables tales como textiles naturales, papel o madera procesada. También excluye a aquellos subproductos de producción de alimentos que nunca se convierten en residuos. En lo que se refiere específicamente a los fangos de estaciones depuradoras de aguas residuales urbanas, en toda Europa se produjeron en 2017 cerca de 3M de toneladas de materia seca (EC, 2020), y unas 120.000 t en Cataluña (ACA, 2018).

En toda Europa cerca del 40% de los bio-residuos se depositan en vertederos (hasta el 100% en algunos estados miembros) (EC, 2010), práctica contraria a los principios rectores de la política de gestión de recursos sostenibles de la UE, es decir, la "jerarquía de residuos" que debería fundamentar todas las políticas nacionales al respecto (JRC, 2011). En cuanto a los lodos de depuradora, la mayoría se aplican al suelo una vez digeridos o compostados, y una parte se incineran (EC, 2020), si bien en los últimos años se han desarrollado también sistemas alternativos como la pirólisis y gasificación para mejorar el tratamiento térmico y la valorización energética de los fangos (Manara and Zabaniotou, 2012; Samolada and Zabaniotou, 2014). De acuerdo con una perspectiva de la economía

circular global, los objetivos actuales de la Unión Europea fijan que el 65% de todos los residuos municipales producidos se reciclen antes de 2030, y sólo un 10% acaben en vertederos (EC, 1999).

Para facilitar la gestión final de los residuos se utilizan diferentes tratamientos mecánicos y biológicos (Seyring et al., 2015), aunque globalmente todavía se está lejos de poder aplicar totalmente el concepto de economía circular en este ámbito. Cuando los esquemas de separación en origen no están completamente implementados, el tratamiento de residuos mediante plantas de tratamiento mecánico-biológico es una buena opción para incrementar el porcentaje de residuos reciclados y reducir la disposición en vertedero (ETC/SCP, 2014) aunque requiere mayor inversión en infraestructuras. Las plantas de tratamiento mecánico-biológico separan mecánicamente los componentes biodegradables y no biodegradables (Donovan et al., 2010). Los componentes no biodegradables se envían después para reprocesarlos, incinerarlos o se depositan en un vertedero, mientras que los componentes biodegradables se someten a compostaje, generando así un producto similar al compost llamado bioestabilizado (*bioestabilized* o *compost-like-output*), o bien a digestión anaerobia generando entonces lo que se llama digestato (*digestate*).

Las fracciones orgánicas de residuos sólidos municipales son heterogéneas en cuanto a composición y procedencia. Por tanto, la gestión sostenible de estos residuos representa un reto si se quiere alinear con los principios de la economía circular, que debe reducir la incineración y la disposición en vertederos (Abdullahi et al., 2008). Si la recuperación y tratamiento mecánico y biológico de los bio-residuos se realiza de forma adecuada, los productos finales orgánicos biodegradables resultantes pueden cumplir los requisitos de calidad necesarios para ser aplicados al suelo. Sin embargo, es necesario controlar su contenido en contaminantes orgánicos, metales pesados e impurezas (plásticos, vidrios, metales). En el caso de los fangos de depuradora, también existe un potencial muy importante para utilizarlos en el suelo, ya sea como enmienda orgánica o como fertilizante, debido al elevado contenido de materia orgánica y macronutrientes, especialmente nitrógeno y fósforo (Alcañiz et al., 2009). Sin embargo, en algunos casos el elevado contenido en metales pesados, contaminantes orgánicos y otros puede hacer más aconsejable la incineración o el depósito en vertedero. Por otra parte, últimamente se está poniendo el foco en el contenido en micro(nano)plásticos, ya que se calcula que la aplicación de fangos en suelos agrícolas podría ser una de las principales vías de entrada de estos contaminantes en el suelo (Hurley and Nizzetto, 2018).

Volviendo a las repercusiones para la economía es importante remarcar, tal y como ya se ha hecho anteriormente, que la restauración de espacios degradados puede constituir un impulso para los sectores económicos de este ámbito, abriendo un amplio abanico de oportunidades y líneas de negocio (Sundstrom, 2011). Un ejemplo, en la línea de los principios de la economía verde y la economía circular, puede ser el aprovechamiento de residuos orgánicos y minerales para las tareas de restauración de espacios degradados, tal y como se da a menudo en la construcción de los llamados tecnosoles (Schad and Dondeyne, 2017; Mosquera-Losada et al., 2017). Los tecnosoles, que también podríamos definir como “suelos técnicos a la carta”, son una fuente viable de sustratos cuando la disponibilidad de suelos naturales adecuados para la restauración es limitada (Watkinson et al., 2017), por lo que los podemos considerar como una ecotecnología disponible para resolver algunos de los problemas de la gestión de los suelos en el Antropoceno (Leguédois et al., 2016). El uso de residuos orgánicos (lodos EDAR, estiércol, compost, etc.) para la construcción de tecnosoles es una práctica bastante utilizada en la restauración de minas, infraestructuras de transporte o vertederos (Asensio et al., 2013; Lomaglio et al., 2017; Watkinson et al., 2017), situaciones en las que es habitual la falta de suelo natural fértil. En estos casos, el uso de residuos orgánicos tiene como objetivo acelerar la colonización biológica de un sustrato relativamente inerte. Las aptitudes de estos residuos orgánicos dependen, entre otros, de su capacidad para contribuir al incremento del contenido de humus (materia orgánica estable) y al mantenimiento del balance de nutrientes (Magdoff and Weil, 2004), el cual depende en mayor medida de la degradabilidad de la matriz orgánica que contienen (Rumpel et al., 2002). Por otra parte, existen bastantes residuos orgánicos e inorgánicos disponibles para ser utilizados como enmiendas de suelos, pero no todos valen para los mismos objetivos (Pérez-Gimeno et al., 2019).

