



2025 | **16-20**
GIJÓN | **JUNIO**

9º CONGRESO FORESTAL ESPAÑOL

9CFE-1440

Actas del Noveno Congreso Forestal Español
Edita: **Sociedad Española de Ciencias Forestales. 2025.**
ISBN: **978-84-941695-7-1**

Organiza





Secuestro de carbono en sumideros con especies forestales dentro del Proyecto LIFE Carbon2Mine

MARTÍNEZ, MARTÍNEZ T. (1), CÁMARA OBREGÓN, A. (1), NOVO FERNÁNDEZ, A. (1), BARRIO ANTA, M. (1), LÓPEZ SÁNCHEZ, C.A. (1) y FORJÁN CASTRO, R. (2)

(1) SMartForest, Universidad de Oviedo.

(2) INDUROT, Universidad de Oviedo.

Resumen

Los bosques y otras áreas forestales son uno de los sumideros de carbono terrestres más importantes del planeta jugando un papel crucial en la captura y almacenamiento de CO₂ y contribuyendo a mitigar el calentamiento global. La neutralidad climática para 2050, como objetivo de la UE, exige maximizar su capacidad de absorción. Sin embargo, muchos de estos ecosistemas han sufrido procesos de deforestación y degradación, debido al impacto de determinadas actividades industriales, como puede ser el caso de la minería de carbón, mermando su potencial como sumidero.

Uno de los objetivos del proyecto LIFE Carbon2Mine es la detección de los modelos de gestión de bosques y pastos más eficientes para potenciar la capacidad de absorción de CO₂ en áreas mineras restauradas en la comarca carbonífera asturiana. En este contexto, el primer paso ha sido comparar el secuestro de carbono en parcelas de arbolado presentes en las áreas degradadas a causa de la minería extractiva con los sumideros tradicionales no impactados, poniendo el foco en las principales especies presentes en el área de estudio. Esto permitirá poder evaluar en el futuro la efectividad de las estrategias implementadas para la generación de nuevos sumideros de CO₂ y la optimización de los existentes.

Palabras clave

Cuantificación y valoración de CO₂, créditos climáticos,. gestión para la adaptación y mitigación.

1. Introducción

El proyecto LIFE Carbon2Mine se alinea con los objetivos del Reglamento (UE) 2024/1991, que promueve la restauración de ecosistemas degradados con alto potencial de captura y almacenamiento de carbono, destacando el papel de los sumideros naturales y las soluciones basadas en la naturaleza en la lucha contra el cambio climático. Por otro lado, este proyecto también se alinea estrechamente con los objetivos establecidos en el Reglamento (UE) 2024/3012, especialmente en su énfasis en potenciar el secuestro de carbono en ecosistemas restaurados y contribuir a la meta de la Unión Europea de alcanzar la neutralidad climática para 2050 mediante la gestión sostenible del territorio y la promoción de la biodiversidad.

La conservación y restauración de los bosques se ha consolidado como un pilar fundamental en la lucha contra el cambio climático debido a su papel esencial como sumidero de carbono (DIXON et al, 1994a; LAL, 2005; PAN et al, 2011). Estos ecosistemas capturan y almacenan CO₂, contribuyendo a mitigar el calentamiento global y a la reducción de la concentración de gases de efecto invernadero en la atmósfera (LAL, 2004; PUGH et al, 2019; HUANG et al, 2020). En línea con los compromisos de neutralidad climática establecidos por la Unión Europea para 2050, maximizar la capacidad de absorción de carbono de los bosques es una prioridad urgente como indica la Directiva LULUCF de la Unión Europea



(Reglamento UE 2018/841, 2018).

Sin embargo, la presión ejercida por actividades humanas, como la minería, ha llevado a la deforestación y degradación de extensas áreas con capacidad de retención de carbono, reduciendo significativamente su función como reservorios de CO₂ (SHRESTHA & LAL, 2006), afectando directamente a la efectividad de las estrategias de captura de carbono (LAL, 2005; PAN et al, 2011). La legislación europea favorece y regula el mercado de créditos de carbono, especialmente en lo que respecta a la asignación de créditos climáticos para la compensación de emisiones de gases contaminantes, de acuerdo con la gobernanza de las políticas territoriales (IPCC, 2023; KOROSUO et al, 2023).

La integración de prácticas sostenibles para la mejora de suelos en terrenos degradados responde al compromiso del Reglamento (UE) 2024/1991 de garantizar que al menos un 30% de los ecosistemas terrestres degradados estén sometidos a restauración efectiva para 2030, contribuyendo tanto a la biodiversidad como a la resiliencia climática.

Entre ellos, el manejo forestal sostenible es un enfoque clave para la conservación de los bosques, ya que no solo promueve la biodiversidad y la adaptación de los recursos forestales al cambio climático, sino que también optimiza la captura de CO₂ a través de estrategias como la reforestación, la selección de especies adaptadas al clima y al tipo de suelo, y el manejo adecuado de los bosques existentes (DIXON et al., 1994b; CANADELL & RAUPACH, 2008). Hoy en día, este enfoque se considera esencial en las compensaciones climáticas, ayudando a mitigar los efectos del cambio climático (GALIK et al, 2022). El éxito de estas estrategias depende en gran medida de los suelos, ya que son el soporte vital para el desarrollo forestal; estos están directamente relacionados con la salud del ecosistema y la captura de carbono (JOBÁGY & JACKSON, 2000), actuando como reserva pedológica (LAL, 2004). El manejo adecuado de los suelos, además de prevenir la erosión y degradación, aumenta su resiliencia y contribuye a alcanzar los objetivos de neutralidad climática promovidos por organismos internacionales (MONTANARELLA & PANAGOS, 2021). Además, la integración de prácticas forestales sostenibles y la optimización de sumideros de carbono en tierras degradadas por la minería, como se aborda en este estudio, respalda directamente los principios de la carbonocultura y el almacenamiento de carbono a largo plazo promovidos por el marco de certificación de la UE, asegurando el cumplimiento de altos estándares de integridad ambiental (Reglamento (UE) 2024/3012).

