BioNNOMÍA cuenta con el apoyo de la Fundación Biodiversidad del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITECO) en el marco del Plan de Recuperación, Transformación y Resiliencia (PRTR), financiado por la Unión Europea - NextGenerationEU.

Modelo de gestión para el desarrollo de la multifuncionalidad y la bioeconomía en zonas de alto valor ecológico mediante la ganadería extensiva y la trashumancia (BioNNOMÍA)

Informe final de resultados

BioNNOMÍA cuenta con el apoyo de la Fundación Biodiversidad del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITECO) en el marco del Plan de Recuperación, Transformación y Resiliencia (PRTR), financiado por la Unión Europea - NextGenerationEU.

A.2. EVALUACIÓN DE LA MULTIFUNCIONALIDAD Y SERVICIOS ECOSISTÉMICOS EN SISTEMAS DE PASTO APROVECHADOS POR GANADERÍA OVINA EXTENSIVA TRASHUMANTE

Debido a que las subacciones correspondientes a esta acción son tareas consecutivas o simultáneas (en algunos casos) el informe se estructurará en apartados referidos a zona de estudio, metodología, resultados y conclusiones de las subacciones A2.2., A2.3. y A2.4.

Zonas de estudio

Para la realización de la acción 2 se han seleccionado dos zonas de estudio: (1) el puerto pirenaico de Las Pintas situado en la localidad de Salamón (León, NW de España) y, la dehesa "San Francisco" ubicado en Santa Olalla de Cala (Huelva, SW de España) (Fig.1).

El puerto de Las Pintas, que se incluye en el parque Regional Montaña de Riaño y Mampodre, consta de una extensión de 389,41 ha. Se caracteriza por una topografía abrupta con altitudes comprendidas entre los 1060 y los 1989 m sobre el nivel del mar (s.n.m). Respecto a su litología destaca la presencia de calizas, calizas margosas, lutitas y areniscas (GEODE, 2024), con suelos de tipo Entisol e Inceptisol (ITACyL, 2024). Desde el punto de vista climático la zona presenta una temperatura media anual de 6,5°C y una pluviometría media de 1350 mm (Ninyerola *et al.,* 2005). Los hábitats predominantes de este lugar son los roquedos con cuevas, enebrales rastreros de *Juniperus communis* subsp. *alpina* (Suter) Celak., matorrales de aulagas (*Genista hispanica* subsp*. occidentalis* Rouy), hayedos acidófilos (*Fagus sylvatica* L.) y pastizales (*Festuca hystrix* Boiss.) (Atlas de los Hábitat de España, 2005).

La dehesa "San Francisco" cuenta con una superficie de 516 ha (Fig. 1) y se encuentra en el espacio Natura 2000 Sierra de Aracena y Picos de Aroche (Fundación Monte Mediterráneo, 2024). Su altitud es de 515 m s.n.m. La temperatura media es de 17,20°C, con una pluviometría media de 699,50 mm (SIGA, 2024). En cuanto a su pedología, se encuentra formada por rocas metamórficas en el que predominan las pizarras y rocas sedimentarias como areniscas, calizas y algunos conglomerados (IGME,2024). Existen distintas clases de suelos, como Cambisoles éutricos, Regosoles éutricos y Litosoles con Rankers (CSIC, 1975). La dehesa alberga numerosos hábitats que coexisten con numerosos barrancos y arroyos. Las dos especies arbóreas dominantes son la encina (*Quercus ilex* L. *subsp.ballota* (Desf) Samp.) y el alcornoque (*Quercus suber* L.). También se encuentran pequeños rodales de quejigos (*Quercus faginea* Lam. *broteroi* A. Camus). En el sotobosque conviven el lentisco (*Pistacia lentiscus* L.), la retama (*Retama sphaerocarpa* L.), el torvisco (*Daphne gnidium* L.), las jaras como la jara pringosa (*Cistus ladanifer* L.), jaguarzo negro (*Cistus monspeliensis* L.), jara rizada (*Cistus crispus* L.) y las aulagas (*Genista hirsuta* L.), con la vegetación herbácea vivaz - anual (Poa *bulbosa* L., *Trifolium subterraneum* L., *Agrostis castellana* Boiss. & Reut, *Bellis annua* L.) (Atlas de los Hábitat de España, 2005).

BioNNOMÍA cuenta con el apoyo de la Fundación Biodiversidad del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITECO) en el marco del Plan de Recuperación, Transformación y Resiliencia (PRTR), financiado por la Unión Europea - NextGenerationEU

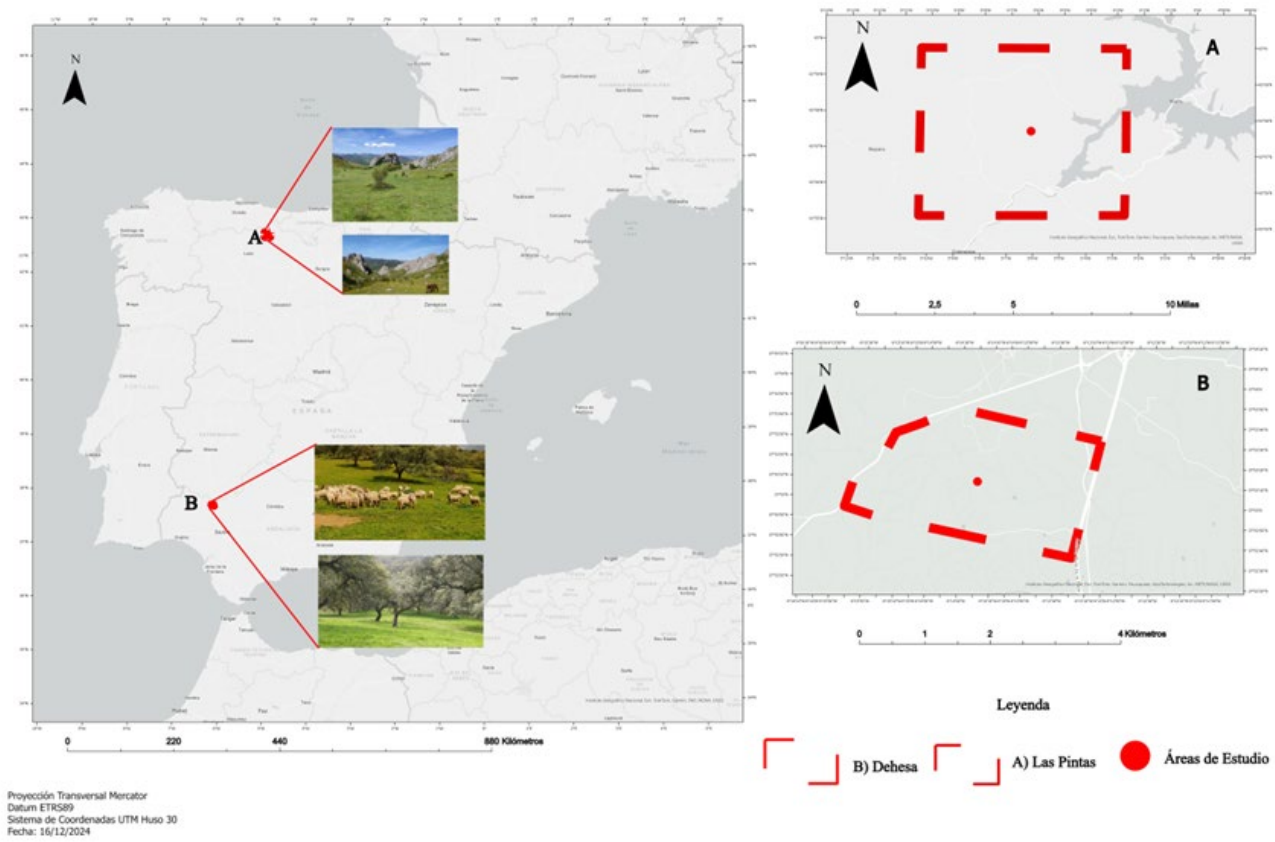


Figura 1. *Ubicación de las zonas de estudio en la Península Ibérica (izquierda) y el área experimental dentro de cada zona seleccionada (derecha). A) puerto pirenaico de Las Pintas (NW, España) y B) dehesa de Santa Olalla de Cala (SW de España)*

El objetivo de este estudio es evaluar la importancia de la ganadería ovina extensiva trashumante en la multidiversidad y la multifuncionalidad, y, por tanto, en la provisión de servicios ecosistémicos, en sistemas de pasto de montaña correspondientes a la vertiente sur de la Cordillera Cantábrica y dehesas del suroeste español, así como el efecto de las prácticas de quemas tradicionales en la multidiversidad y la multifuncionalidad.

Metodología

Diseño experimental y establecimiento de las parcelas de exclusión

En cada zona de estudio se realizó un diseño experimental en bloques, instalando diez bloques por zona (diez en el puerto pirenaico y otros diez en la dehesa). En cada bloque se han realizado dos tipos de tratamiento: 1 parcela de 1m^2 con pastoreo, es decir sin exclusión, y 1 parcela de 1 m^2 con exclusión del pastoreo, para que no puedan acceder las ovejas o el ganado silvestre durante la campaña de verano (Fig. 2). En total, se han instalado 40 parcelas de 1 m^2 (20 bloques x 2 parcelas (Fig. 3)). Todas

BioNNOMÍA cuenta con el apoyo de la Fundación Biodiversidad del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITECO) en el marco del Plan de Recuperación, Transformación y Resiliencia (PRTR), financiado por la Unión Europea - NextGenerationEU.

las parcelas han sido georreferenciadas utilizando un GPS submétrico, con el fin de facilitar su localización.



Figura 2. *Establecimiento de las parcelas de exclusión en el puerto pirenaico de Las Pintas (izquierda) y en la dehesa de "San Francisco" (derecha)*

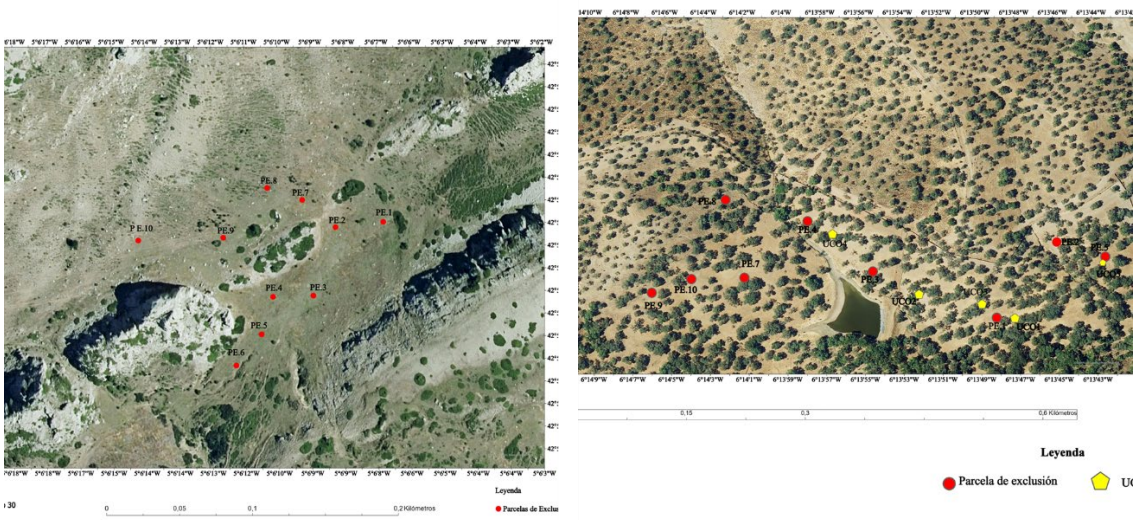


Figura 3. *Detalle del puerto de Las Pintas (izq.), y la dehesa de "San Francisco" (dcha.). Los puntos rojos marcan el centro de cada bloque de parcelas de muestreo de 20 m x 20 m*

En el puerto pirenaico de Las Pintas, probablemente debido a la fauna salvaje, las parcelas de exclusión fueron destrozadas por lo que en junio de 2024 se tuvo que volver a comprar material y reponer los daños. En el muestreo del año 2025, volvimos a encontrar la mitad de las parcelas destrozadas (Fig.4A). Ello nos llevó a realizar los inventarios de vegetación en las 5 parcelas que menor daño habían sufrido. Esta situación no afectó a los muestreos de suelo ya que inicialmente se habían planteado para 5 parcelas.

Por otro lado, y con el objetivo de abordar la subacción 2.4., la Junta Vecinal solicitó la realización de una quema prescrita a la Junta de Castilla y León. Dado que no se obtuvo respuesta de la administración se decidió cambiar utilizar la zona que se iba a quemar para analizar la evolución de un

BioNNOMÍA cuenta con el apoyo de la Fundación Biodiversidad del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITECO) en el marco del Plan de Recuperación, Transformación y Resiliencia (PRTR), financiado por la Unión Europea - NextGenerationEU.

pastizal abandonado hace más de 40 años (largo plazo; Fig. 4B). Por tanto, en el puerto pirenaico se ha trabajado en un total de 15 parcelas de 1m2 (5 parcelas pastoreadas + 5 parcelas de excusión a corto plazo + 5 parcelas de exclusión a largo plazo).



Figura 4. *(A) Imagen de una de las parcelas destrozadas en el año 2025. (B) Muestreo de vegetación en la zona destinada a la quema controlada y no pastoreada hace más de 40 años.*

En la zona de dehesa se encontraron parcelas de exclusión que llevaban instaladas al menos 5 años. Se decidió aprovechar 5 de estas parcelas (situadas próximas a las instaladas por nosotros) para analizar el efecto de la exclusión del pastoreo sobre la vegetación a medio plazo (Fig. 5). Por tanto, en el ecosistema de dehesa se ha trabajado en un total de 25 parcelas de $1m^2$ (10 parcelas pastoreadas + 10 parcelas de excusión + 5 parcelas de exclusión a medio plazo).



Figura 5. *Detalle de una de las parcelas de exclusión instalada en la dehesa de "San Francisco" hace más de cinco años*

Muestreo de vegetación para la evaluación de la cobertura, composición y diversidad específica y funcional

En la memoria del proyecto no estaba previsto realizar una toma de muestras en el momento de la instalación de las parcelas (año 2024). Sin embargo, se decidió realizar un muestreo de vegetación en cada una de las parcelas de la dehesa para conocer la composición específica en estos ecosistemas (en los que la Universidad de León no había trabajado previamente). En el puerto pirenaico debido al problema planteado con las parcelas en 2024, no dio tiempo suficiente a realizar el muestreo de vegetación, pero tampoco se consideró necesario por la experiencia y el conocimiento que el equipo de la ULE tiene de ese puerto.