Los procesos edafogénicos que se producen en los tecnosoles son similares a los de los suelos naturales (Leguédou et al., 2016), aunque los componentes utilizados pueden influir fuertemente en su evolución y su capacidad de comportarse como suelo, y por tanto, de proporcionar los servicios de los ecosistemas asociados. Sin embargo, suelen tener una rápida evolución en comparación con los suelos naturales, debido también a la actividad biológica (Leguédou et al., 2016). Esto es especialmente relevante, ya que la fauna y la vegetación del suelo son factores clave para la prestación de servicios ecosistémicos (Tate, 2005), como por ejemplo el control de la pedogénesis del suelo en los horizontes superficiales a través de su papel en la dinámica del carbono y el nitrógeno (Frouz et al., 2013) y en la aceleración de los procesos de meteorización.

En el presente trabajo se presentan varios ejemplos de la utilización de tecnosoles, contruidos mediante el uso de diferentes tipos de residuos minerales y orgánicos, para la restauración de terrenos altamente degradados como son las actividades extractivas, los vertederos o los taludes de carreteras. Se presentan resultados derivados de la caracterización de los residuos orgánicos y minerales utilizados para la construcción de dichos suelos, así como del seguimiento a corto, medio y largo plazo de los parámetros edáficos, el desarrollo de la vegetación y el control de los procesos de degradación de suelos.

2. TECNOSOLES DE MINA CONSTRUIDOS CON LODOS DE DEPURADORA COMO ENMIENDA ORGÁNICA: RESULTADOS A CORTO Y MEDIO PLAZO

Se seleccionó un conjunto de siete yacimientos de canteras de caliza, restaurados hace doce años con tecnosoles, todos ellos situados en la zona climática mediterránea de Cataluña. Cada sitio experimental correspondió a un *Technosol* construido con lodos de depuradora, y un área de control vecina con el mismo sustrato mineral pero sin adición de lodos. Las condiciones climáticas en los diferentes sitios difieren principalmente en términos de disponibilidad de agua, ya que la precipitación media anual osciló entre 400 y 700 mm (de clima mediterráneo húmedo a semiárido). El ecosistema de referencia para la restauración fue el bosque mediterráneo que predomina en el área de estudio, dominado por pino carrasco (*Pinus halepensis*) generalmente acompañado de encina (*Quercus ilex*) y especies arbustivas acompañantes. Antes de la restauración, las áreas fueron utilizadas para la explotación de piedra caliza para la producción de áridos u hormigón. Los sitios evaluados (enmendado con lodos y controles) tienen una superficie promedio de 3000 m² y cubren diferentes orientaciones, desde la más favorable (orientación N) hasta la más desafiante (orientación S). El tipo geomorfológico dominante es el terraplén de terraza/berma con pendientes pronunciadas, algunas de las cuales se aproximan a los 45°. El subsuelo de los terraplenes está constituido principalmente por fracciones finas y/o rocosas provenientes de escombros de extracción o excavaciones, y en ocasiones con escombros de voladuras.

El sustrato mineral utilizado para la construcción del *Technosol* consistía principalmente en residuos mineros (rechazos de voladura y de planta), a veces mezclados con tierra vegetal. En algunos casos, la pedregosidad fue muy alta (superior al 80%), con una alta proporción de carbonatos y muy bajo contenido de materia orgánica. Los lodos de depuradora consistieron en lodos digeridos anaeróbicamente provenientes de plantas de tratamiento de aguas residuales municipales de tamaño mediano. Todos ellos tenían calidad suficiente para ser utilizados en la agricultura, es decir, tenían una estabilidad relativamente alta (48% como promedio) y un bajo contenido de metales pesados (Tabla 1). Como es habitual en los lodos de depuradora, las concentraciones de P eran muy altas. Los lodos se dosificaron en función de su contenido de materia orgánica, grado de estabilidad y las propiedades del sustrato mineral (pedregosidad y densidad aparente), siguiendo a Alcañiz et al. (2009) y Carabassa et al. (2010). La dosis promedio de lodo utilizada en los diferentes sitios fue de alrededor de 45 Mg·ha⁻¹ (p.s.), y su aplicación en campo se realizó entre otoño de 2006 y primavera de 2007.