En este contexto, el proyecto LIFE Carbon2Mine aborda la necesidad de diseñar y evaluar modelos de gestión forestal que optimicen la capacidad de absorción de CO₂ en áreas donde se han producido actividades mineras y ya se encuentran total o parcialmente restauradas. Además, este proyecto contribuye directamente a las estrategias de “*carbon farming*” promovidas por el sector forestal europeo, destacando el uso de prácticas sostenibles para el secuestro de carbono en biomasa y suelos, y respaldando la adaptación y mitigación climática con beneficios adicionales para la biodiversidad y la sostenibilidad de los ecosistemas. Las actividades descritas en él, centradas en la restauración de suelos y la mejora de sumideros de carbono, están alineadas con los criterios de Q.U.A.L.I.T.Y definidos por la Unión Europea para garantizar una cuantificación precisa, adicionalidad, permanencia y sostenibilidad de los esfuerzos de remoción de carbono. La primera fase de este programa ha sido comparar el secuestro de carbono en suelos de estas áreas afectadas por la minería con los sumideros tradicionales o no intervenidos,

enfocándose en las especies predominantes en la región de estudio. Este análisis es indispensable para evaluar la efectividad de las estrategias de restauración que se implementarán, así como para optimizar la creación de nuevos sumideros y mejorar los ya existentes.

2. Objetivos

El objetivo principal es establecer un análisis comparativo entre los terrenos arbolados dentro de zonas cuyos suelos han sido degradados en el pasado por la actividad de la minería extractiva y los sumideros de carbono tradicionales no afectados por dichas actividades, con especial atención a las especies forestales predominantes.

Este objetivo permitirá obtener una visión clara de las dinámicas de secuestro de carbono en estos entornos, haciendo posible la evaluación a largo plazo de la efectividad de las estrategias de restauración implementadas y la identificación de prácticas de gestión forestal sostenible.

3. Metodología

3.1. Área de estudio y proceso de restauración

La comarca de las cuencas mineras asturianas se encuentra en el norte de España, en el Principado de Asturias, y abarca los municipios de Mieres, Lena, Aller, Ribera de Arriba, Morcín, Riosa, Langreo, San Martín del Rey Aurelio y Laviana. La zona está marcada por un paisaje montañoso, resultado de la presencia de la cordillera Cantábrica, siendo las coordenadas aproximadas 43.3°N de latitud y 5.7°O de longitud (Figura 1). Esta comarca abarca tanto áreas urbanas como zonas rurales y de alta montaña, que han sido históricamente influenciadas por la minería del carbón, explotadas por Hulleras del Norte S. A. (HUNOSA), cuya propiedad forma parte de este entorno.

HUNOSA como socio colaborador del proyecto LIFE Carbon2Mine ha cedido sus terrenos para la experimentación, por lo que el área de estudio de encuentra dentro de su propiedad, (en azul , (Figura 1), de aproximadamente 3 328 ha, y se denominará *Hunosa Case Study* (H-CS).

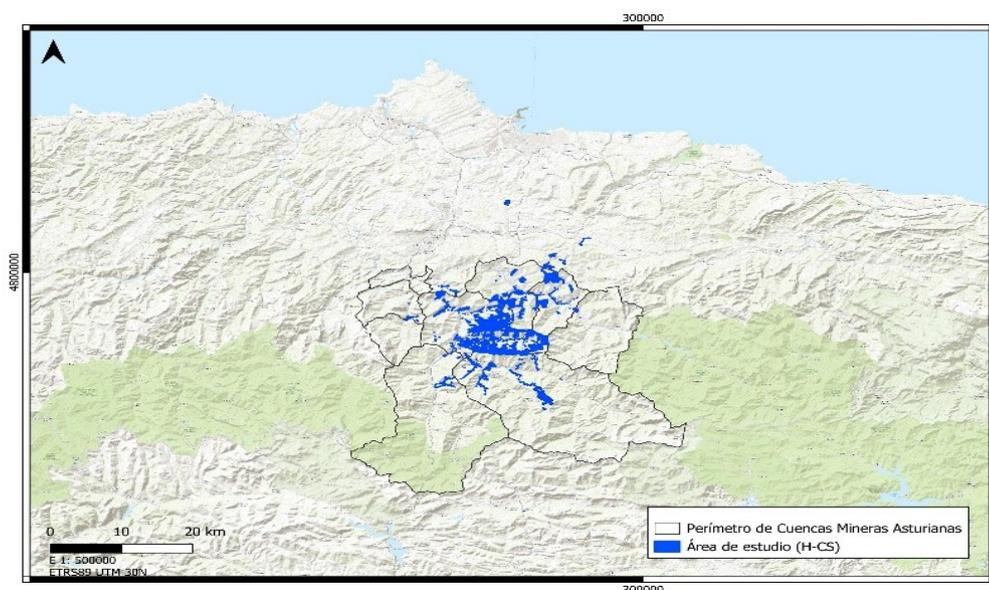


Figura 1. Localización de la zona de estudio H-CS.

La delimitación de los suelos procedentes de escombrera minera se realizó utilizando la información proporcionada conjuntamente por HUNOSA y la Fundación Barredo, así como el mapa GEODE 1:50 000. Además, se compararon ortofotos históricas, tanto en formato vectorial como visores WMS, del Plan Nacional de Ortofotografía Aérea (PNOA) para determinar la fecha de inicio aproximada de la actividad minera y evaluar el grado de renaturalización actual. El resultado de este trabajo previo fue un archivo vectorial con toda la información geoespacial, incluyendo el año de inicio de la escombrera, el nombre y el grado de renaturalización.

3.2. Inventario de campo

La red de puntos para el inventario de arbolado y suelos se diseñó utilizando un método de muestreo sistemático, creado a partir de un archivo .shp con todos los centroides de píxeles de la imagen satelital del sensor Sentinel-2 correspondiente al H-CS con resolución de 20 metros x píxel, el Mapa Forestal Español escala 1: 25 000 correspondiente al Inventario Forestal Nacional 4 (IFN4) y el recorte de este para el perímetro de la propiedad de HUNOSA, con el objetivo de contar con 175-200 puntos que incluyesen la información de la intersección de los sistemas de vegetación de interés. Mediante diversas pruebas se optimizó el lado de la malla a 400 m por cumplir con el número esperado. También se generó una malla auxiliar de igual lado, desfasada 100 metros en ambas direcciones, para poder desplazar los puntos en caso de no ser accesibles. De manera puntual, debido a las condiciones de realización del inventario, se proyectó una segunda malla auxiliar de 200 m de lado usando el mismo procedimiento y centro de píxel que la original.