En el mes de mayo de 2024 y abril de 2025, se midió el porcentaje de cobertura de cada una de las especies vegetales presentes en cada unidad de muestreo (Fig. 6). A partir de los datos obtenidos se ha clasificado la cobertura vegetal en función de sus estrategias vitales como biotipos (leñosas, herbáceas perennes, herbáceas anuales) y a su vez las herbáceas se catalogaron en graminoides, leguminosas y otras. El estudio de los cambios en las características estructurales de la comunidad vegetal se realizó a través del cálculo de los parámetros riqueza y diversidad, utilizando el índice de Diversidad de Shannon (H') (Shannon y Weaver, 1949).

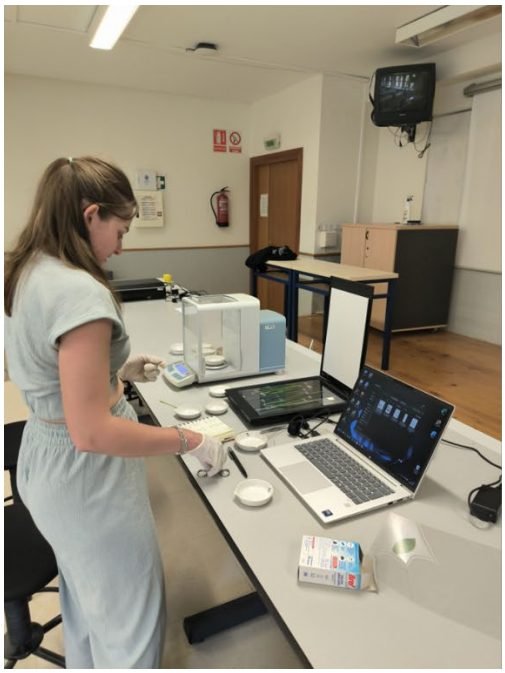


Figura 6. *Muestreo de vegetación en la dehesa de "San Francisco" y ejemplo de la unidad de muestreo*

En el año 2025 se realizó un muestreo de diversidad funcional de las plantas en 5 parcelas de cada tratamiento en ambas zonas de estudio. Se midieron un total de 10 rasgos funcionales en las especies en las que el valor de la cobertura acumulada alcanzó el 100 % del total considerado en la dehesa y en el puerto pirenaico del 80% (Las Pintas: 5 especies en largo plazo, 22 para pastado y 21 en exclusión a corto plazo; Dehesa: 19 especies para pastado, 18 exclusión a corto plazo y 10 en exclusión a medio plazo). Para cada especie, los rasgos se midieron en 5 individuos. Estos rasgos abarcaron características fisiológicas y morfológicas de las plantas: (i) contenido de materia seca foliar, LDMC (g kg^{-1}), medido como la relación entre la masa seca de la hoja y la masa fresca completamente rehidratada; (ii) contenido de materia seca del tallo, SDMC (g kg^{-1}), medido como la relación entre la masa seca del tallo y la masa fresca completamente rehidratada; (iii) altura de la planta (cm),medida como la distancia desde la base de la planta (nivel del suelo) hasta la hoja más alta extendida; (iv) grosor de la hoja (mm), medida en la parte media de la hoja con un calibre digital (pie de rey); (v) área

foliar total (cm^2), medida como el área de todas las hojas de una submuestra representativa con un escáner + programa de "Image J"; (vi) área foliar específica, SLA ($m^2\ kg^{-1}$), medida como la relación entre el área foliar fresca y la masa seca de la hoja; (vii) contenido de clorofila a, clorofila b y clorofila total (mg g^{-1}), medido por extracción y absorbancia del extracto; (viii) contenido en carotenos (mg g^{-1}), medido por extracción y absorbancia del extracto. Todos estos rasgos se consideran indicativos de la respuesta del estado fisiológico de la planta (Fig.7). Todas las muestras se colocaron inmediatamente en bolsas herméticas con papel de filtro humedecido y se almacenaron a baja temperatura; posteriormente, se transportaron al laboratorio en un plazo máximo de cuatro horas para mantener la viabilidad de las muestras.

Para cuantificar múltiples dimensiones de la diversidad funcional de la comunidad, se seleccionaron seis índices: riqueza funcional (FRic), equidad funcional (FEve), divergencia funcional (FDiv), entropía cuadrática de Rao (RaoQ), dispersión funcional (FDis) y la media ponderada por la comunidad (CWM) de los rasgos.



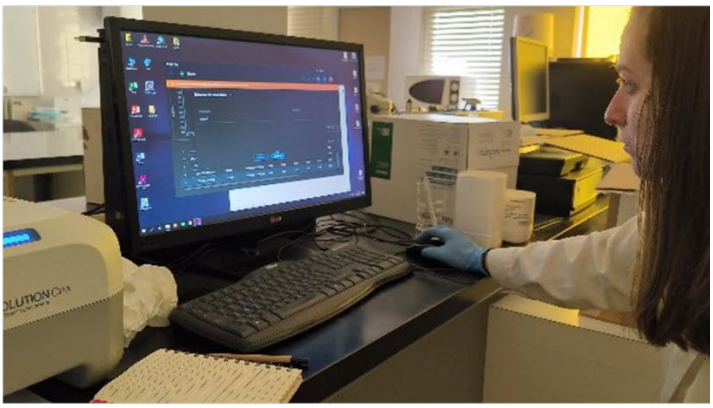


Figura 7. *Determinación del área específica foliar (SLA) (izq.) y del contenido en clorofila (dcha.).*

Toma de muestras de suelos y métodos analíticos

Con el fin de determinar las características iniciales de los suelos tanto en las dehesas como en el puerto pirenaico, en el momento de la instalación de las parcelas se tomaron muestras compuestas de suelo en cada zona de estudio. En el puerto pirenaico, se recogieron 5 muestras compuestas de suelo en 5 de los bloques (bloques impares). La muestra compuesta estaba formada por tres submuestras recogidas a 15 cm de profundidad (Fig. 8) y homogeneizadas posteriormente. En la zona de dehesa, se siguió el mismo procedimiento que en el puerto pirenaico, pero en este caso las muestras de suelo fueron recogidas en las 5 primeras parcelas por estar próximas a las parcelas establecidas hace más de 5 años. Así mismo, en cada una de las parcelas de exclusión a medio plazo se tomó una muestra de suelo compuesta a la misma profundidad que las anteriores. En total se

BioNNOMÍA cuenta con el apoyo de la Fundación Biodiversidad del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITECO) en el marco del Plan de Recuperación, Transformación y Resiliencia (PRTR), financiado por la Unión Europea - NextGenerationEU.

recogieron 5 muestras de suelos en el puerto de las Pintas y 10 muestras de suelos en la dehesa. La recolección de las muestras de suelo se realizó a finales de mayo de 2024 en ambos lugares sumando un total de 15 muestras.

En el año 2025 se repitió la toma de muestras en 15 parcelas del puerto de Las Pintas (5 por tratamiento descrito anteriormente) y en 15 parcelas de la dehesa (5 por tratamiento). En total se analizaron 30 muestras de suelo.



Figura 8. *Toma de muestras de suelo a 15 cm de profundidad en la dehesa de "San Francisco" (izq.) y en el puerto pirenaico de Las Pintas (dcha.).*

Las muestras se tamizaron a 2 mm de luz de malla y se separaron en dos fracciones. Una fracción se almacenó a 4ºC hasta su transporte al laboratorio donde se congeló a -18ºC hasta el análisis del contenido en amonio, nitrato y humedad relativa. La segunda fracción, se transportó al laboratorio, se dejó secar a temperatura ambiente durante una semana (Fig. 9) y se almacenó hasta el análisis del pH, carbono orgánico, carbono total, nitrógeno total, fósforo asimilable, respiración basal y las actividades enzimáticas β-glucosidasa, fosfatasa y ureasa.



Figura 9. *Secado de las muestras en el laboratorio de Ecología de la Universidad de León.*

Los métodos analíticos empleados fueron los siguientes:

- **pH:** se llevó a cabo mediante potenciometría, a través de la mezcla de suelo y agua destilada en proporción 1:2,5 (M.A.P.A., 1986). Análisis realizado en la Universidad de León.

- **Respiración basal (RB):** se realizó según el método propuesto por Goberna et al. (2012). Las muestras de suelo fueron llevadas al 60% de su capacidad de campo antes de ser incubadas a 28ºC en botellas de vidrio de 125 cm^3. El porcentaje de CO_2 emitido en las muestras se midió durante 31 días en intervalos de 3-4 días, utilizando un analizador de gas (Dansensor, CheckMate 3). Análisis realizado en la Universidad de León (Fig. 10A)

- **Humedad Relativa (HR):** se determinó la humedad gravimétrica del suelo secando una muestra a 105ºC durante 48 horas. Análisis realizado en la Universidad de León.

- **Carbono orgánico oxidable (CO):** se determinó mediante oxidación húmeda con dicromato potásico (M.A.P.A., 1986) (Fig. 10B). Análisis realizado en la Universidad de León.
- **Carbono total (CT):** La determinación se ha realizado mediante un analizador de Carbono Orgánico Total de Shimadzu, con Módulo para Líquidos y Módulo para Sólidos (TOC-L). Análisis realizado en NUTRILAB (Universidad Rey Juan Carlos)
- **Nitrógeno total (NT):** La muestra se acidifica, calienta y digiere en un digestor UV, luego se pasa a través de una columna para reducir nitratos a nitritos. La concentración se determina con reactivo de Griess y se mide a 540nm. Análisis realizado en NUTRILAB (Universidad Rey Juan Carlos)
- **Relación C/N:** nos indica la proporción de carbono y de nitrógeno presente en el suelo. Análisis realizado en NUTRILAB (Universidad Rey Juan Carlos)
- **Amonio y nitrato (NO_3 y NH_4):** La muestra se mezcla con un buffer y se pasa a través de una columna con cobre y cadmio para reducir los nitratos a nitritos. La concentración se determina añadiendo reactivo de Griess y midiendo la absorbancia a 540nm. Análisis realizado en NUTRILAB (Universidad Rey Juan Carlos)
- **Fosfatos (PO_4):** Los fosfatos en la muestra reaccionan en medio ácido con reactivos oxidantes, formando un complejo azulado que se mide a 880nm. Análisis realizado en NUTRILAB (Universidad Rey Juan Carlos)
- **Glucosidasa:** SE determinó según el método propuesto por Tabatabai (1982), el cual se basa en la determinación colorimétrica del p-nitrofenol obtenido a partir del sustrato p-nitrofenil-β-D-glucopiranosidos, por la acción β-glucosidasa después de incubar el suelo con el sustrato de β-D-glucopiranosidos en medio tamponado a pH=12. Se mide en el espectrofotómetro a 400 nm la absorbancia de p-nitrofenol liberado. Análisis realizado en NUTRILAB (Universidad Rey Juan Carlos)
- **Fosfatasa:** La actividad fosfatasa se determinó mediante el método de Tabatabai y Bremner (1969). Este método analiza la actividad de fosfomonoesterasa y fosfodiesterasa que son las dos enzimas hidrolíticas del ciclo del fósforo más estudiadas. Se basa en la determinación espectrofotométrica del p-nitrofenol liberado cuando el suelo es incubado a 37ºC durante una hora con una disolución tamponada pH=6 de p-nitrofenilfosfato. se mide la absorbancia tras la incubación en el espectrofotómetro a 400 nm. Análisis realizado en NUTRILAB (Universidad Rey Juan Carlos)

- **Ureasa: D**eterminada por el método Kandeler y Gerber (1988). Se basa en la determinación colorimétrica del amonio liberado en la incubación de una solución de suelo a 37 ºC durante una hora. La determinación del amonio se realiza a través de la reacción de Berthelot. La medición de absorbancia en el espectrofotómetro a 690 nm es directamente proporcional a la concentración de nitrógeno amoniacal. Análisis realizado en NUTRILAB (Universidad Rey Juan Carlos)

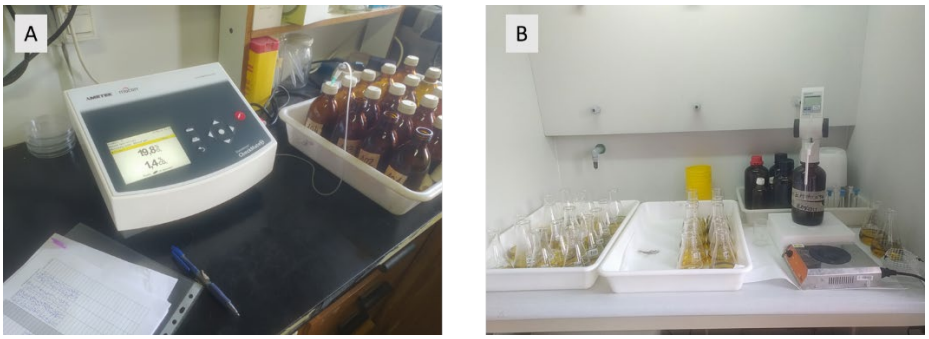


Figura 10. *Ejemplo del análisis de respiración basal (A) y del carbono orgánico oxidable (B) en los laboratorios de Ecología de la Universidad de León.*

Toma de muestras y métodos analíticos de la comunidad bacteriana y fúngica

Para cada una de las muestras de suelo recogidas, y una vez homogeneizadas, se separó una submuestra sin tamizar y se almacenó en tubos Falcon de 25 ml, los cuales se conservaron a 4ºC hasta su transporte al laboratorio, donde fueron congeladas a -20ºC hasta la extracción de ADN.

Se ha extraído ADN total utilizando el kit de Qiagen DNeasy PowerSoil Pro obteniendo concentraciones entre 14.98 y 407.06 ng/µl. Su pureza se ha comprobado mediante un análisis espectrofotométrico en Nanodrop (Fig. 11).