Transcurridos diez años de la construcción de los tecnosoles, los suelos enmendados con lodos tenían contenidos de materia orgánica, N y P significativamente más altos en comparación con los no enmendados (Figura 5.2), logrando un aumento de más del doble en uno de los sitios. Algunos tecnosoles no enmendados fueron claramente deficientes en materia orgánica, con valores de SOC (*Soil Organic Carbon*) por debajo del 0,5%. Estas diferencias fueron aún mayores en el caso del N, donde los tecnosoles enmendados con lodos tenían contenidos más de tres veces mayores en comparación con los no enmendados, que eran extremadamente pobres en N, especialmente cuando solo se usaban rechazos de mina como sustrato mineral. Además, los contenidos de P mostraron el mayor contraste entre los suelos enmendados y control, con contenidos muy altos en los tecnosoles enmendados con lodos, que fueron diez veces mayores que en los suelos no enmendados, donde los valores mostraron una clara deficiencia.

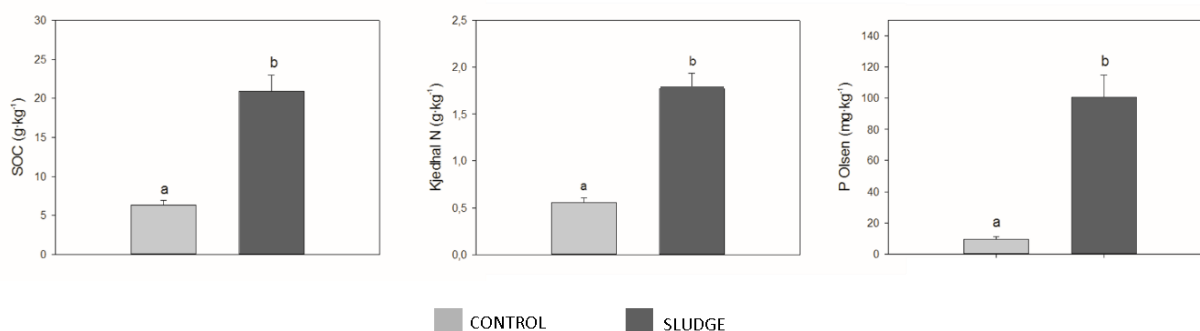


Figura 1. Carbono orgánico del suelo (SOC), nitrógeno Kjeldhal y fósforo Olsen en tecnosoles enmendados y no enmendados con lodos EDAR, 10 años después de su construcción. Las barras de error corresponden al error estándar y las letras diferentes indican diferencias significativas a un nivel de $p < 0,05$.

Al comparar los valores de las propiedades del suelo poco después de la construcción de los tecnosoles (4-6 meses) con los resultados pasados 10 años (Figura 2), se demostró que el SOC aumentó tanto en los suelos enmendados como en los no enmendados. Sin embargo, este aumento fué mayor en los tecnosoles enmendados, con un aumento de 2,1, en comparación con los tecnosoles no enmendados, con un aumento de 1,6. Además, los suelos enmendados mostraron aumentos significativos en el contenido de N después de 10 años, aunque esta tendencia no se observó para el P, con cambios no significativos, a pesar de una tendencia al aumento.

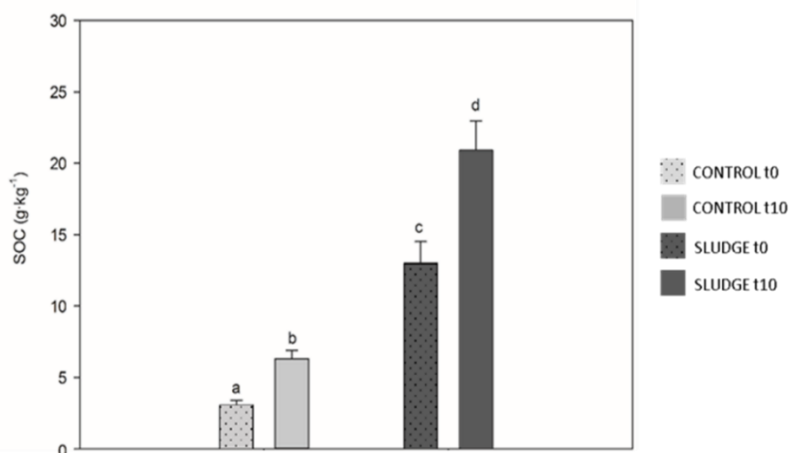


Figura 2. Contenido inicial (t0, 4-6 meses) y a los diez años (t10) de carbono orgánico del suelo (SOC) en tecnosoles enmendados y no enmendados con lodos EDAR. Las barras de error corresponden al error estándar y las letras diferentes indican diferencias significativas a un nivel de $p < 0,05$.