3.2.1. Parcelas de muestreo

Se proyectaron parcelas circulares de radio fijo de 11.3 m para la medición de variables dasométricas de las zonas con arbolado, donde se escogió el punto de la malla de inventario como centro con un GPS submétrico, que fue marcado con una varilla para su posterior remediación. Dentro de esta parcela se obtuvieron los datos a nivel árbol individual para determinar la especie principal (Tabla 1) y, según la suma de las secciones normales, el área basimétrica por parcela para determinar si se trata de masa pura o mixta según los criterios expuestos anteriormente en la Tabla/Figura 1.

Tabla 1. Tipología de masas forestales analizadas y criterios seguidos para su determinación

Tipología	Criterios	Asignación
Masas puras	$G_{sp} \geq 80\% G_{total}$	Pura
Mixta 2 especies (Sp1 y Sp2)	$G_{sp1} \text{ y } G_{sp2} \geq 40\% G_{total} \text{ y } < 79,9\% G_{total}$	Mixta Sp1 (si $G_{sp1} > G_{sp2}$)
		Mixta Sp2 (si $G_{sp2} > G_{sp1}$)
Mixta 3 especies (Sp1, Sp2 y Sp3)	$G_{sp1}, G_{sp2} \text{ y } G_{sp3} \geq 10\% G_{total} \text{ y } < 39,9\% G_{total}$	Mixta Sp1 (si $G_{sp1} > G_{sp2} \text{ y } G_{sp3}$)
		Mixta Sp2 (si $G_{sp2} > G_{sp1} \text{ y } G_{sp3}$)
		Mixta Sp3 (si $G_{sp3} > G_{sp2} \text{ y } G_{sp1}$)

Donde G_{sp} = % de área basimétrica por especie (sp).

Para el cálculo de los parámetros físicos del suelo se proyectó un método de recogida de muestras compuestas. Se utilizaron cilindros metálicos circulares de volumen 86.35 cm^3 , con profundidad de 5 cm, para obtener medidas comparables y facilitar la reproducibilidad, siguiendo las ubicaciones del esquema de la Figura 2, con cuatro puntos por parcela. Para el resto de las variables edáficas recogidas, tanto físicas como químicas, se utilizó una sonda holandesa hasta la profundidad efectiva del suelo en cada punto, reuniéndose dos muestras de 1 kg aproximadamente por parcela, como se ve también en la Figura 2.

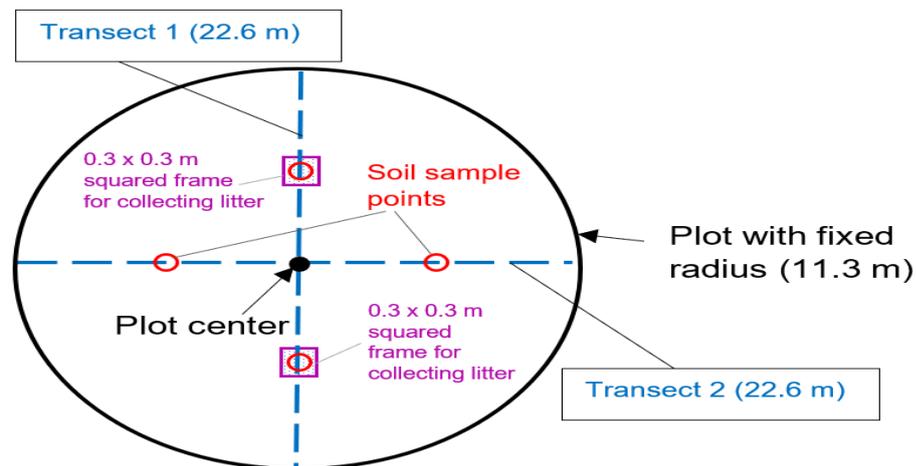


Figura 2. Esquema del experimento en campo para recogida de muestras y medidas dasométricas.

3.2.2. Preparación de muestras y análisis de laboratorio

Las muestras de suelo secadas al aire y tamizadas ($< 2 \text{ mm}$) se analizaron para determinar el contenido de carbono total e inorgánico con un analizador Shimadzu TOC 5000 A. El contenido de carbono orgánico total (% TOC) se determinó por diferencia entre el C total y el C inorgánico. La determinación del pH se hizo con una relación suelo:disolución de 1:2,5 según GUTIÁN Y CARBALLAS (1976) y posterior medida en un pH-metro CRISON MultiMeter MM41. El fósforo disponible se determinó mediante el método Olsen (OLSEN & SOMMERS, 1982) y posterior medición con espectrofotómetro UV-Visible JENWAY 6300. Moliendo previamente la muestra de suelo, el contenido de carbono total (C) y nitrógeno total (N) se determinaron por combustión en un autoanalizador LECO TRUSPEC CHNS. Para la extracción de los cationes del complejo de cambio (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ y Al^{3+}) se utilizó el método del NH_4Cl sin tamponar de PEECH, (1947). En este extracto se determinaron el Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ y Al^{3+} por ICP-OES. La capacidad de intercambio catiónico efectiva (CIC_e) se calculó según KAMPRATH, (1970). Por último, la determinación granulométrica se obtuvo mediante el método del densímetro de BOUYOUCOS, (1936). Se calcularon, además, la densidad aparente seca (utilizando los cilindros de volumen 86.35 cm^3), así como el volumen de fragmentos gruesos ($> 2 \text{ mm}$).

3.2.3. Cálculos

- Estimación de carbono total en suelo

Las reservas de carbono orgánico del suelo (OCS) (Mg ha^{-1}) se estimaron mediante la ecuación propuesta por CALVO DE ANTA et al, (2015) a partir del % TOC, el contenido de fragmentos gruesos, el espesor del cilindro y la densidad aparente, como sigue:

$$\text{OCSL} = \% \text{ TOC} \times \text{BD} \times [1 - (\text{VG}/100)] \times \text{LT}$$

donde, OCSL: cantidad total de carbono orgánico del suelo a una profundidad dada (Mg ha^{-1}); TOC: contenido de carbono orgánico del suelo para una profundidad dada; BD: densidad aparente seca (g cm^{-3}); VG: volumen de gravas; LT: espesor de la capa de suelo (cm).