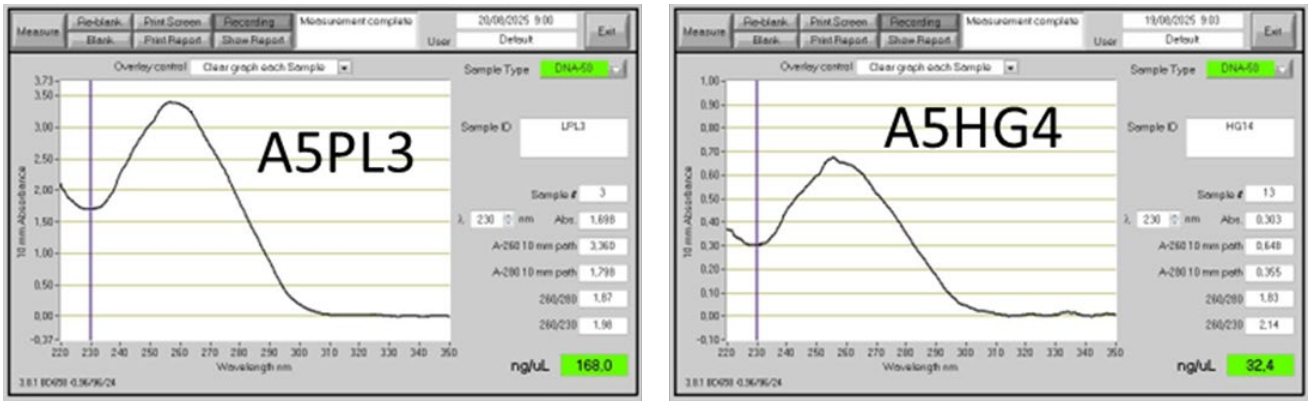


Figura 11.- *Pureza de las muestras PL3 y HG4 obtenida por espectrofotometría.*

Las 45 muestras se han enviado a la empresa NOVOGENE para su secuenciación en la plataforma Illumina. Se han secuenciado fragmentos amplificados de las regiones variables V3-V4 del gen codificante para el ARN ribosomal 16S procariota y en reacciones de PCR independientes, fragmentos amplificados de la región ITS de hongos (Fig.12).

BioNNOMÍA cuenta con el apoyo de la Fundación Biodiversidad del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITECO) en el marco del Plan de Recuperación, Transformación y Resiliencia (PRTR), financiado por la Unión Europea - NextGenerationEU.

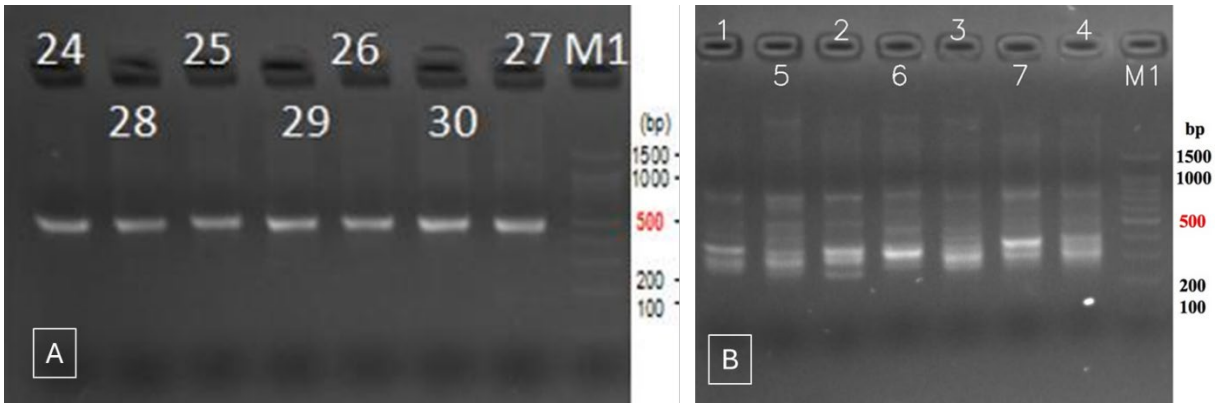


***Figura 12**.- Imagen de la secuenciación* para *el ARN ribosomal 16S procariota y la región ITS de hongos*

El número de lecturas obtenidas en 2024 varió entre 102989 y 117562. Una vez procesadas el número mínimo ha sido de 49443 en la región 16S que se reparten entre 2018 y 2787 OTUs (Unidades Taxonómicas Operacionales) en procariotas y entre 325 y 490 OTUs en hongos. En el año 2025 el número mínimo de lecturas, una vez procesadas fue de 58440 en la región 16S que se reparten entre 900 y 2300 OTUs (Unidades Taxonómicas Operacionales) en procariotas. En hongos, el número mínimo de lecturas fue de 68110, repartidas entre 180 y 400 OTUs. Estas técnicas permiten cuantificar el número de especies de bacterias y hongos, así como su abundancia relativa que se utilizarán para calcular la Alpha-diversidad bacteriana y fúngica para relacionarlas con la multifuncionalidad del suelo.

RESULTADOS OBTENIDOS EN 2024

Composición y estructura de las comunidades vegetales en zona de dehesa

Cobertura vegetal de la vegetación

La cobertura total de la vegetación en las parcelas establecidas en 2024 en la dehesa (exclusión y no exclusión) es elevada, superando en ambos casos el 150% de cobertura debido a la superposición de estratos (Fig. 13). No se encontraron diferencias significativas (chi^2=1,041; p=0,31) en la cobertura total entre ambas parcelas, lo que significa que partimos de coberturas semejantes que no van a influir en el resultado final.

BioNNOMÍA cuenta con el apoyo de la Fundación Biodiversidad del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITECO) en el marco del Plan de Recuperación, Transformación y Resiliencia (PRTR), financiado por la Unión Europea - NextGenerationEU

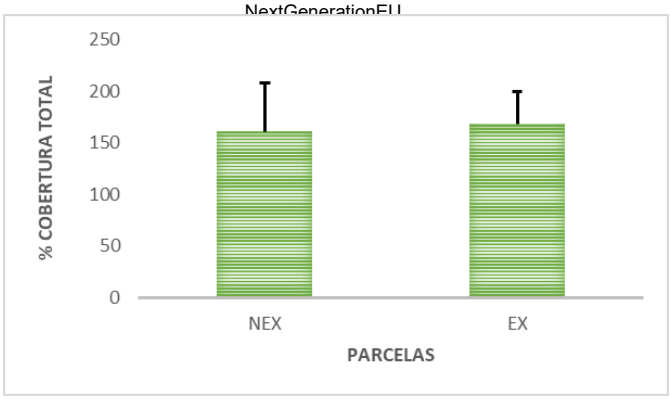


Figura 13. *Porcentaje medio y desviación estándar de la cobertura total de la vegetación en las 10 parcelas pastadas (NEX) y las 10 no pastadas (EX) establecidas en la zona de dehesa.*

De manera similar, al comparar estos dos tratamientos (NEX y EX) con las parcelas de exclusión a medio plazo (UCO), se ha observado que los valores de cobertura total oscilan entre los 150% de las parcelas no excluidas al 158% de las parcelas excluidas (Fig. 14). Tampoco se detectaron diferencias significativas en este caso (chi^2=0,420; p=0,81)

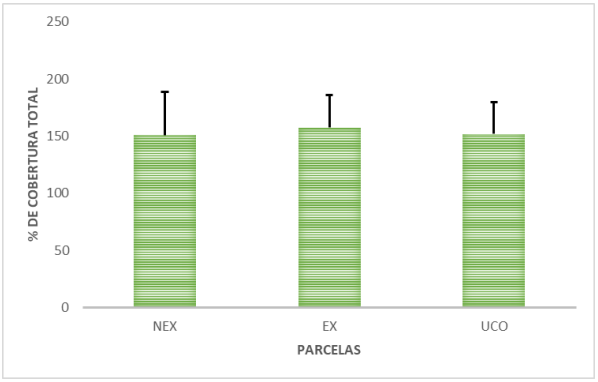


Figura 14*. Porcentaje medio y desviación estándar de la cobertura total de la vegetación en 5 parcelas pastadas (NEX), 5 no pastadas (EX) y 5 excluidas a medio plazo (UCO) establecidas en la zona de dehesa.*

Riqueza y diversidad de Shannon.

Las principales características estructurales de la comunidad son la riqueza, o número de especies presentes por unidad de muestreo y la diversidad ecológica, calculada a través del índice Shannon. Por lo que se refiere al número de especies (riqueza) tanto las parcelas no excluidas como las excluidas presentan un valor medio semejante con 11 especies por metro cuadrado (Fig. 15). Hay que destacar que no hay diferencias significativas en los valores de riqueza entre ambas parcelas (F=0,007; p=0,932).

BioNNOMÍA cuenta con el apoyo de la Fundación Biodiversidad del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITECO) en el marco del Plan de Recuperación, Transformación y Resiliencia (PRTR), financiado por la Unión Europea - NextGenerationEU

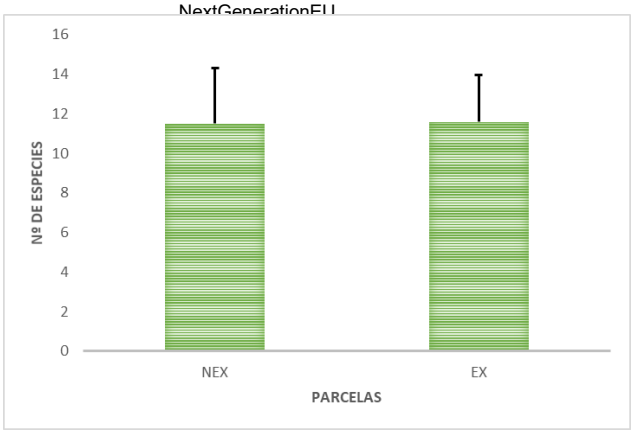


***Figura 15.**- Riqueza media y desviación estándar en las 10 parcelas pastadas (NEX) y las 10 no pastadas (EX) establecidas en la zona de dehesa.*

Al comparar estos tratamientos (NEX y EX) con las parcelas de exclusión a medio plazo (UCO), se puede observar una ligera disminución en la riqueza de especies de las parcelas UCO (Fig. 16), con una media de 10 especies. No se observaron diferencias significativas entre las mismas (F=0,438; p=0,654)

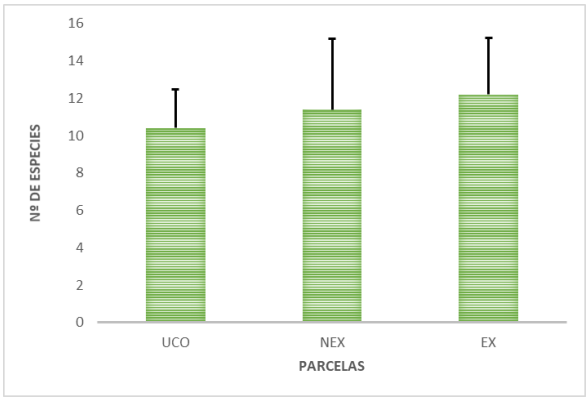


***Figura 16.** Riqueza media y desviación estándar en 5 parcelas pastadas (NEX), 5 no pastadas (EX) y 5 excluidas a medio plazo (UCO) establecidas en la zona de dehesa.*

El segundo parámetro estructural más importante desde el punto de vista ecológico es la diversidad, que muestra patrones similares a los de la riqueza, con valores semejantes entre las parcelas de no exclusión y exclusión y sin diferencias significativas entre las mimas (F=0,972; p=0,337). Los valores de diversidad son elevados (2,02 y 1,9 en ambas parcelas) (Fig. 17)

BioNNOMÍA cuenta con el apoyo de la Fundación Biodiversidad del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITECO) en el marco del Plan de Recuperación, Transformación y Resiliencia (PRTR), financiado por la Unión Europea - NextGenerationEU

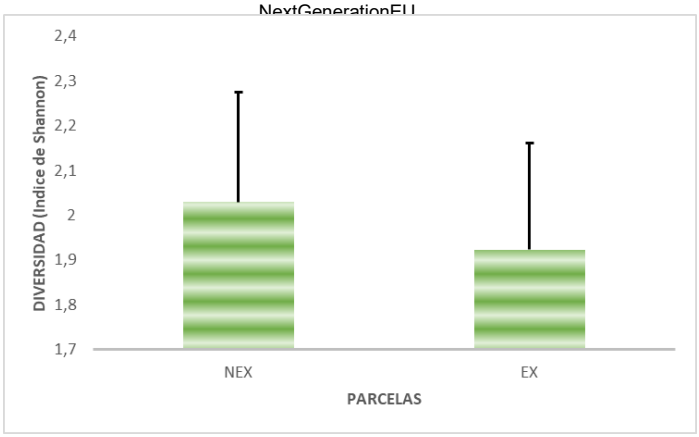


Figura 17.- *Diversidad media y desviación estándar en las 10 parcelas pastadas (NEX) y las 10 no pastadas (EX) establecidas en la zona de dehesa.*

Una situación semejante podemos encontrar al comparar las parcelas establecidas en 2024 con las de UCO. Los valores del índice de Shannon son semejantes en los tres tratamientos (alrededor de 1,98) y sin presentar diferencias significativas (F=0,009; p=0,990) (Fig. 18).

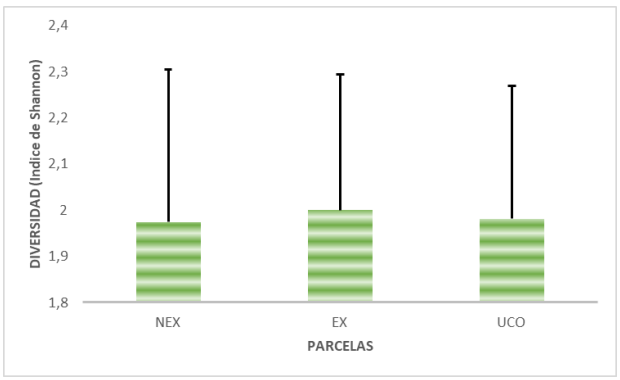


Figura 18. *Riqueza media y desviación estándar en 5 parcelas pastadas (NEX), 5 no pastadas (EX) y 5 excluidas a medio plazo (UCO) establecidas en la zona de dehesa.*

Cobertura y riqueza de los biotipos presentes en la comunidad vegetal

Con relación a la cobertura por biotipos hay que señalar que existe una mayor cobertura de las herbáceas anuales en situación de exclusión y de herbáceas perennes en situación de no exclusión, mientras que el porcentaje de cobertura de las especies leñosas es inferior al 25% en ambas situaciones (Fig. 19A). No se detectaron diferencias significativas en cuanto a la cobertura por biotipos ni para las leñosas (F=0,250; p=0,62), ni las herbáceas perennes (F=0,065; p=0,80), ni las herbáceas anuales (chi^2 =0,892; p=0,34). Si comparamos los grupos de herbáceas, en las parcelas de exclusión las leguminosas y graminoides presentan una cobertura mayor que en las parcelas de no exclusión (Fig. 19B), mientras que el grupo de "otras herbáceas" tienen mayor cobertura en éstas últimas. Tampoco se detectaron diferencias significativas para los diferentes grupos de herbáceas entre los dos tratamientos (leguminosas: chi^2=1,041; p=0,30; graminoides: F=1,647; p=0,2157 y otras: chi^2= 0,463; p=0,49).