Tabla 1. Caracterización fisicoquímica de los lodos de depuradora utilizados para la construcción de los tecnosuelos (promedio, valor máximo, valor mínimo y desviación estándar).

Parámetro	Media	Máx.	Mín.	SD
Materia seca (%)	24,5	26,8	22,5	12,6
Materia orgánica (%)	57,7	70,7	39,2	27,1
Grado de estabilidad (%) *	48,1	60,1	31,8	17,2
Conductividad (extracto 1:5, dS·m ⁻¹ 25°C)	2,0	3,0	1,0	0,7
pH (agua, 1:10 w:v)	7,7	8,5	6,9	0,6
N-Kjeldhal (g·kg ⁻¹)	36,8	63,4	11,5	19,8
N-amoniaco (g·kg ⁻¹)	10,7	21,5	1,8	7,3
P-total (g·kg ⁻¹)	38,3	64,4	24,5	23,5
K (g·kg ⁻¹)	2,8	5,7	1,0	1,5
Cu (mg·kg ⁻¹)	322,3	580,0	102,0	170,6
Ni (mg·kg ⁻¹)	23,0	43,3	15,5	13,9
Cr (mg·kg ⁻¹)	56,6	85,6	12,5	35,7
Pb (mg·kg ⁻¹)	54,3	64,2	29,5	28,1
Hg (mg·kg ⁻¹)	2,0	4,2	0,2	1,3
Cd (mg·kg ⁻¹)	3,7	10,0	0,9	3,6
Zn (mg·kg ⁻¹)	1037,6	2199,0	375,0	512,6

*porcentaje de materia orgánica resistente a la hidrólisis ácida.

Considerando solo la capa superior del suelo (primeros 20 cm de profundidad), el secuestro de C orgánico promedio en los tecnosoles enmendados con lodos fue de 28 Mg C·ha⁻¹ transcurridos 10 años, mientras que 9 Mg C·ha⁻¹ en los no enmendados, lo que representa tres veces más de secuestro de C.

Después de 10 años, la cobertura herbácea seguía siendo dominante en la mayoría de las áreas evaluadas, independientemente del tratamiento. La cobertura herbácea promedio en todas las parcelas fue inferior al 50% (Figura 3). Sin embargo, la vegetación herbácea tuvo un mayor desarrollo en las parcelas enmendadas, donde la acumulación de restos vegetales también fue mayor (Figura 3). En cuanto a la composición de especies herbáceas, los tecnosoles enmendados con lodos mostraron una mayor frecuencia de especies ruderales, como *Chenopodium album*, *Malva sylvestris* y *Cardus* spp., si bien no fueron dominantes. Se observó colonización por especies vecinas nativas en ambos tratamientos. Algunas plantas halófitas y tolerantes a la salinidad, como *Salsola kali* o *Atriplex halimus*, fueron más frecuentes en suelos enmendados con lodos a pesar de que la salinidad no fue significativamente mayor. En las parcelas enmendadas se identificaron algunas especies invasoras como *Arundo donax*, a pesar de que su cobertura vegetal fue mínima, y su presencia no puede atribuirse a la aplicación de lodos sino a su introducción mediante la presencia de rizomas en el suelo exógeno utilizado para la construcción de los tecnosoles.