La estimación se aplicó a 15 grupos de vegetación arbolada a nivel parcela, según los criterios expuestos en la Tabla/Figura 1. A su vez, estas parcelas se dividieron según el origen del suelo, en zona de escombrera minera o fuera de ella (terreno natural). En total, 86 parcelas, de las cuales 69 se corresponden a suelo natural y 17 a suelo de escombrera. Los resultados obtenidos se muestran en la Tabla 2.

Tabla 2. Unidades de vegetación analizadas y número de parcelas en suelo natural y escombrera

	Unidades de vegetación	Nº parcelas en suelo natural	Nº parcelas en escombrera
	Puras		
1	Abedular (<i>Betula celtiberica</i>)	7	2
2	Robledal (<i>Quercus robur</i>)	1	0
3	Castañar (<i>Castanea sativa</i>)	15	3
4	Pinar de <i>Pinus sylvestris</i>	8	0
5	Hayedo (<i>Fagus sylvatica</i>)	2	0
6	Eucaliptar (<i>Eucalyptus globulus</i>)	1	0
7	<i>Picea abies</i>	0	1
8	Pinar de <i>Pinus radiata</i>	1	0
9	Sauceda (<i>Salix</i> spp.)	0	0
	Mixtas		
10	Masa mixta de castañar	10	2
11	Masa mixta de abedular	10	4
12	Masa mixta de robledal	4	0
13	Masa mixta de sauceda	1	4
14	Masa mixta de <i>Pinus sylvestris</i>	4	0
15	Masa mixta de hayedo	5	1
	TOTAL	69	17

Para poder realizar una comparativa de los resultados, ya que la mayoría de las parcelas muestreadas pertenecen a suelos fuera de escombreras, y hay pocas parcelas dentro de las escombreras con árboles debido a su difícil desarrollo, el cálculo de la reserva de carbono se estimó por superficie dentro de H-CS y no por parcela.

La estimación de la superficie dentro del caso de estudio se realizó mediante una combinación de distintas fuentes, apoyadas en las tipologías de masa que las parcelas de inventario mostraron, en las que se incluyen la fotointerpretación y

revisión en campo del 40% de la superficie total, cruzada con la información del Mapa Forestal Español escala 1: 25 000 correspondiente al IFN4 y el Sistema de Información de Ocupación del Suelo en España (SIOSE) alta resolución de 2017.

Una vez obtenida la superficie total, dentro y fuera de escombrera, se realizó el siguiente cálculo:

$$\text{SOCT} = \text{SCS} * \text{TSA}$$

donde:

- SOCT es el contenido de carbono secuestrado por toda una unidad de sistema de vegetación.

- SCS es el carbono secuestrado en las parcelas muestreadas de cada unidad de sistema de vegetación.

- TSA es la superficie total ocupada por cada unidad de sistema de vegetación en H-CS.

4. Resultados

Los suelos de castaño y masa mixta de castaños fueron la unidad del sistema de vegetación con mayor contenido de secuestro de carbono (Figura 3). La superficie del suelo ocupada por estas unidades en zona de escombrera tiene una cantidad de carbono superior al resto de los casos estudiados en este proyecto. Cabe destacar que, dentro de las escombreras, los suelos de estas unidades arboladas también tenían el mayor contenido de secuestro de carbono en comparación con las otras unidades. Esto indica la importancia del castaño en el secuestro de carbono en las áreas del proyecto.

Se observa que los abedulares (Figura 3) son la principal especie en la zona de escombreras.

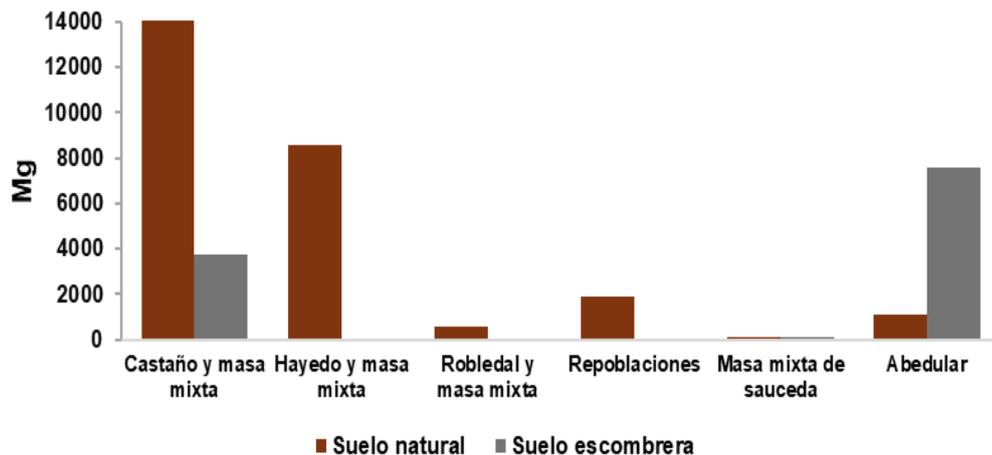


Figura 3. Secuestro de carbono en Mg de las unidades de vegetación analizadas dentro de la superficie de H-CS.

Dejando a un lado el castaño y las masas mixtas de castaño y centrándose en el resto de las especies, el segundo mayor contenido de carbono secuestrado en el

suelo se encontró en la masa mixta de abedular y en los hayedos fuera de las zonas de escombrera (Figura 4). Por el contrario, los suelos de abedulares y del bosque mixto de sauceda secuestraron la mayor cantidad de carbono dentro de escombrera.