BioNNOMÍA cuenta con el apoyo de la Fundación Biodiversidad del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITECO) en el marco del Plan de Recuperación, Transformación y Resiliencia (PRTR), financiado por la Unión Europea - NextGenerationEU

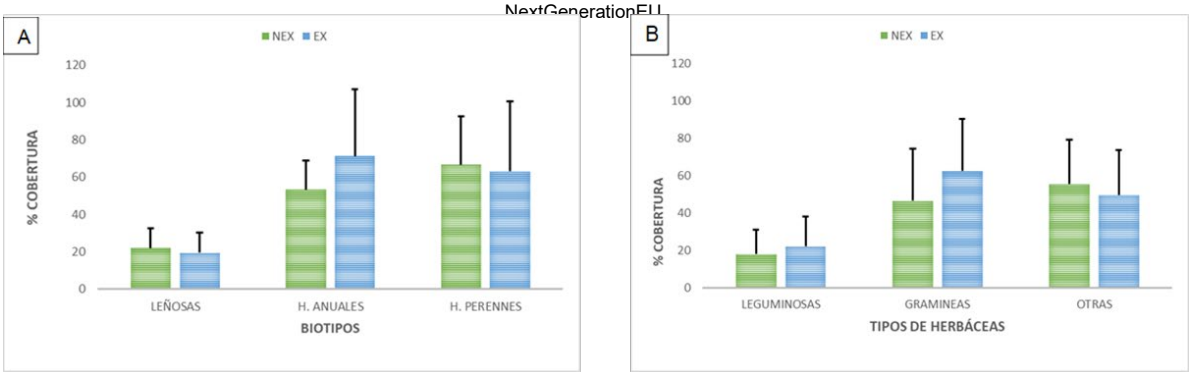


Figura 19. *Porcentaje medio y desviación estándar de la cobertura por biotipos (A) y tipo de herbáceas (B) en 10 parcelas pastadas (NEX), 10 no pastadas (EX) establecidas en la zona de dehesa.*

Al comparar las parcelas anteriores con las excluidas a medio plazo (UCO), éstas se caracterizaban por presentar un mayor porcentaje de cobertura de leñosas (22%) y de herbáceas anuales (87%) que las parcelas instaladas este año (Fig. 20A). Sin embargo, tampoco se detectaron diferencias significativas entre los tratamientos en ningún caso (leñosas: F=0,716; p=0,50; herbáceas anuales: F = 1,362; p=0,29; herbáceas perennes: F=1,573; p=0,25). En cuanto a los grupos de herbáceas, en las parcelas de exclusión a medio plazo destaca por presentar coberturas intermedias entre los otros dos tratamientos para las leguminosas, graminoides y otras (Fig. 20B), siendo éste el más abundante en todas. Tampoco se detectaron diferencias significativas para los diferentes grupos de herbáceas entre los tratamientos (leguminosas: F= 0,749; p=0,49; graminoides: F=0,386; p=0,68 y otras: F= 0,32; p=0,73).

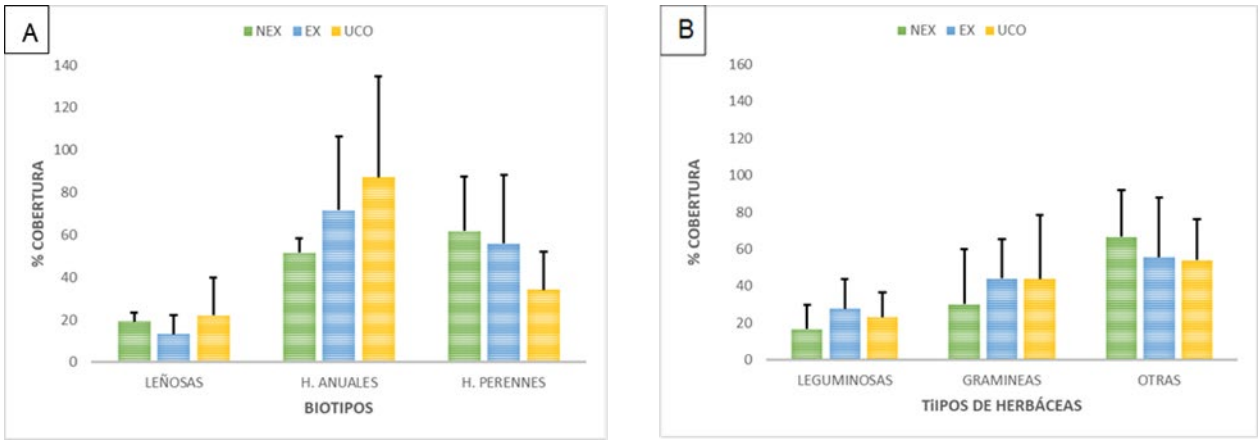


Figura 20. *Porcentaje medio y desviación estándar de la cobertura por biotipos (A) y tipo de herbáceas (B) en 5 parcelas pastadas (NEX), 5 no pastadas (EX) y 5 excluidas a medio plazo (UCO) establecidas en la zona de dehesa.*

Los valores de riqueza de las herbáceas anuales son mayores (con 5 especies) en ambos tipos de tratamiento, seguidos de las herbáceas perennes (con 3 especies) y las leñosas (con 1 especie), si bien, no presentan diferencias entre tratamientos de pastadas y con exclusión (Fig. 21A). En todos los tratamientos las herbáceas clasificadas como “otras” son las que presentan una mayor riqueza, con valores medios en torno a 5,4 (Fig.21B). No se encontraron diferencias significativas entre los tratamientos para los distintos grupos de herbáceas (leguminosas: chi^2=1,565; p=0,36; graminoides: chi^2=0,355; p=0,10 y otras: F= 2; p=0,18).

BioNNOMÍA cuenta con el apoyo de la Fundación Biodiversidad del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITECO) en el marco del Plan de Recuperación, Transformación y Resiliencia (PRTR), financiado por la Unión Europea - NextGenerationEU.

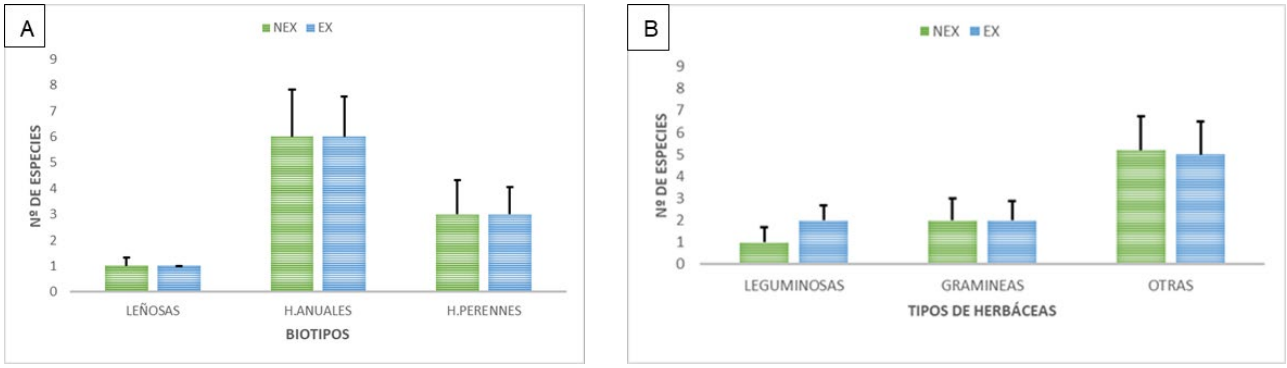


Figura 21. *Riqueza media y desviación estándar por biotipos (A) y tipo de herbáceas (B) en 10 parcelas pastadas (NEX), 10 no pastadas (EX) establecidas en la zona de dehesa.*

Al comparar las parcelas anteriores con las establecidas a medio plazo (UCO), se observa que los valores de riqueza por biotipos siguen un patrón semejante a las parcelas establecidas en 2024, con una dominancia de la riqueza de herbáceas anuales, seguidas de las herbáceas perennes y leñosas. Los valores en los dos primeros biotipos fueron ligeramente inferiores en las parcelas UCO (Fig. 22A). En todos los tratamientos las herbáceas clasificadas como "otras" son las que presentan una mayor riqueza, aunque en las parcelas UCO el número medio de especies era 3,8 frente a 5,4 en las otras (Fig. 22B). No se encontraron diferencias significativas entre los tratamientos en ninguna situación.

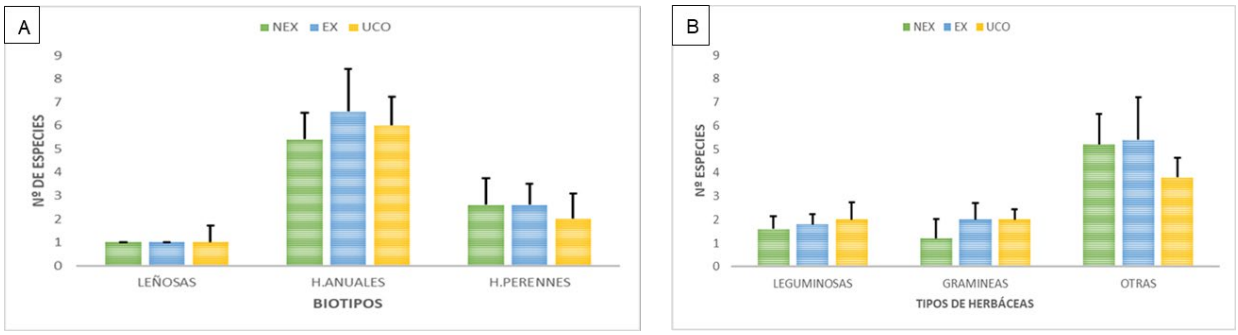


Figura 22. *Riqueza media y desviación estándar de la cobertura por biotipos (A) y tipo de herbáceas (B) en 5 parcelas pastadas (NEX), 5 no pastadas (EX) y 5 excluidas a medio plazo (UCO) establecidas en la zona de dehesa.*

Características de los suelos de las zonas de estudio

En la primera parte de este apartado se comparan las características de los suelos de las dos zonas de estudio: la dehesa de Santa Olalla del Cala (HG) y el puerto pirenaico de Las Pintas (LPG).

Al comparar el pH de las zonas de estudio (Fig. 23A) se observa que los suelos de la dehesa son ligeramente más básicos (6,5) que los suelos del puerto pirenaico (5,9), presentando diferencias marginalmente significativas entre ambas zonas de estudio ($F=4,442$; $P=0,06$). Así mismo, la zona del puerto pirenaico presenta un contenido de carbono orgánico mayor (5,24%) que la dehesa (1,90%) mostrando diferencias significativas ($F=65,58$; $P<0,001$) entre ambas (Fig. 23B). El mismo patrón se detecta para el nitrógeno total con valores de 0,19% en el puerto frente a 0,06% en la dehesa (Fig.

BioNNOMÍA cuenta con el apoyo de la Fundación Biodiversidad del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITECO) en el marco del Plan de Recuperación, Transformación y Resiliencia (PRTR), financiado por la Unión Europea - NextGenerationEU.

23C), con diferencias también significativas (F=68,27; P<0,001). Sin embargo, la relación C/N fue alta (>20) en ambas zonas, lo que está indicado un suelo con exceso de carbono y que tiende a inmovilizar N por parte de los microorganismos del suelo (Fig. 23D). No se detectaron diferencias significativas entre ambas.

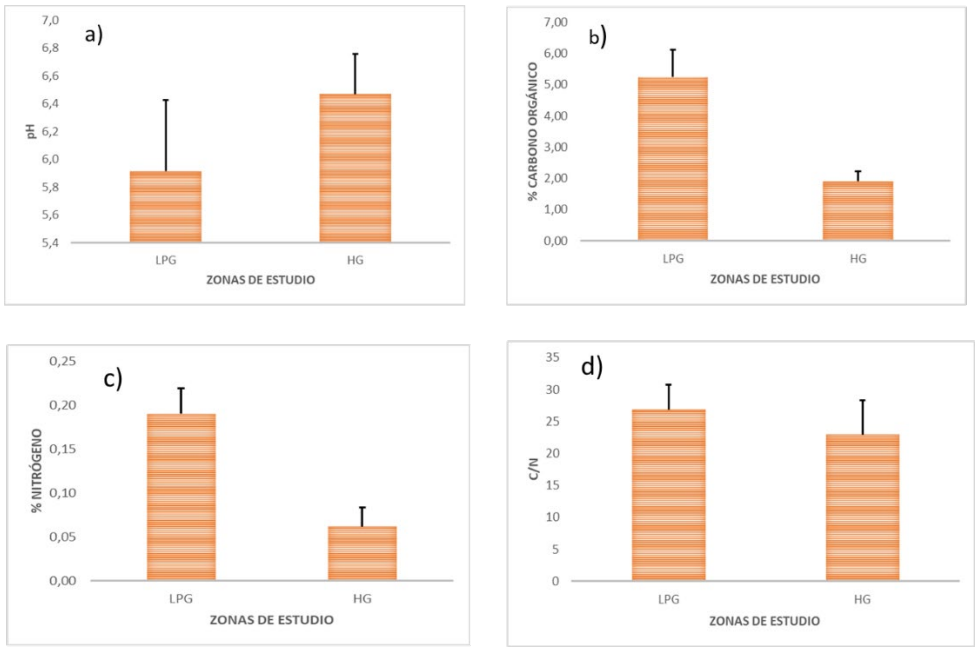


Figura 23. *Valor medio y desviación estándar de los valores de pH (a); Carbono orgánico (b); nitrógeno total (c) y relación C/N (d) en la zona del puerto pirenaico de Las Pintas (LPG) y la dehesa de San Francisco (HG).*

El patrón de disponibilidad de los principales nutrientes es muy diferente entre ambas zonas de estudio. Así, la zona de la dehesa presenta el doble de fosfatos (0,40) que el puerto de montaña (0,25), con diferencias marginalmente significativas entre ambas (F=3,867; 0,08) (Fig. 23A). En el caso de amonio y nitrato el patrón es opuesto presentando el puerto contenidos mayores de ambos nutrientes. La cantidad de nitrato presente en el puerto (1,13) es casi el doble de la presente en la dehesa (0,57). Sin embargo, no hay diferencias significativas entre ambas zonas (Fig. 23B). En cuanto al amonio (Fig. 23C), aunque los valores son similares (24 en LPG y 21 en HG) si se detectaron diferencias significativas entre ambas zonas (F=38,37; p<0,001). Los suelos de ambas zonas difieren en el contenido de humedad del suelo (Fig. 23D), siendo significativamente más elevada en el puerto pirenaico que en la dehesa (F=123,8; p<0,001).