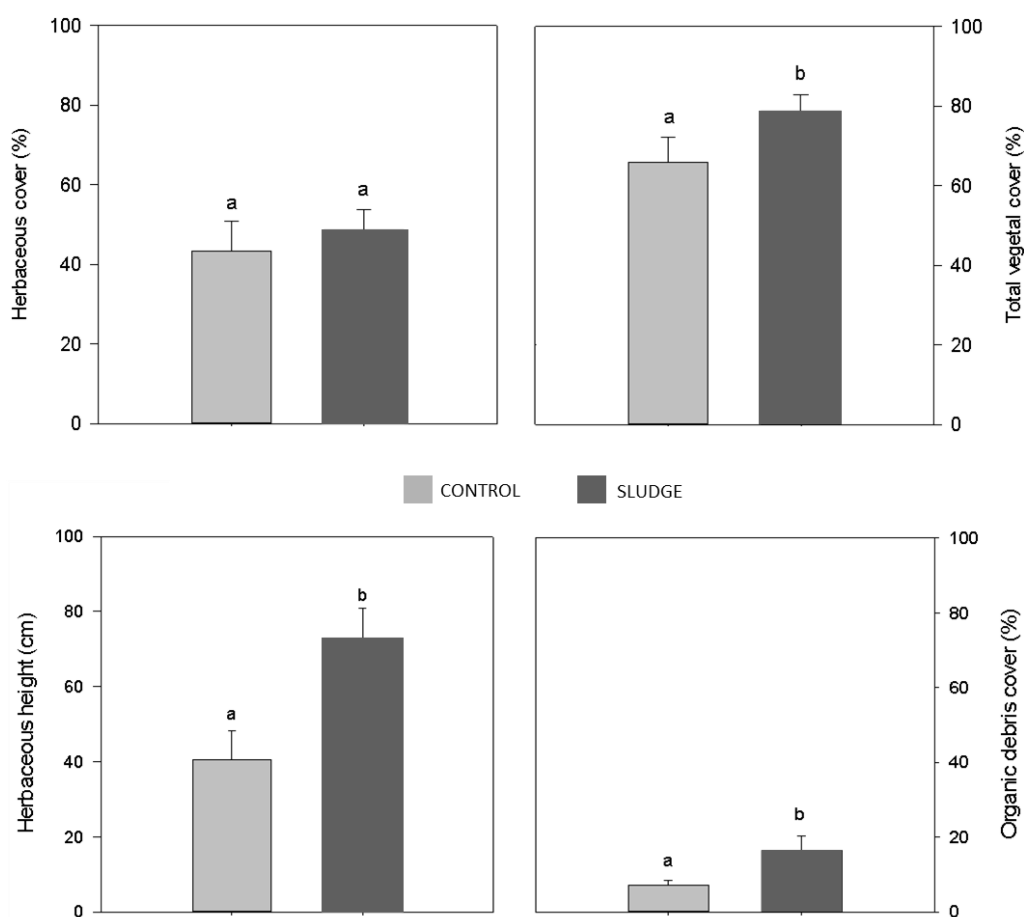


Figura 3. Distribución de los diferentes tipos de cobertura vegetal (herbácea, vegetal total, restos orgánicos) y desarrollo herbáceo (altura, cm) en tecnosoles enmendados y no enmendados con lodos, 10 años después de la aplicación de estos. Las barras de error corresponden al error estándar y las letras diferentes indican diferencias significativas a un nivel de $p < 0,05$.

3. RESTAURACIÓN DEL SUELO EN VERTEDEROS Y TALUDES DE CARRETERA CON BIOESTABILIZADOS Y DIGESTATOS DE RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS

Se incluyeron en el estudio materiales de seis de las ocho plantas de tratamiento mecánico-biológico existentes en Cataluña en 2016. La selección se realizó con el fin de incluir toda la variedad de residuos orgánicos municipales tratados en estas plantas: tres productoras de bioestabilizado (CLO, códigos de planta A, B, D), dos productoras de digestato (DGT, códigos de planta C, F) y una produciendo bioestabilizado a partir de digestato (C+DGT, código de planta E). Se realizaron tres pruebas piloto en diferentes escenarios de restauración: un talud de vertedero (Lloret de Mar, LM) y dos taludes de carretera (Olost, OL; Terrassa, TE), ubicados en diversos escenarios climáticos mediterráneos y utilizando distintos tipos de suelo. Las enmiendas se mezclaron a una dosis de 20 kg·Mg⁻¹ de suelo, excepto DGT-COL, que se aplicó a una dosis de 40 kg·Mg⁻¹ en el talud de Olost.

Un mes después de la reposición de los suelos enmendados, todos los tratamientos mostraron mayor cobertura herbácea que los controles, excepto algunos tratamientos en los taludes de la carretera de Olost (CLO-AOL y CLO-BOL). Además, CLO-AOL y CLO-BOL presentan cubiertas vegetales por debajo de los controles del talud de la carretera de Terrassa y del vertedero de Lloret de Mar (CTRTE y CTRLM, respectivamente) que son mucho menos fértiles que CTROL. Cuatro meses después de la aplicación de los tecnosoles en los taludes, las parcelas con una dosis de aplicación de 20 g·kg⁻¹ de DGT mostraron casi dos veces más cobertura vegetal que los controles (Figura 4). Esta diferencia fue aún mayor cuando los suelos de control eran extremadamente pobres en materia orgánica y nutrientes, como los de Terrassa. En cuanto a los tratamientos CLO, sus efectos fueron dependientes de la calidad del suelo original. En suelos relativamente fértiles como los de Olost, todos los tratamientos CLO mostraron un menor desarrollo de cobertura vegetal que los controles, especialmente CLO-AOL y CLO-DOL, que después de cuatro meses resultó en parcelas sin vegetación. Por el contrario, en suelos muy pobres, como los de Lloret de Mar (CTRLM), la aplicación de CLO promovió el desarrollo de la vegetación.

En cuanto a las diferencias entre dosis, el tratamiento con 40 g·kg⁻¹ de digestato (DGT-COL) presentó menor cobertura vegetal que el tratamiento con 20 g·kg⁻¹ (DGT-FOL) en el primer muestreo. En cuanto a la conductividad eléctrica, ésta aumentó tras aplicar la enmienda y disminuyó a los cinco meses.