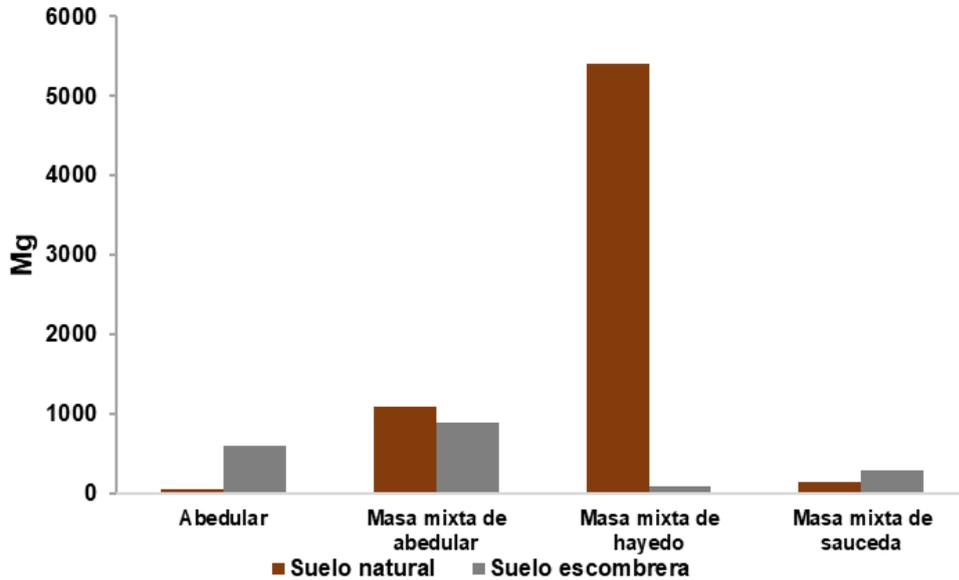


Figura 4. Secuestro de carbono en Mg de las unidades de vegetación analizadas en escombreras.

La densidad aparente del suelo es ligeramente mayor en los sistemas de vegetación dentro de escombreras (Figura 5). En los grupos de hayedo, robledal y repoblaciones no aparece el dato de la densidad debido a que el número de muestras dentro de escombrera fue insuficiente para poder realizar cálculos estadísticos (Figura 5).

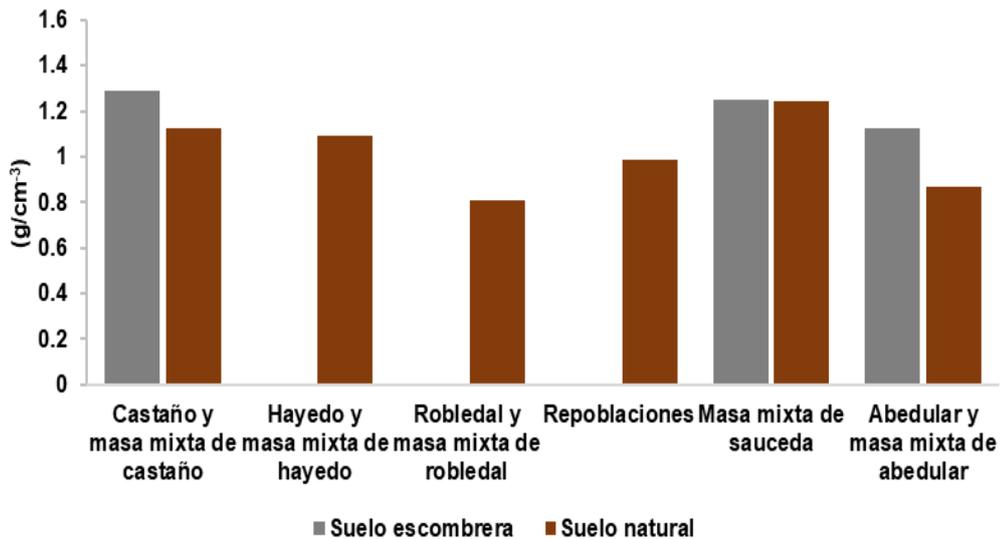


Figura 5. Densidad aparente del suelo calculada en los primeros 5 cm del suelo en suelos naturales y escombreras dentro de H-CS para los distintos grupos de vegetación.

Los niveles de pedregosidad van de moderados a altos (Figura 6), siendo los valores máximos, tanto en suelo natural como en escombrera, correspondientes a la masa mixta de saucedada. En hayedo, robledal y repoblaciones el número de muestras recogidas en escombrera no fue representativo para poder estimar la media de los datos (Figura 6). La pedregosidad de los castañaes es mayor dentro de las escombreras que fuera de ellas, al igual que ocurre con los abedulares.

La textura del suelo correspondiente a las parcelas, según el USDA, se encuentra principalmente en franco limoso, franco arcillo arenoso y franco arenoso. Los suelos de las escombreras de mina tienen un porcentaje de arena y limo menor que los de fuera de escombrera siendo la arcilla bastante similar.

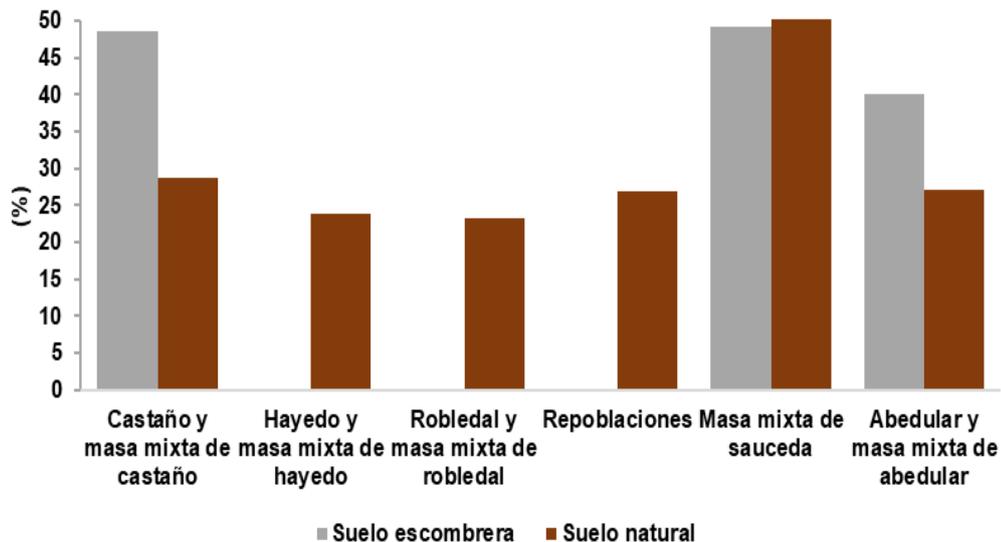


Figura 6. Porcentaje de pedregosidad en suelos naturales y escombreras dentro de H-CS para los distintos grupos de vegetación.

Los suelos fuera de las escombreras mostraron un pH más ácido en comparación con los suelos bajo la masa mixta de saucedada (Tabla 3). Dentro de las escombreras, el pH varió según la vegetación: en la masa mixta de saucedada existe mayor pH que en los bosques de abedul (Tabla 3) y masas mixtas de abedul, y estos, a su vez, mostraron un pH más alto que las zonas de bosque de castaños y masas mixtas de castaño (Tabla 3).