BioNNOMÍA cuenta con el apoyo de la Fundación Biodiversidad del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITECO) en el marco del Plan de Recuperación, Transformación y Resiliencia (PRTR), financiado por la Unión Europea - NextGenerationEU.

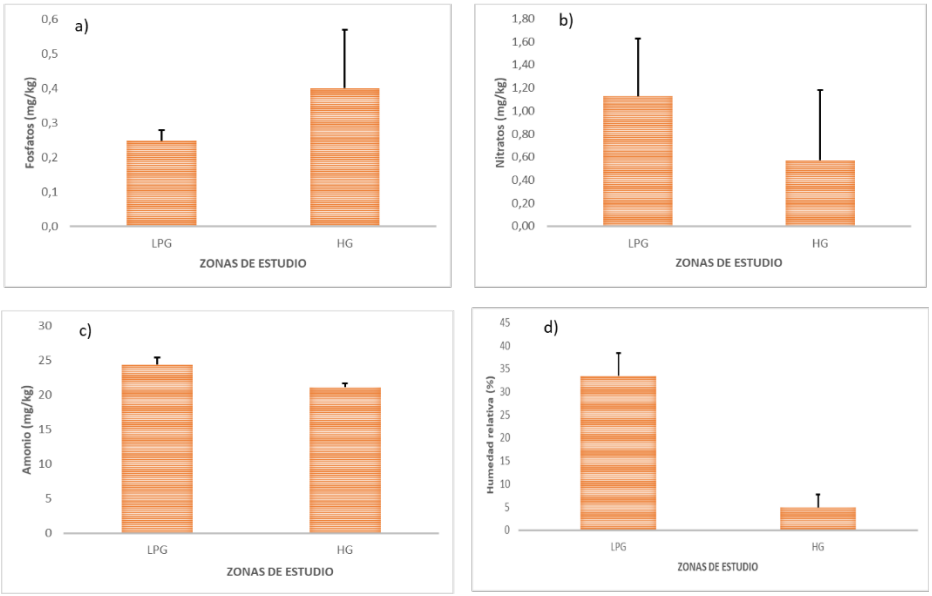


Figura 23. *Valor medio y desviación estándar de los valores de Fosfato (a); Nitrato (b); Amonio (c) y Humedad relativa (d) en la zona del puerto pirenaico de Las Pintas (LPG) y la dehesa de San Francisco (HG).*

Las actividades enzimáticas muestran diferencias entre las dos zonas de estudio. La actividad β-glucosidasa (Fig. 24A) es significativamente ($F=87,09$; $p<0,001$) superior en el puerto pirenaico (2,06) que en la dehesa (0,59). Un patrón similar ocurre con la actividad fosfatasa (Fig. 24B), con valores más altos en el puerto pirenaico (5,04) que en la dehesa (1,89).

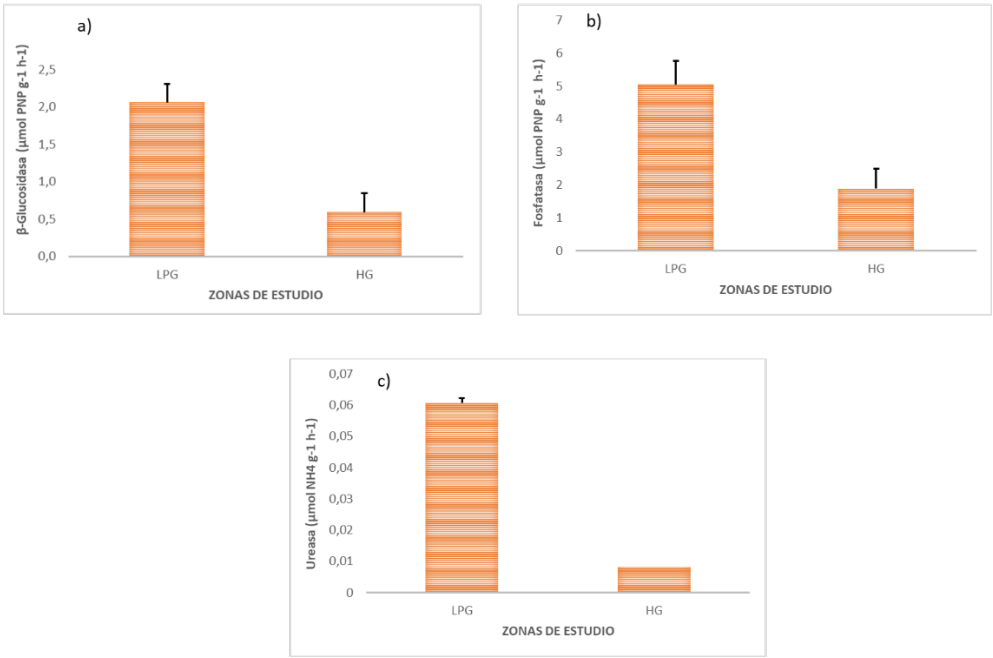


Figura 24. *Valor medio y desviación estándar de los valores de las actividades enzimáticas β-glucosidasa (a); Fosfatasa (b); y Ureasa (c) en la zona del puerto pirenaico de Las Pintas (LPG) y la dehesa de San Francisco (HG).*

BioNNOMÍA cuenta con el apoyo de la Fundación Biodiversidad del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITECO) en el marco del Plan de Recuperación, Transformación y Resiliencia (PRTR), financiado por la Unión Europea - NextGenerationEU.

Se detectaron diferencias significativas entre ambas zonas (F=57,19; p<0,001). Finalmente, la actividad ureasa (Fig. 24C) también mostró valores más elevados en el puerto (0,06) que en la dehesa (0,01), siendo estas diferencias estadísticamente significativas (F=23,68; p=0,001).

Efectos de la exclusión a medio plazo las propiedades de los suelos de la zona de dehesa

En este apartado se comparan los posibles efectos sobre las propiedades del suelo entre los suelos recogidos en la dehesa en áreas pastadas y los excluidos más de 5 años. Entre las parcelas que se han pastado hasta 2024 (HG) y las que llevan excluidas de pastoreo varios años (HL) se han encontrado diferencias entre las propiedades del suelo, aunque en la mayoría de los casos no son significativas (Tabla 1).

Las parcelas HL se caracterizan por un valor más alto de pH y relación C/N que las HG, aunque sin diferencia significativas entre ellas (pH: F=1,396; p= 0,27 y C/N: F= 0,553; p=0,478). Sin embargo, hay que señalar una tendencia a incrementar el contenido orgánico en las parcelas pastadas (HG), aunque este incremento no sea significativo (Chi^2= 2,455; p=0,117).

En el caso de los principales nutrientes, el pastoreo tuvo efectos positivos significativos sobre la concentración de amonio en los suelos (Chi^2= 4,811; p=0,027), mientras que los nitratos y fosfatos presentaron unos valores ligeramente mayores en las parcelas de exclusión (HL) pero sin diferencias significativas (Tabla 1).

Tabla 1. Valores medios (± error estándar) de las muestras de suelo recogidas en la dehesa "San Francisco" en 2024, en las parcelas instaladas este año (HG) y en las parcelas excluidas a medio plazo (HL). En negrita se indican los valores significativos

Propiedad del suelo	Parcelas pastadas (HG)	Parcelas de exclusión a medio plazo (HL)	Estadístico	Valor p
pH	6,19 (0,28)	6,47 (0,44)	F=4,442	0,271
Carbono orgánico (%)	1,90 (0,30)	1,74 (0,57)	Chi^2=2,455	0,117
Nitrógeno total (%)	0,06 (0,02)	0,06 (0,02)	F=0,3019	0,597
C/N	22,90 (5,34)	25,36 (5,11)	F=0,5534	0,478
Fosfato (mg/kg)	0,40 (0,16)	0,60 (0,65)	F=0,4269	0,5319
Nitrato (mg/kg)	0,57 (0,61)	0,78 (0,56)	F=0,3202	0,587
Amonio (mg/kg)	21,1 (0,56)	18,52 (2,67)	Chi^2=4,811	**0,027**
Humedad relativa (%)	4,87 (2,81)	6,36 (2,04)	F=0,9152	0,366
β-glucosidasa (µmol PNP g^{-1} h^{-1})	0,59 (0,25)	0,86 (0,43)	F=2,355	0,163
Fosfatasa (µmol PNP g^{-1} h^{-1})	1,89 (0,60)	2,06 (0,54)	Chi^2=0,09818	0,754
Ureasa (µmol NH_4 g^{-1} h^{-1})	0,01 (0,001)	0,01 (0,002)	F=0,8093	0,3946

La actividad enzimática de los suelos es un indicador clave del funcionamiento biológico y la salud del suelo. Representa las reacciones catalizadas por enzimas que provienen de organismos vivos, como microorganismos, raíces de plantas y residuos orgánicos en descomposición. Estas enzimas son fundamentales para los procesos químicos que controlan la disponibilidad de nutrientes, la descomposición de la materia orgánica y el ciclo de los elementos esenciales para las plantas, como el carbono, el nitrógeno, el fósforo y el azufre. Aunque no se observaron diferencias significativas, la actividad β-glucosidada (F=2,355; p=0,163) y fosfatasa (Chi2= 2,455; p= 0,754), también es más alta en las parcelas excluidas (HL). Estos resultados podrían estar relacionados con el mayor contenido de humedad de los suelos, mayor en las parcelas de exclusión. La respiración basal refleja el nivel básico de actividad metabólica de los microorganismos que viven en el suelo. Un suelo con una respiración basal alta generalmente tiene una comunidad microbiana activa y saludable, mientras que una respiración basal baja podría indicar condiciones adversas, como baja cantidad de materia orgánica, sequía, compactación o contaminación.

Los valores de respiración basal (Fig. 25) obtenidos en los dos tratamientos aplicados en la zona de dehesa mostraron que en las parcelas excluidas (HL) fue significativamente (Chi^2= 4,811; p=0,026) mayor (11,96 µgCO_2-C × g $suelo^{-1}$ × $día^{-1}$) que en las parcelas pastadas (7,41 µgCO_2-C × g $suelo^{-1}$ × $día^{-1}$). Señalar que al realizar la comparación entre las dos zonas de estudio (puerto pirenaico y dehesa), la respiración basal en el puerto de montaña es significativamente mayor (F= 55,64; p< 0,001) que en la dehesa (24, 24 frente a 7,41 µgCO_2-C × g $suelo^{-1}$ × $día^{-1}$).

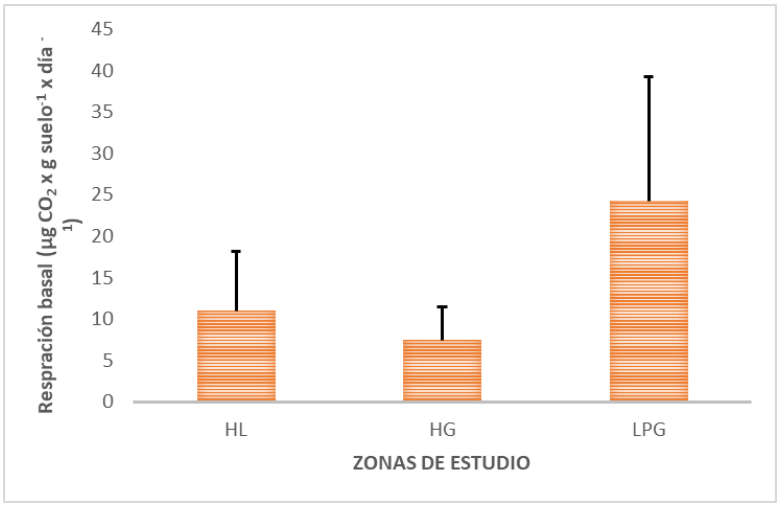


Figura 25. *Valores medios y desviación estándar de todas las mediciones de respiración en suelos de las tres situaciones de estudio, exclusión a medio plazo en la dehesa (HL), zona pastoreada en la dehesa (HG) y zona pastoreada en el puerto pirenaico (LPG).*

En las tres situaciones los valores máximos de respiración basal se observaron el día 3 partir del cual, la respiración disminuyó gradualmente hasta el día 31 (Fig. 26). La respiración tuvo un comportamiento similar a lo largo del tiempo en todas situaciones. Para la zona de exclusión en la dehesa (HL) se observaron diferencias significativas (Chi^2= 30,987; p<0,0001), entre las medidas tomadas entre el día 14 y el 31 y las tres primeras (días 3, 6 y 9) ya que en la cuarta medida los valores de respiración basal se van estabilizando. Una situación semejante fue detectada para la zona pastada en la dehesa, pero en este caso las diferencias con los primeros tiempos se producen a partir del día

21 (Chi^2= 30,987; p<0,0001). Sin embargo, en el caso de las parcelas pastadas del puerto pirenaico, solamente se detectaron diferencias significativas entre el primer tiempo de medida (3 días) y el resto (Chi^2= 31,68; p<0,0001).

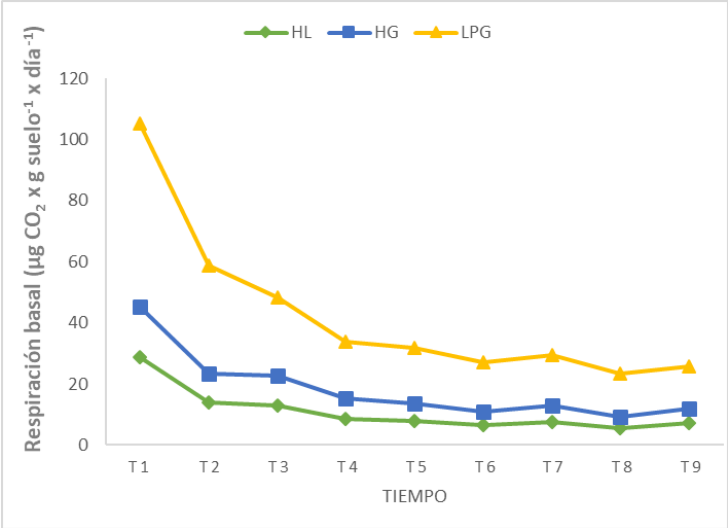


Figura 26. *Valores medios y desviación estándar de la respiración en µgCO_2-C × g suelo$_{-1}$ × día^{-1} a lo largo de 9 mediciones en 31 días en las tres situaciones de estudio, exclusión a medio plazo en la dehesa (HL), zona pastoreada en la dehesa (HG) y zona pastoreada en el puerto pirenaico (LPG).*

Efectos de la exclusión a medio plazo en las comunidades microbianas de los suelos de la zona de dehesa

Un análisis de alfa diversidad ha mostrado que la riqueza (Srare) y la diversidad de Shannon son muy superiores en las dos muestras de Huelva a los mismos índices de diversidad en Las Pintas. La diferencia, aunque existe, es menor en hongos debido a que la zona pastada de Huelva muestra gran variación entre réplicas (Fig. 27)

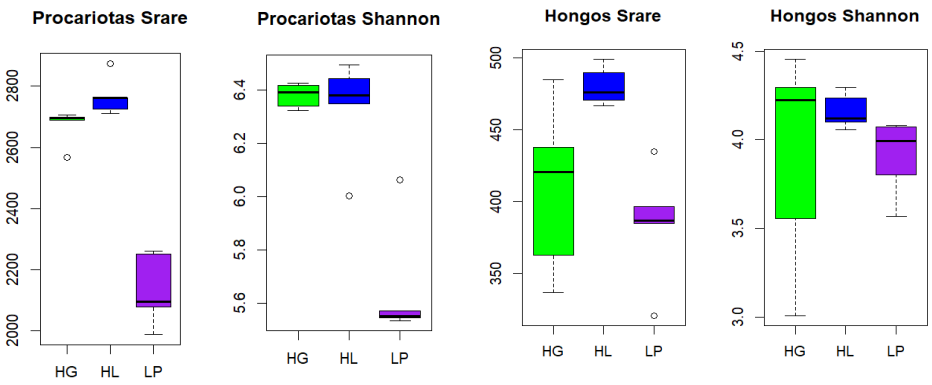


Figura 27.- *Alfa Diversidad en procariotas (16S) y hongos (ITS). HG: Huelva pastadas; HL: Huelva excluidas; LP: Las Pintas pastadas.*

BioNNOMÍA cuenta con el apoyo de la Fundación Biodiversidad del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITECO) en el marco del Plan de Recuperación, Transformación y Resiliencia (PRTR), financiado por la Unión Europea - NextGenerationEU.