En cuanto a la biodiversidad vegetal, durante los primeros meses después de la restauración del suelo las especies sembradas dominaron en todas las parcelas. La biodiversidad fue relativamente baja en todos los sitios y tratamientos, siendo las parcelas de Terrassa las más ricas- con más de 50 especies identificadas principalmente de las familias *Asteraceae*, *Fabaceae* y *Poaceae*-. En las parcelas control se observó una dominancia relativa de leguminosas, principalmente en suelos muy pobres como los de Terrassa y Lloret de Mar. En las parcelas enmendadas con DGT y CLO se observó una dominancia de las gramíneas sembradas durante los primeros meses, aunque a medio plazo (diez meses) aumentó la vegetación ruderal siendo dominante en algunas parcelas. Sin embargo, las plantas ruderales observadas difirieron entre tratamientos, siendo dominantes las especies típicas de ambientes ricos en nitrógeno (*Chenopodium* sp., *Cardus* sp.) en las parcelas de DGT.

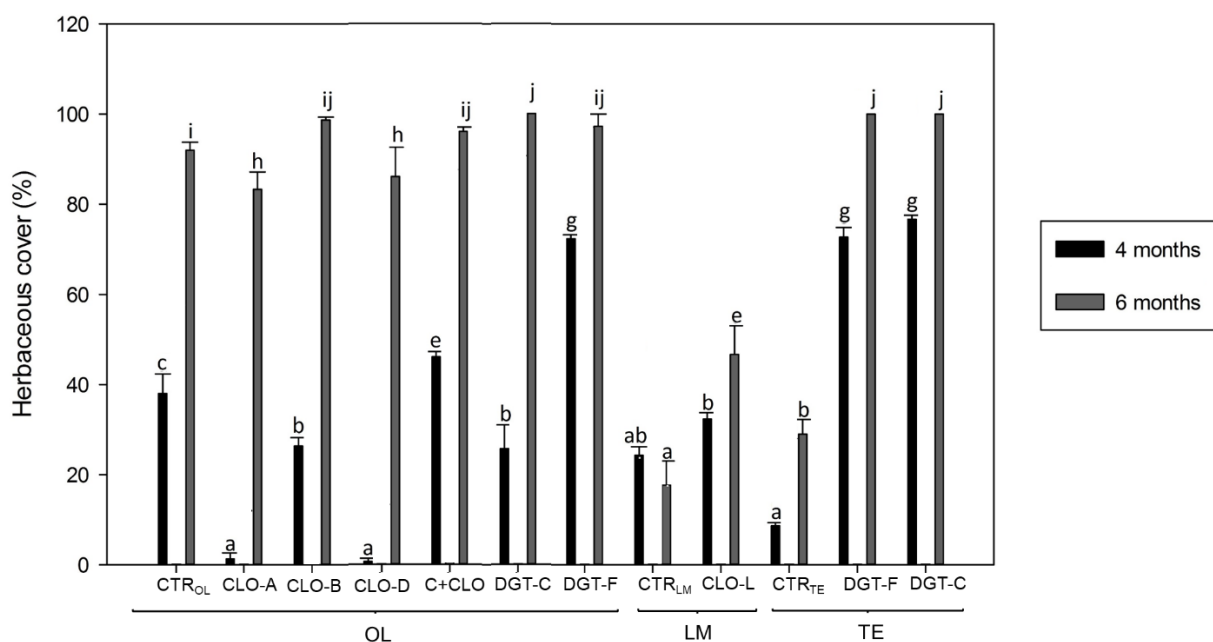


Figura 4. Cobertura herbácea en parcelas restauradas con suelo enmendado con CLO/DGT, 4 y 6 meses después de la aplicación de los tecnosoles. Los códigos de tratamiento indican el residuo ensayado (control:CTR; bioestabilizado:CLO; digestato:DGT; bioestabilizado de digestato:C+DGT) y el lugar (OL: Olost; Te: Terrassa; LM: Lloret de Mar). Las barras de error corresponden al error estándar. Las letras indican una diferencia significativa según la prueba de Fisher ($p < 0,05$) entre medidas del mismo sitio. $n=36$.

4. RECOMENDACIONES DE UTILIZACIÓN

En base a estas y otras experiencias se han establecido una serie de criterios y condicionantes para la aplicación de enmiendas orgánicas en trabajos de restauración, que se recogen en formato de fichas resumen (ARC, 2021). Estas fichas establecen la calidad mínima que se debe exigir a los suelos antes y después de enmendar (granulometría, contenido en carbonatos, materia orgánica, pH, CE, metales pesados, entre otros), así como a los principales residuos y productos orgánicos disponibles para ser utilizados como enmiendas (Tabla 2).