En términos generales, los suelos forestales muestreados dentro de las escombreras presentaron un mayor porcentaje de materia orgánica (MO) en comparación con los suelos forestales muestreados fuera de las escombreras (Tabla 3). Como se mencionó en el caso del pH, el porcentaje de MO dentro de las escombreras puede estar influenciado por los diferentes grados de restauración que se han llevado a cabo en estas áreas. Al igual que en el caso de los valores de pH, los suelos bajo los rodales mixtos de sauces mostraron los niveles más altos de materia orgánica (MO), tanto dentro como fuera de las escombreras (Tabla 3).

El porcentaje de nitrógeno (N) es variable entre los diferentes suelos de vegetación forestal (Tabla 3), tanto dentro como fuera de escombreras, en un rango con el menor valor el de castaño y masa mixta de castaño en escombrera (Tabla 3) y el mayor de robleda y masa mixta de robledal en suelo natural (Tabla 3). La relación C/N es variable entre los diferentes tipos de suelos forestales, tanto dentro

como fuera de las escombreras (Tabla 3).

Las concentraciones de fósforo (P) en los suelos de los diferentes tipos de vegetación dentro de suelo natural presentan valores entre 4.67 mg kg⁻¹ en los hayedos y masas mixtas de hayedo y 11.22 mg kg⁻¹ en la masa mixta de saucedada (Tabla 3). En el caso de las escombreras, los castaños y la masa mixta de castaño son los que menor valor presentan (Tabla 3) y los que mayor la masa mixta de saucedada (Tabla 3).

La capacidad de intercambio catiónico (CEC) muestra valores más altos en la masa mixta de saucedada dentro y fuera de escombreras (Tabla 3) que el resto de las unidades de vegetación, aunque en general no se aprecian diferencias significativas entre ellas. Al igual que en casos anteriores, las concentraciones de potasio (K) se asemejan en todas las unidades de vegetación excepto en la masa mixta de saucedada (Tabla 3).

Tabla 3. Resumen de las propiedades químicas de los suelos en H-CS según su origen

	Unidad de vegetación	pH	O.M. (%)	C/N	N (%)	P (mg kg ⁻¹)	K ⁺ cmol _c kg ⁻¹	CEC cmol _c kg ⁻¹
Suelo natural	Replantaciones	4.37	13.40	15.90	0.45	6.47	0.55	14.68
	Abedular y masa mixta	4.52	10.57	14.99	0.40	6.72	0.50	11.88
	Hayedo y masa mixta	4.46	9.53	15.65	0.35	4.67	0.32	12.34
	Castaño y masa mixta	4.81	11.72	16.06	0.40	6.22	0.46	12.90
	Robledal y masa mixta	4.08	12.77	14.34	0.51	9.07	0.59	11.85
	Masa mixta de saucedada	6.08	14.01	19.384	0.41	11.22	1.04	19.35
Suelo escombrera	Replantaciones	-	-	-	-	-	-	-
	Abedular y masa mixta	5.82	13.20	18.13	0.44	6.31	0.42	15.63
	Hayedo y masa mixta	-	-	-	-	-	-	-
	Castaño y masa mixta	5.30	11.12	20.31	0.29	3.91	0.52	11.9
	Robledal y masa mixta	-	-	-	-	-	-	-
	Masa mixta de saucedada	6.13	15.46	18.02	0.44	7.64	0.66	20.50

5. Discusión

Del análisis de la cantidad de carbono secuestrado en los suelos de los sistemas de vegetación arbolada presentes en la zona de estudio, queda patente que fuera de las escombreras la cantidad de carbono secuestrado es mucho mayor,



representando en este caso de estudio, alrededor del 73% del total capturado frente al 27% capturado en suelo de escombreras. Estos datos coinciden con los de otros autores (AKALA Y LAL, 2001; LAL, 2005). La alteración de los suelos por la actividad minera causó una pérdida considerable tanto del contenido de carbono secuestrado en el suelo como del potencial del suelo para secuestrar carbono debido a la pérdida de vegetación arbórea (AKALA Y LAL, 2001). Hay que tener en cuenta que las masas arbóreas son una fuente constante de carbono para el suelo, que, si está sano, es capaz de almacenarlo (PUGH et al, 2019). A la hora de comparar el carbono secuestrado dentro y fuera de las escombreras, es fundamental tener en cuenta que puede haber escombreras completamente sin restaurar, así como otras con distintos grados de restauración y diferente éxito de la misma. Este es un factor que influye en el desarrollo de la vegetación en ellos y en la vegetación que se encuentra en las zonas circundantes.

El castaño es la especie más abundante en el Principado de Asturias; aproximadamente el 50% de los castañares españoles se concentran en esta región según el IFN4. Su importancia se ha visto reflejada en el inventario y, por tanto, la capacidad de secuestro de carbono en suelos bajo cubierta de esta especie es la principal en la región de estudio, presentando un potencial anual de absorciones importante (MACÍAS et al, 2004). Dentro de las masas forestales identificadas, es la que mayor potencialidad de absorciones a largo plazo representa dentro de las frondosas autóctonas (MITECO, 2024b) junto con el haya.

Vista la Figura 1 se puede observar que en la zona de estudio las coníferas alóctonas y los eucaliptares no suponen un porcentaje importante de ocupación del suelo, por lo que, a pesar de que tengan un potencial secuestro de carbono mayor en general (CHITI, DÍAZ-PINÉS Y RUBIO, 2012; MITECO, 2024b), en este estudio no son tan relevantes.

Los abedulares y las masas mixtas de saucedas son las unidades más representativas en cuanto a superficie y secuestro de carbono en suelo dentro de las escombreras. Esto se debe posiblemente a que estas especies fueron las más relevantes en los proyectos de restauración de escombreras y también a que especies arbóreas como el abedul crecen fácilmente en suelos degradados.