La comparación de muestras se ha realizado mediante un análisis de beta diversidad utilizando los índices de Chao (cualitativo) y Bray Curtis (cuantitativo) cuyas matrices de distancias han permitido obtener un gráfico PCoA (Fig. 28). En ambos casos las muestras de Las Pintas tienden a separarse de las de Huelva en el primer eje de coordenadas que explica el 47.41% de la varianza en procariotas y el 31.04% en hongos.

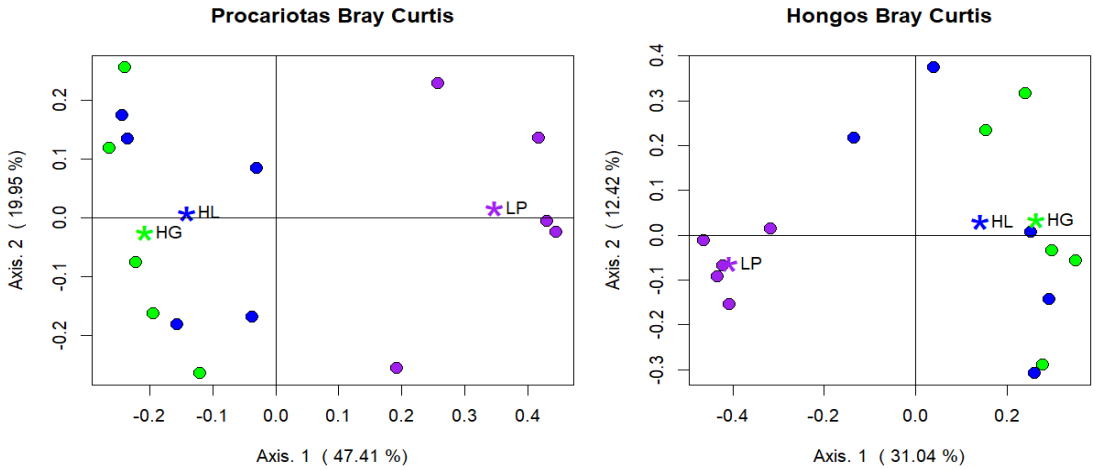


Figura 28.- *Beta diversidad en procariotas (16S) y hongos (ITS). HG: Huelva pastadas; HL: Huelva excluidas; LP: Las Pintas pastadas*

La composición de procariotas está dominada por el filo Actinobacteriota. Pseudomonadota y Chloroflexota son filos con abundancia semejante en Huelva mientras que en Las Pintas abunda solo Pseudomonadota junto con Bacillota. Estos 4 filos quedan ampliamente representados por las clases Actinobacteria, Alphaproteobacteria, Thermoleophilia y Bacilli. Destaca la presencia de las bacterias autótrofas de la clase Ktedonobacteria, presentes únicamente en las comunidades de la dehesa (Figura 29).

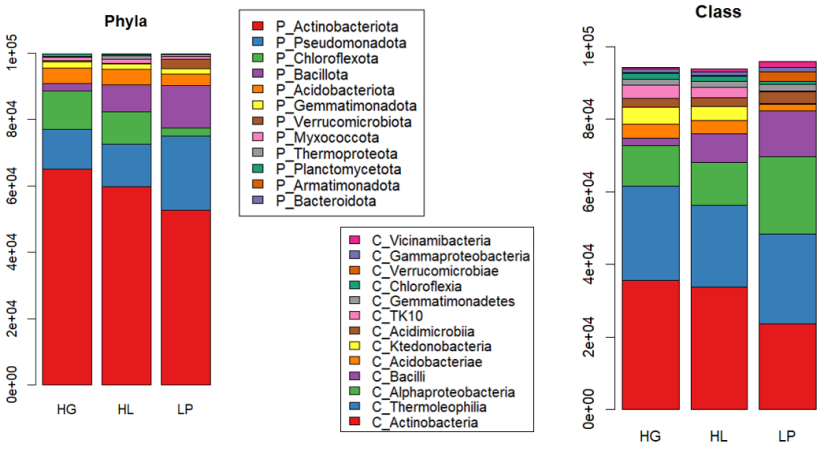


Figura 29*.- Composición de procariotas*

El análisis de la composición de las comunidades fúngicas ha mostrado una casi total dominancia del filo Ascomycota en las muestras del sur de la península mientras que, en la Cordillera Cantábrica, Ascomycota y Basidiomycota presentan abundancias similares. Entre los Ascomycota, la clase Sordariomycetes tiene abundancias semejantes en los tres ambientes y la clase Dothideomycetes es muy poco abundante en el norte. Dentro del filo Basidiomycota, Agaricomycetes y Tremellomycetes son las clases más representadas con abundancias más altas en el norte de la península (Fig. 30). *Saitozyma podzolica*, hongo basidiomicota de la familia Trimorphomycetaceae, es significativamente más abundante en la cordillera Cantábrica, relacionado con los ciclos biogeoquímicos de metales pesados como el aluminio. También son más abundantes en Las Pintas los hongos del orden Rhyzophydiales, algunos de los cuales son saprófitos que se alimentan de materia orgánica en descomposición, desempeñando un papel importante en los ciclos de nutrientes.

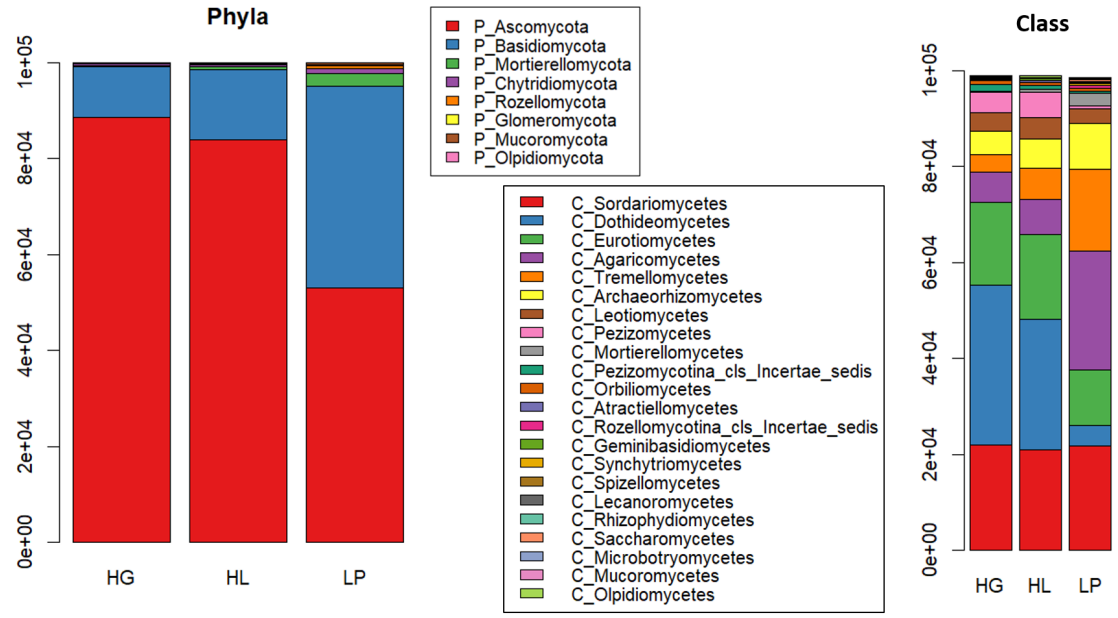


Figura 30.- *Composición de hongos*

RESULTADOS OBTENIDOS EN 2025

A2.2. Evaluación de la importancia de la ganadería extensiva en la diversidad vegetal, diversidad microbiana (bacterias y hongos), y diversidad funcional en sistemas de pasto de montaña y de dehesa.

A.2.2.1. Cobertura, composición y diversidad de la vegetación

La **cobertura total** de la vegetación en las parcelas establecidas en el puerto pirenaico "Las Pintas" es muy elevada en las parcelas pastadas y excluidas a corto plazo, llegando a alcanzar el 240% debido a la superposición de estratos (Fig.31). Respecto a la zona de exclusión a largo plazo (más de 40 años) la cobertura disminuye significativamente (F=13,4; p=0,001) respecto a las otras parcelas, debido a la presencia de suelo descubierto en esta zona más dominada por el matorral. La zona de dehesa presenta valores de cobertura total menores a los del puerto pirenaico. Al comparar los tratamientos,

se observa la mayor cobertura en las parcelas excluidas a corto plazo (Fig. 31), presentando diferencias significativas con las pastadas (F=5,00; p=0,03) (Fig.31)

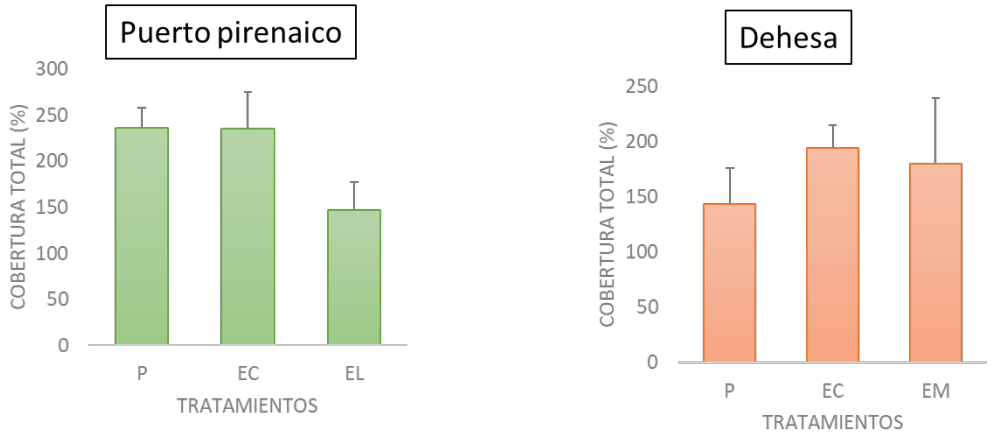


Figura 31. *Porcentaje medio y desviación estándar de la cobertura total de la vegetación en las parcelas pastadas (P), excluidas a corto plazo (EC); excluidas a medio plazo (EM) y excluidas a largo plazo en el puerto pirenaico y la zona de dehesa.*

Con relación a la cobertura por biotipos hay que señalar que en el puerto pirenaico la cobertura de herbáceas significativamente mayor (chi^2 =9,37; p=0,009) en las parcelas pastadas y excluidas a corto plazo que en las excluidas a largo plazo (50%). También se detectó una cobertura de leñosas significativamente mayor (chi^2 =9,38; p=0,003) en las parcelas de exclusión a largo plazo que en el resto (Fig. 32). Si comparamos los grupos de herbáceas la mayor cobertura la presentan las denominadas "otras herbáceas" (Fig.32), las cuales presentaron una cobertura significativamente mayor (F=14,38; p=0,001) en las parcelas pastadas y excluidas a corto plazo respecto a las excluidas a largo plazo. En el caso de las leguminosas y las gramíneas la mayor cobertura la presentan las parcelas excluidas a corto plazo, sin embargo, solamente se detectaron diferencias significativas con las parcelas excluidas a largo plazo con una baja cobertura de ambos grupos de herbáceas (F=16,68; p<0,001 para gramíneas y F =9,97; p=0,002 para leguminosas).

En la zona de dehesa, no se encontró ninguna especie leñosa, con lo cual la Figura 32 representa solamente la cobertura total de herbáceas. Aunque se observa una tendencia al aumentar la cobertura total en la parcela excluida a corto plazo, no se detectaron diferencias significativas (F=2,04; p=0,171) entre los tratamientos ensayados. Al comparar los tipos de herbáceas, se vuelve a observar que las denominadas "otras herbáceas" son las más abundantes en todos los tratamientos. Sin embargo, no se encontraron diferencias significativas entre los tratamientos (chi^2 =2,48; p=0,289), al igual que con la cobertura de leguminosas (F=2,55; p=0,118). Si se detectaron diferencias entre los tratamientos en la cobertura de gramíneas entre las parcelas pastadas y las excluidas a medio plazo (F=1,79; p=0,052).