También se establecen los criterios para evaluar la aptitud de los emplazamientos a restaurar con los suelos enmendados. Van dirigidos principalmente a técnicos y profesionales de obras responsables de las labores de restauración de suelos, que no deben tener forzosamente conocimientos específicos en agronomía o restauración ambiental, con el objetivo de fomentar el uso de estas enmiendas que permiten secuestrar carbono orgánico en los suelos restaurados a la vez que facilitan el desarrollo de una cubierta vegetal que reduce la vulnerabilidad del suelo frente a los procesos erosivos y mejora la estabilidad de los taludes.

Tabla 2. Valores recomendados a controlar en los residuos utilizados habitualmente como enmienda orgánica de suelos.

Parámetro	Valor límite
Materia orgánica total (% sms)	>35
Grado de estabilidad (% smo)	>40
pH	4,5 – 8,5
CE (1:5 p:v, dS m ⁻¹)	<10
Contenido de impurezas (% sms)	<0,5 (<0,3 plásticos, vidrios o metales)
Salmonella (Presencia/Ausencia)	Ausencia
<i>Escherichia coli</i> (n° UFC g ⁻¹)	<1000
Índice de germinación (%)	>60
Metales pesados (mg kg ⁻¹)	
Cd	<5
Cu	<800
Ni	<200
Pb	<500
Zn	<2000
Hg	<5
Cr	<800

REFERENCIAS

- Abdullahi, Y.A., Akunna, J.C., White, N.A., Hallett, P.D., Wheatley, R., 2008. Investigating the effects of anaerobic and aerobic post-treatment on quality and stability of organic fraction of municipal solid waste as soil amendment. *Bioresour. Technol.* <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.04.027>
- ACA, 2018. Dades gestió de biosòlids a Catalunya, 2017. Agència Catalana de l'Aigua, Generalitat de Catalunya. Disponible a: <http://aca.gencat.cat/ca/laigua/gestio-del-cicle-de-laigua/gestio-de-fangs/>
- Alcañiz, J.M., O. Ortiz, Carabassa V, 2009. Utilización de lodos de depuradora en restauración. Manual de aplicación en actividades extractivas y terrenos marginales. Barcelona: Agència Catalana de l'Aigua, Generalitat de Catalunya. Disponible a: http://mediambient.gencat.cat/web/.content/home/ambits_dactuacio/empresa_i_produccio_sostenible/restauracio_dactivitats_extractives/Productes-emprats-restauracio-ambiental/restauracio_dactivitats_extractives_amb_fangs_de_depuradora/documentos/protocol_fangs_cast.pdf
- ARC, 2021. Aplicació d'esmenes orgàniques en la restauració de sòls degradats. Fitxes tècniques. Disponible a: https://residus.gencat.cat/ca/ambits_dactuacio/tipus_de_residu/residus_organics/restauracio_sols/fitxes_tecniques/
- Asensio, V., Vega, F.A., Andrade, M.L., Covelo, E.F., 2013. Technosols made of wastes to improve physico-chemical characteristics of a copper mine soil. *Pedosphere*. [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(12\)60074-5](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(12)60074-5)
- Carabassa, V., Ortiz, O., Alcañiz, J.M., 2018. Sewage sludge as an organic amendment for quarry restoration: Effects on soil and vegetation. *L. Degrad. Dev.* 29, 2568–2574. <https://doi.org/10.1002/ldr.3071>
- Carabassa, V., Serra, E., Ortiz, O., Alcañiz, J.M., 2010. Sewage sludge application protocol for quarry restoration (Catalonia). *Ecol. Restor.* 28. <https://doi.org/10.3368/er.28.4.420>
- D'Amato, D., Droste, N., Allen, B., Kettunen, M., Lähinen, K., Korhonen, J., Leskinen, P., Matthies, B.D., Toppinen, A., 2017. Green, circular, bio economy: A comparative analysis of sustainability avenues. *J. Clean. Prod.* <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.09.053>
- Donovan, S.M., Bateson, T., Gronow, J.R., Voulvoulis, N., 2010. Characterization of compost-like outputs from mechanical biological treatment of municipal solid waste. *J. Air Waste Manag. Assoc.* <https://doi.org/10.3155/1047-3289.60.6.694>
- ETC/SCP, 2014. The importance of regional and local policies on municipal solid waste management in Europe - exemplified by six regions in Italy, Poland and Spain (ETC/SCP Working Paper No 1/2014), European Topic Centre on Sustainable Consumption and Production. Available in http://scp.eionet.europa.eu/wp/wp2014_1
- European Commission (2019). Green growth and circular economy. Available in https://ec.europa.eu/environment/green-growth/index_en.htm. Date of access: 25 December 2019.
- European Commission (1999). Landfill Directive 1999/31/EC
- European Commission (2008). Directive 2008/98/EC on waste (Waste Framework Directive)
- European Commission (2010). Communication from the commission to the council and the European parliament on future steps in bio-waste management in the European Union COM(2010)235
- European Commission (2020). EUROSTAT. Sewage sludge production and disposal [env_ww_spd]. Available in: <https://appsso.eurostat.ec.europa.eu/nui/submitViewTableAction.do>. Date of access: 16 March 2020.
- European Environmental Agency (2010). Ecosystem services in the EU. Ecosystem services still degrading. EEA, Copenhagen.
- Frouz, J., Jílková, V., Cajthaml, T., Pižl, V., Tajovský, K., Háněl, L., Burešová, A., Šimáčková, H., Kolaříková, K., Franklin, J., Nawrot, J., Groninger, J.W., Stahl, P.D., 2013. Soil biota in post-mining sites along a climatic gradient in the USA: Simple communities in shortgrass prairie recover faster than complex communities in tallgrass prairie and forest. *Soil Biol. Biochem.* <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2013.08.025>
- Hurley, R.R., Nizzetto, L., 2018. Fate and occurrence of micro(nano)plastics in soils: Knowledge gaps and possible risks. *Curr. Opin. Environ. Sci. Heal.* <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2017.10.006>
- JRC, 2011. Supporting Environmentally Sound Decisions for Bio-Waste Management. I. <https://doi.org/10.2788/53942>