Los suelos fuera de las escombreras mostraron un pH muy fuertemente ácido (HAZELTON Y MURPHY, 2007), excepto en el caso de los suelos bajo la masa mixta de saucedas, donde el pH fue moderadamente ácido (HAZELTON Y MURPHY, 2007). Por otro lado, los suelos de las zonas arboladas dentro de las escombreras mostraron escenarios diferentes. En los suelos de masa mixta de saucedas, el pH era ligeramente ácido (HAZELTON Y MURPHY, 2007), mientras que, en los suelos de bosque de abedul y masa mixta de abedul, el pH era moderadamente ácido (HAZELTON Y MURPHY, 2007). En las zonas de bosque de castaños y masa mixta de castaño el pH era fuertemente ácido (HAZELTON Y MURPHY, 2007). Esto indica que, dentro de las escombreras, el pH puede ser ligeramente superior debido a las actividades de restauración que se han llevado a cabo en algunos casos (SHRESTHA & LAL, 2006). Estos esfuerzos de restauración a menudo implican el uso de materiales que aumentan el pH del suelo (CHATTERJEE et al, 2009).

Los valores de N de todos los suelos pueden considerarse altos (VEGA, COVELO Y ANDRADE, 2005; HAZELTON Y MURPHY, 2007). La relación C/N mostró valores que pueden considerarse algo altos, lo que sugiere una ralentización del proceso de descomposición de la materia orgánica en el suelo (HAZELTON Y MURPHY, 2007). Las concentraciones de P fueron generalmente bajas (HAZELTON Y MURPHY,



2007) en casos concretos, como en las masas de castaños y masas mixtas de castaño dentro de las escombreras y en las masas de hayas y masas mixtas de castaño dentro de las escombreras.

La CEC en los distintos suelos, tanto dentro como fuera de las escombreras, se clasificaría en general como de baja a moderada en los distintos tipos de vegetación (QUINTAS y MACÍAS, 1992; HAZELTON Y MURPHY, 2007). Las concentraciones de K en los suelos muestreados pueden considerarse moderadas en todos los casos (HAZELTON Y MURPHY, 2007) excepto en los suelos de masa mixta de saucedada en suelo natural, donde la concentración de K se considera alta (HAZELTON Y MURPHY, 2007).

Se observa, entonces, que los suelos de escombrera tienen una mayor densidad aparente y mayor pedregosidad, menor MO, menor P y menor CEC que los suelos naturales estos datos coinciden con los resultados obtenidos por diversos autores (CHATTERJEE et al 2009; AKALA Y LAL, 2001). La elevada pedregosidad de las escombreras puede ser un factor limitante en el establecimiento de vegetación forestal (VEGA, COVELO y ANDRADE, 2005). La textura es equilibrada tanto dentro como fuera de las escombreras, lo que sugiere es que, estas últimas, no han tenido un grado de compactación alto, típico de estos suelos (QUINTAS Y MACÍAS, 1992; AKALA Y LAL, 2001). Esto puede ser debido a los distintos procesos de restauración dentro de ellas, ya que en muchos casos se ha utilizado el material original para su relleno.

Es relevante la acidez detectada en todos los suelos, tanto naturales como restaurados, siendo el pH de muy ácido a ácido para casi todos los grupos estudiados, así como los bajos valores de fósforo (P) y capacidad de intercambio catiónico (CEC). La masa mixta de saucedada muestra una ligera variación, siendo sus valores de pH, P y CEC más moderados que los de los otros grupos de vegetación forestal, que puede ser debido a las perturbaciones en la restauración minera llevada a cabo (SHRESTHA et al, 2006) y que concuerda con otros estudios realizados en la zona (CASTAÑO-DÍAZ et al, 2018).

6. Conclusiones

Este estudio compara el secuestro de carbono en suelos de escombreras mineras y suelos naturales, revelando que los primeros no alcanzan el mismo nivel de absorción de CO₂ que los segundos por lo que queda patente que están degradados y necesitan un cambio de gestión. La heterogeneidad de suelos restaurados refleja una clara diferencia en las técnicas de restauración y su éxito y por lo tanto que hay que buscar nuevas técnicas de restauración más eficaces.

Se puede concluir que los suelos de las masas de castaño son las que más CO₂ secuestran seguido de los suelos de hayedos y amboas (?) están fuera de suelos de escombrera por lo que habría que realizar una gestión de los suelos de escombrera que en un futuro sus características edafológicas seas cuanto menos similares a las de los suelos naturales del entorno, de este modo se potenciaría es secuestro de CO₂ y además los castañares tienen otro tipo de beneficios como los económicos para la población local.

Se observó que los suelos naturales presentaban en general valores de MO, N y P y una CEC más altos que en suelos de escombrera. Además, de una relación C/N equilibrada. En el suelo de escombrera presentan una pedregosidad muy alta. Por lo tanto, por un lado, es necesario aplicar enmiendas que mejoren la calidad de los suelos de escombrera y los equiparen a los naturales y además. Por otro lado, es



necesaria una nueva gestión selvícola de las masas me existentes y la introducción de masas forestales que más CO₂ secuestren más CO₂ en esta área como son las de castaño.

7. Agradecimientos

El proyecto LIFE Carbon2Mine (LIFE21-CCM-ES-LIFE-CARBON2MINE/101074333) está financiado por el programa LIFE 2021-2027, financiado por la Unión Europea.

8. Bibliografía

AKALA, V.A. & LAL, R. (2001). Soil organic carbon pools and sequestration rates in reclaimed mine soils in Ohio. *J. Environ. Qual.* 30 2098–2104

BATJES, N.H. (1996). Total carbon and nitrogen in the soils of the world. *Eur. J. Soil. Sci.* 47(2) 151-163.

BOUYOCOS, G. J. (1936). Directions for making mechanical analysis of soils by the hydrometer method. *Soil Sci.* 4(4) 225–228.

CANADELL, J. G. & RAUPACH, M. R. (2008). Managing forests for climate change mitigation. *Science*, 320(5882) 1456-1457

CALVO DE ANTA, R.; LUIS CALVO, E.; CASÁS SABARÍS, F.; GALIÑANES COSTA, J. M.; MATILLA MOSQUERA, N.; MACÍAS VÁZQUEZ, F. y VÁZQUEZ GARCÍA, N. (2015). Soil organic carbon in northern Spain (Galicia, Asturias, Cantabria and País Vasco). *Span J Soil Sci.* 5 41-53.

CASTAÑO-DÍAZ, M.; BARRIO-ANTA, M.; AFIF-KHOURI, E. y CÁMARA-OBREGÓN, A. (2018). Willow short rotation coppice trial in a former mining area in northern Spain: Effects of clone, fertilization and planting density on yield after five years. *Forests* 9(3) 154

CHATTERJEE, A.; LAL, R.; SHRESTHA, R. K., & USSIRI, D. A. N. (2009). Soil carbon pools of reclaimed mine soils under grass and forest landuses. *Land Degrad. Dev.* 20(3) 300–307.