BioNNOMÍA cuenta con el apoyo de la Fundación Biodiversidad del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITECO) en el marco del Plan de Recuperación, Transformación y Resiliencia (PRTR), financiado por la Unión Europea - NextGenerationEU

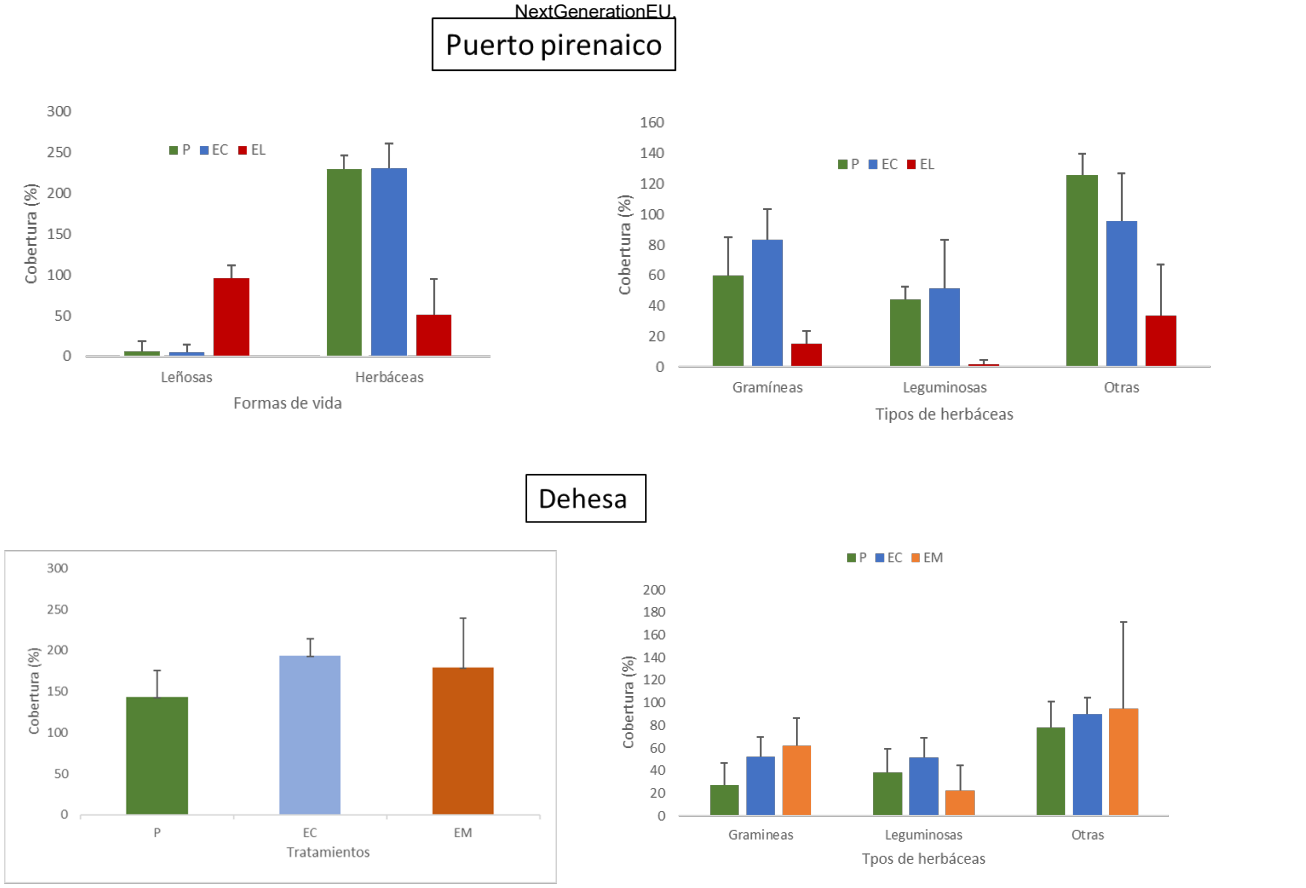


Figura 32. *Porcentaje medio y desviación estándar de la cobertura por formas de vida (A) y tipo de herbáceas (B) en las parcelas pastadas (P), excluidas a corto plazo (EC); excluidas a medio plazo (EM) y excluidas a largo plazo (EL) en el puerto pirenaico y la zona de dehesa*.

Al comparar ambas zonas de estudio, se puede observar como las parcelas del puerto pirenaico muestran valores de riqueza más altos y mayor biodiversidad que las parcelas de la dehesa (Fig. 33)

En el puerto pirenaico se observa una clara disminución de la riqueza y la diversidad a medida que aumento el tiempo de exclusión del pastoreo, pasando de 18 especies a 8 (Fig.33). Solamente se detectaron diferencias significativas (chi^2 =6,14; p=0,04) entre las parcelas pastadas y las excluidas a largo plazo. La diversidad específica sigue el mismo patrón que la riqueza, con una importante disminución en las parcelas excluidas a largo plazo (Fig.33). En este caso se detectaron diferencias significativas entre las parcelas excluidas a largo plazo y el resto (chi^2 =10,82; p=0,004).

La zona de dehesa presenta un patrón de comportamiento diferente al puerto pirenaico (Fig. 33). La riqueza de especies tiende a disminuir con el tiempo de exclusión, aunque no se encontraron diferencias significativas entre los tratamientos (F=0,16; p=0,854). Por el contrario, la diversidad tiende a aumentar su valor con el tiempo de exclusión, aunque este aumento no es significativo (F=0,14; p=0,866).

BioNNOMÍA cuenta con el apoyo de la Fundación Biodiversidad del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITECO) en el marco del Plan de Recuperación, Transformación y Resiliencia (PRTR), financiado por la Unión Europea - NextGenerationEU.

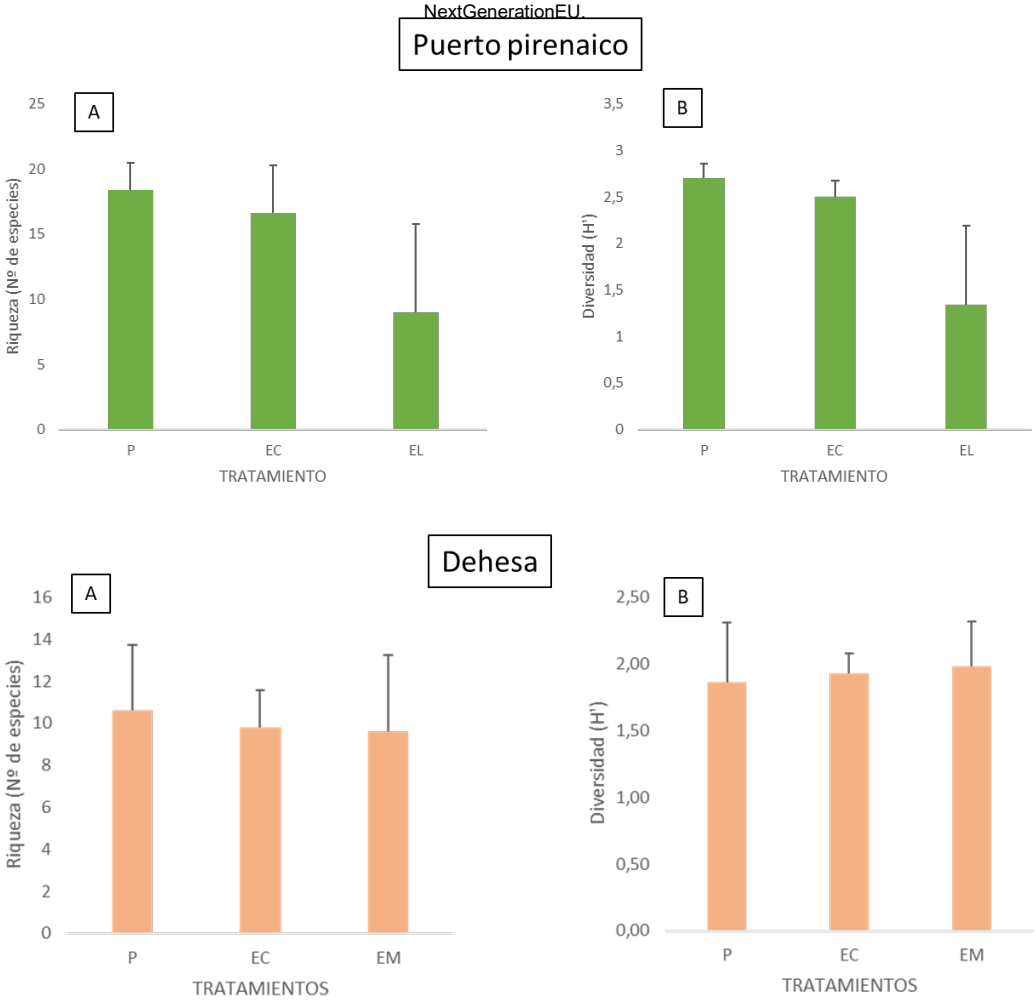


***Figura 33**. Riqueza media y desviación estándar (A) y diversidad media y desviación estándar (B) en las parcelas pastadas (P), excluidas a corto plazo (EC); excluidas a medio plazo (EM) y excluidas a largo plazo (EL) en el puerto pirenaico y la zona de dehesa.*

Al comparar todos los datos, recogidos en Las Pintas, mediante un análisis multivariante (Fig. 34), se observa claramente como el eje I (con una absorción de varianza del 75%) separa las parcelas excluidas a largo plazo de las pastadas y las excluidas a corto plazo. Las parcelas excluidas a largo plazo se asocian a una mayor cobertura de leñosas, mientras que las pastadas y excluidas a corto plazo se asocian a una mayor riqueza, diversidad y cobertura de herbáceas. Hay que señalar que el eje II (con una absorción de varianza del 14%) separa dos parcelas, una pastada y otra excluida a corto plazo, del resto ya que aparecen asociadas a una mayor riqueza de leñosas. Esto es debido a que son las únicas parcelas en las que se encontraron algunas especies leñosas como *Daboecia cantabrica*, *Litodora diffusa* y *Santolina,* pero con bajas coberturas.

BioNNOMÍA cuenta con el apoyo de la Fundación Biodiversidad del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITECO) en el marco del Plan de Recuperación, Transformación y Resiliencia (PRTR), financiado por la Unión Europea - NextGenerationEU.

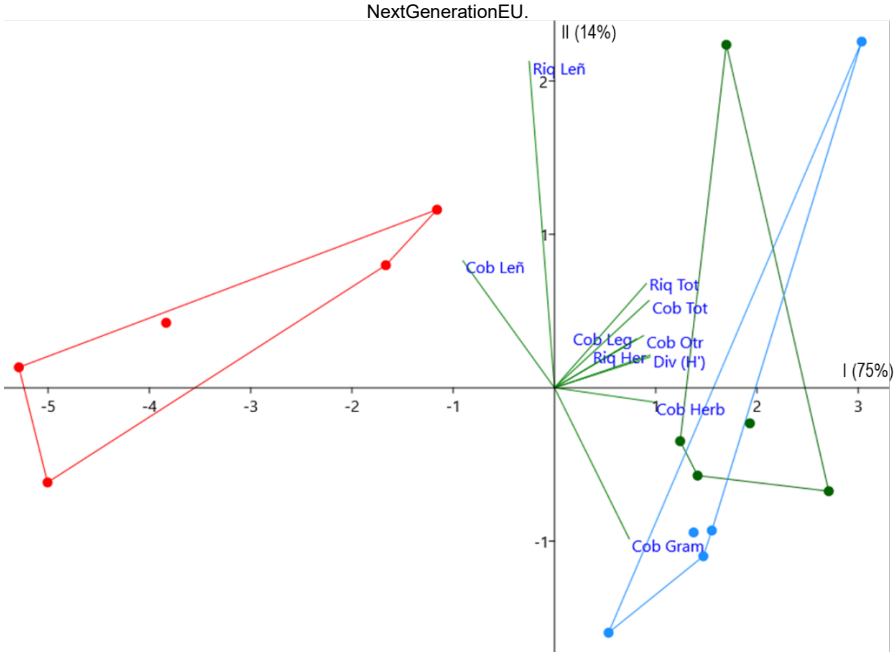


Figura 34. *Posición de las variables estructurales de la comunidad vegetal (representadas como vectores) y de las muestras en el plano definido por los dos primeros ejes del análisis en componentes principales. (Azul: parcelas de exclusión a corto plazo; Rojo: parcelas de exclusión a largo plazo; Verde: parcelas pastadas)*

En el caso de la dehesa (Fig.35), el análisis no discrimina de manera tan clara los diferentes tratamientos. El eje I (con una absorción de varianza del 56%), señala una tendencia desde su parte más negativa donde se encuentran la mayor parte de las parcelas excluidas a medio plazo hacia su parte positiva donde se sitúan la mayoría de las parcelas pastadas y excluidas a corto plazo. Estas parcelas están asociadas a una mayor cobertura total, cobertura de "otras herbáceas", riqueza y diversidad.

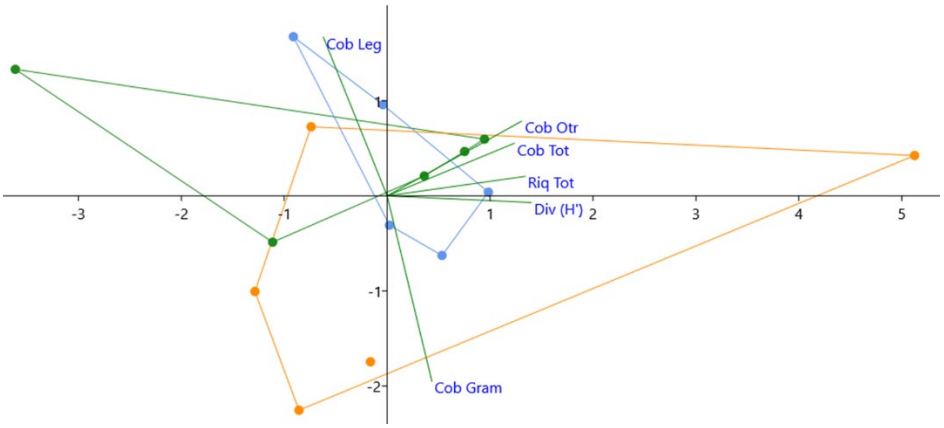


Figura 35. *Posición de las variables estructurales de la comunidad vegetal (representadas como vectores) y de las muestras en el plano definido por los dos primeros ejes del análisis en componentes principales. (Azul: parcelas de exclusión a corto plazo; Naranja: parcelas de exclusión a medio plazo; Verde: parcelas pastadas)*

BioNNOMÍA cuenta con el apoyo de la Fundación Biodiversidad del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITECO) en el marco del Plan de Recuperación, Transformación y Resiliencia (PRTR), financiado por la Unión Europea - NextGenerationEU.

Los resultados obtenidos en el análisis multivariante se confirman al analizar el índice de disimilitud de Bray-Curtis, el cual, cuantifica las diferencias en la composición de especies (abundancia) entre diferentes tratamientos (Fig. 36). En el puerto Las Pintas se observa una clara separación entre las muestras de las parcelas excluidas a largo plazo del resto. Esto se debe a la presencia y abundancia de *Genista hispanica* en estas parcelas con coberturas que varían entre el 70 y el 100%. No se observa una agrupación clara de las muestras de las parcelas pastadas y excluidas a corto plazo, lo que indica una semejanza en composición de especies y abundancia.