- Leguédou, S., Séré, G., Auclerc, A., Cortet, J., Huot, H., Ouvrard, S., Watteau, F., Schwartz, C., Morel, J.L., 2016. Modelling pedogenesis of Technosols. *Geoderma*. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.08.008>
- Lomaglio, T., Hattab-Hambli, N., Bret, A., Miard, F., Trupiano, D., Scippa, G.S., Motelica-Heino, M., Bourgerie, S., Morabito, D., 2017. Effect of biochar amendments on the mobility and (bio) availability of As, Sb and Pb in a contaminated mine technosol. *J. Geochemical Explor.* <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2016.08.007>
- Magdoff, F., Weil, R.R. 2004. Soil organic matter management strategies. F. Magdoff, R.R. Weil (Eds.), *Soil Organic Matter in Sustainable Agriculture*, CRC Press, New York, pp. 45-65
- Manara, P., Zabaniotou, A., 2012. Towards sewage sludge based biofuels via thermochemical conversion - A review. *Renew. Sustain. Energy Rev.* <https://doi.org/10.1016/j.rser.2012.01.074>
- Mosquera-Losada, R., Amador-García, A., Muñoz-Ferreiro, N., Santiago-Freijanes, J.J., Ferreiro-Domínguez, N., Romero-Franco, R., Rigueiro-Rodríguez, A., 2017. Sustainable use of sewage sludge in acid soils within a circular economy perspective. *Catena*. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.10.007>
- Pérez-Gimeno, A., Navarro-Pedreño, J., Almendro-Candel, M.B., Gómez, I., Zorpas, A.A., 2019. The use of wastes (organic and inorganic) in land restoration in relation to their characteristics and cost. *Waste Manag. Res.* <https://doi.org/10.1177/0734242X19828171>
- Rumpel, C., Kögel-Knabner, I., Bruhn, F., 2002. Vertical distribution, age, and chemical composition of organic carbon in two forest soils of different pedogenesis. *Org. Geochem.* [https://doi.org/10.1016/S0146-6380\(02\)00088-8](https://doi.org/10.1016/S0146-6380(02)00088-8)
- Samolada, M.C., Zabaniotou, A.A., 2014. Comparative assessment of municipal sewage sludge incineration, gasification and pyrolysis for a sustainable sludge-to-energy management in Greece. *Waste Manag.* <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.11.003>
- Schad, P., Dondeyne, S., 2017. World Reference Base for Soil Resources, in: *Encyclopedia of Soil Science*, Third Edition. <https://doi.org/10.1081/e-ess3-120053850>
- Seyring, N., Dollhofer, M., Weißenbacher, J., Herczeg, M., David, M., 2015. Assessment of separate collection schemes in the 28 capitals of the EU, BiPRO/CRI.
- Sundstrom, S., Moseley, C., Nielsen-Pincus, M., David, E.J., (2011). *Quick Guide to Monitoring Economic Impacts of Ecosystem Restoration and Stewardship*. Institute for a Sustainable Environment, Oregon University, Eugene.
- Tate, R.L., 2005. *Encyclopedia of Soils in the Environment*. *Soil Sci.* <https://doi.org/10.1097/01.ss.0000178203.51170.63>
- UN, 2019. Green economy. Available in: unenvironment.org. Date of access: 25 December 2019.
- Watkinson, A.D., Lock, A.S., Beckett, P.J., Spiers, G., 2017. Developing manufactured soils from industrial by-products for use as growth substrates in mine reclamation. *Restor. Ecol.* 25, 587–594. <https://doi.org/10.1111/rec.12464>