CHITI, T.; DÍAZ-PINÉS, E. y RUBIO, A. (2012). Soil organic carbon stocks of conifers, broadleaf and evergreen broadleaf forests of Spain. *Biol. Fertil. Soils* 48(7)

DIXON, R. K.; SOLOMON, A. M.; BROWN, S.; HOUGHTON, R. A.; TREXIER, M. C. & WISNIEWSKI, J. (1994a). Carbon pools and flux of global forest ecosystems. *Science*, 263 (5144) 185-190.

DIXON, R. K.; WINJUM, J. K.; ANDRASKO, K. J.; LEE, J. J. & SCHROEDER, P. E. (1994b). Integrated land-use systems: assessment of promising agroforest and alternative land-use practices to enhance carbon conservation and sequestration. *Clim. Change* 27(1) 71-92

GALIK, C. S.; BAKER, J. S.; DAIGNEAULT, A. & LATTA, G. (2022). Crediting temporary forest carbon: Retrospective and empirical perspectives on accounting options. *Front. For. Glob. Change* 5 933020

GUITIÁN, F. Y CARBALLAS, T. (1976). Técnicas de análisis de suelos. Pico Sacro. Santiago.

HAZELTON P. & MURPHY, B. (2007). Interpreting soil test results: what do all the numbers mean? *CSIRO Publishing*, Clayton 29.

HUANG, L.; ZHOU, M.; LV, J. & CHEN, K. (2020). Trends in global research in forest carbon sequestration: A bibliometric analysis. *J. Clean. Prod.* 252 119908

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC) (2023). Summary



for policymakers. *Climate change 2021 – The physical science basis: Working Group I contribution to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*

JOBÁGY, E. G. & JACKSON, R. B., (2000). The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation. *Ecol. Appl.* 10(2) 423-436

KAMPRATH, E.J. (1970). Exchangeable Al as a criterium for liming leached mineral soils. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 34 252-254

KOROSUO, A.; PILLI, R.; ABAD VIÑAS, R.; BLUJDEA, V. N.; COLDITZ, R. R.; FIORESE, G.; ROSSI, S. VIZZARRI, M. & GRASSI, G. (2023). The role of forests in the EU climate policy: are we on the right track?. *Carbon Balanc. Manag.* 18(1) 15.

LAL, R. (2004). Soil carbon sequestration to mitigate climate change. *Geoderma* 123(1-2) 1-22

LAL, R. (2005). Forest soils and carbon sequestration. *For. Ecol. Manag.* 220 242-258

MACÍAS, F.; CALVO DE ANTA, R.; RODRÍGUEZ LADO, L.; VERDE, R.; PENA PÉREZ, X. y CAMPS ARBESTAIN, M. (2004). El sumidero de carbono de los suelos de Galicia. *Edafología* 11(3) 341-376

MINISTERIO PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA Y EL RETO DEMOGRÁFICO (MITECO) (2024a). Guía para el cálculo de la huella de carbono y para la elaboración de un plan de mejora de una organización.

MINISTERIO PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA Y EL RETO DEMOGRÁFICO (MITECO) (2024b). Guía para la estimación de absorciones de dióxido de carbono.

MONTANARELLA, L. & PANAGOS, P. (2021). The relevance of sustainable soil management within the European Green Deal. *Land Use Pol.* 100 104950

OLSEN, S.R. & SOMMERS, L.E. (1982). Phosphorus. *Page, A.L., Ed.*, 403-430. Madison, WI.

PAN Y.; BIRDSEY R.A.; FANG J.; HOUGHTON R.; KAUPPI P.E.; KURZ W.A.; PHILLIPS O.L.; SHVIDENKO A.; LEWIS S.L.; CANADELL J.G.; CIAIS P.; JACKSON R.B.; PACALA S.W.; MCGUIRE A.D.; PIAO S.; RAUTIAINEN A.; SITCH S. & HAYES D. (2011). A large and persistent carbon sink in the world's forests. *Science* 333(6045) 988-993

PEECH, M. (1947). Methods of soil analysis for soil-fertility investigations. *US Department of Agriculture*. Washington.

PUGH, T. A.; LINDESKOG, M.; SMITH, B.; POULTER, B.; ARNETH, A.; HAVERD, V. & CALLE, L. (2019). Role of forest regrowth in global carbon sink dynamics. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 116(10) 4382-4387

QUINTAS, Y. y MACÍAS, F. (1992). Datos para la recuperación de suelos de minas de Galicia: Capacidad natural y alternativas de mejora. *Cadernos do Laboratorio Xeolóxico de Laxe* 17: 97-106

SHRESTHA, R. K. & LAL, R. (2006). Ecosystem carbon budgeting and soil carbon sequestration in reclaimed mine soil. *Environ. Int.* 32(6) 781-796.

UNIÓN EUROPEA (UE) (2018). Reglamento (UE) 2018/841 del Parlamento Europeo y del Consejo de 30 de mayo de 2018 relativo a la contabilización de las emisiones y absorciones de gases de efecto invernadero del uso de la tierra, el cambio de uso de la tierra y la silvicultura (LULUCF), y por el que se modifica el Reglamento (UE) 525/2013 y la Directiva 2003/87/CE. Diario Oficial de la Unión



Europea, L 156, 19 de junio de 2018.

UNIÓN EUROPEA (UE) (2024a). Reglamento (UE) 2024/1991 del Parlamento Europeo y del Consejo, de 24 de junio de 2024, relativo a la restauración de la naturaleza y por el que se modifica el Reglamento (UE) 2022/869. Diario Oficial de la Unión Europea, L 172, 30 de junio de 2024.

UNIÓN EUROPEA (UE) (2024b). Reglamento (UE) 2024/3012 del Parlamento Europeo y del Consejo, de 27 de noviembre de 2024, establece un marco de certificación de la Unión para las absorciones permanentes de carbono, la carbonocultura y el almacenamiento de carbono en productos. Diario Oficial de la Unión Europea, L 312, 30 de noviembre de 2024.

VEGA, F. A.; COVELO, E. F. & ANDRADE, M. L. (2005). Limiting factors for reforestation of mine spoils from Galicia (Spain). *Land Degrad. Dev.* 16(1) 27–36