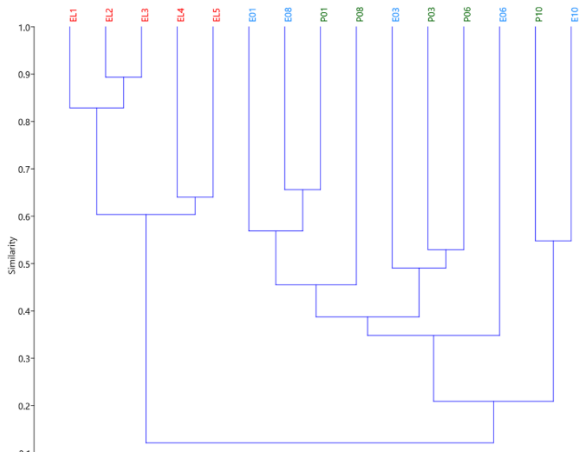


Figura 36. *Dendrograma cuantitativo obtenido a partir del índice de Bray-Curtis, que incluye todas las parcelas de estudio. (parcelas pastadas (P), excluidas a corto plazo (EC); excluidas a largo plazo (EM))*

En la zona de la dehesa no se observa esa clara separación entre la zona excluida a medio plazo y el resto. Solamente se detectó una agrupación de las parcelas 2, 3 y 4 por la presencia de *Avenula sulcata* que no aparece en el resto de las parcelas (Fig. 37).

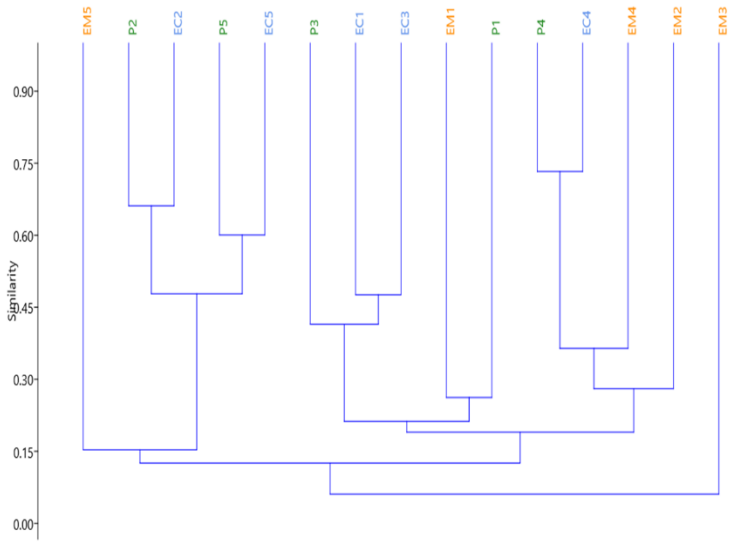


Figura 37. *Dendrograma cuantitativo obtenido a partir del índice de Bray-Curtis, que incluye todas las parcelas de estudio. (parcelas pastadas (P), excluidas a corto plazo (EC); excluidas a medio plazo (EM))*

En resumen, a la hora de evaluar el efecto del abandono del pastoreo en los ecosistemas se debe realizar estudios con exclusión a largo plazo para detectar cambios significativos en la cobertura, riqueza y diversidad de la vegetación, tal y como se han realizado en el puerto Las Pintas. Por ello, es importante conocer la historia de uso de los ecosistemas de pastizal al plantear un estudio de este tipo. Aunque ha quedado claro que trabajamos con dos ecosistemas muy diferentes (pastizal de montaña y dehesa), si hubiéramos encontrado una situación semejante en la dehesa tendríamos las mismas tendencias. El abandono a largo plazo conlleva un cambio en la composición de comunidades con dominio de especies de matorral que sustituyen a las herbáceas dominantes en los pastizales.

A.2.2.2. Composición y diversidad microbiana

El análisis de la diversidad de Shannon ha mostrado que la diversidad de bacterias es mayor que la de hongos (Fig. 39). Al comparar los tratamientos entre sí, tanto la diversidad de bacterias como la de hongos es más elevada en las parcelas de exclusión a largo plazo, aunque sin diferencias estadísticamente significativas con los otros tratamientos.

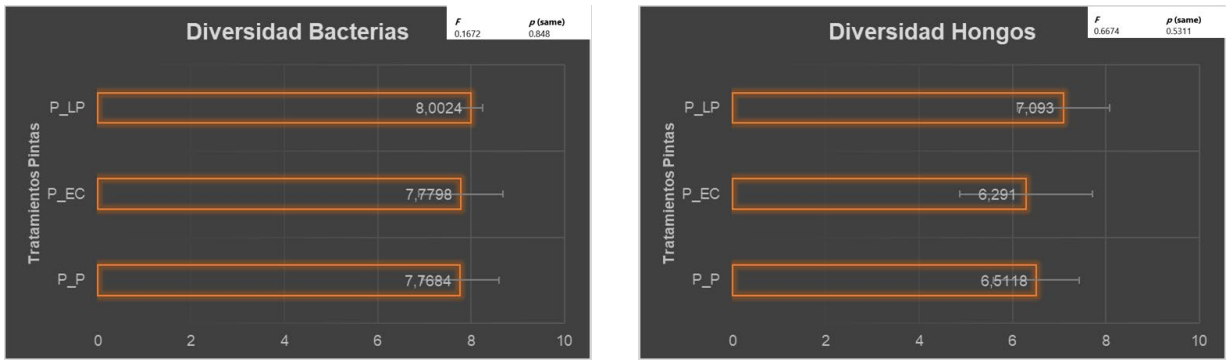


Figura 39.- *Alfa Diversidad en procariotas (16S) y hongos (ITS) en el puerto Las Pintas. (P: pastadas; EC: excluidas corto plazo; LP: excluidas largo plazo).*

Los suelos de dehesa muestran un patrón semejante a los de los puertos, de manera que la diversidad de bacterias es mayor que la de hongos (Fig. 40). Al comparar los tratamientos entre sí, de nuevo las parcelas que llevan más tiempo excluidas son las que presentan mayor diversidad de ambos grupos de microrganismos pero sin diferencias estadísticamente significativas.

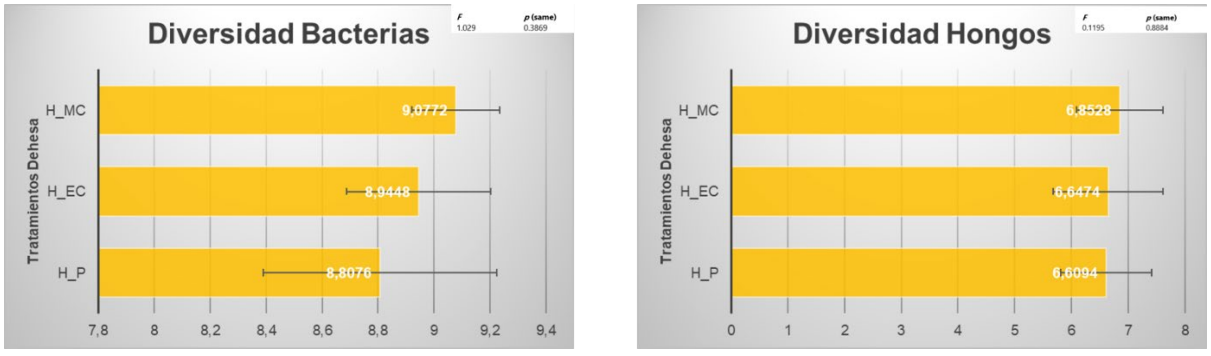
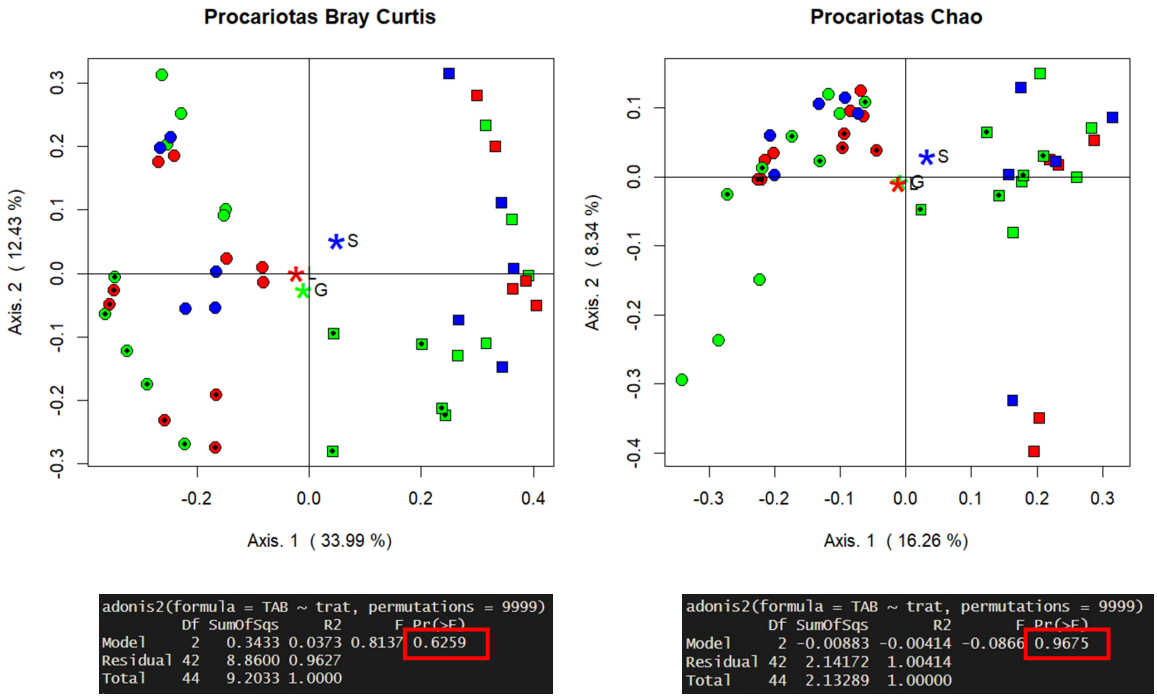


Figura 40*.- Alfa Diversidad en procariotas (16S) y hongos (ITS) en la zona de dehesa. (P: pastadas; EC: excluidas corto plazo; MP: excluidas medio plazo).*

BioNNOMÍA cuenta con el apoyo de la Fundación Biodiversidad del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITECO) en el marco del Plan de Recuperación, Transformación y Resiliencia (PRTR), financiado por la Unión Europea - NextGenerationEU.

La comparación de muestras se ha realizado mediante un análisis de beta diversidad utilizando los índices de Chao (cualitativo) y Bray Curtis (cuantitativo) cuyas matrices de distancias han permitido obtener un gráfico PCoA. En los procariotas o bacterias, el índice de Bray-Curtis en su eje I (explica el 40% de la varianza) muestra una clara separación de las parcelas situadas en Las Pintas (cuadrados) y las de dehesa (círculos). El eje II (con una varianza explicada del 12,43%) separa los muestreos realizados en 2024 (punto en el centro) de los del 2025 (sin punto). Sin embargo, no existen diferencias significativas entre los tratamientos. El índice de Chao no muestra ningún tipo de ordenación entre las muestras (Fig. 41).



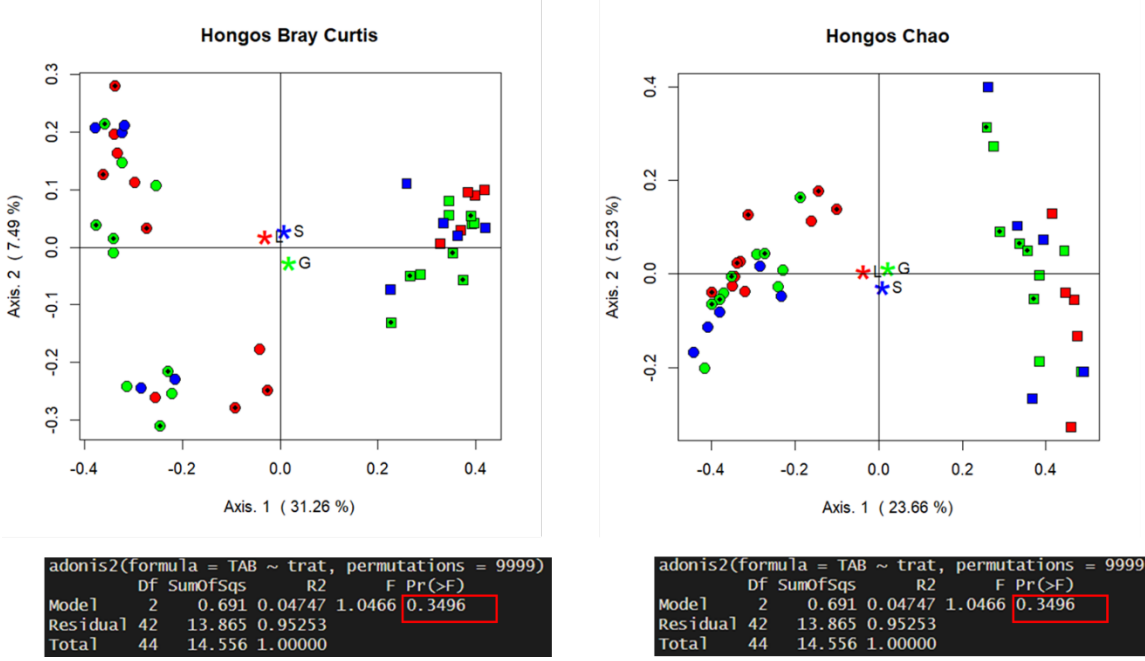

```
adonis2(formula = TAB ~ trat, permutations = 9999)
          Df SumOfSqs      R2      F Pr(>F)
Model      2   0.3433 0.0373 0.8137 0.6259
Residual  42   8.8600 0.9627
Total     44   9.2033 1.0000
```

```
adonis2(formula = TAB ~ trat, permutations = 9999)
          Df SumOfSqs       R2       F Pr(>F)
Model      2 -0.00883 -0.00414 -0.0866 0.9675
Residual  42  2.14172  1.00414
Total     44  2.13289  1.00000
```

Figura 41.- *Beta diversidad en procariotas (16S) para las dos zonas de estudio (Las Pintas: cuadrados y Dehesa: círculos), los dos períodos de muestreo (2024: con punto negro y 2025: sin punto) y los tratamientos (Verde: pastado; azul: excluido corto plazo y rojo: excluido medio o largo plazo)*

En los hongos, de nuevo el índice de Bray-Curtis en su eje I (explica el 31,26% de la varianza) muestra una clara separación de las parcelas situadas en Las Pintas (cuadrados) y las de dehesa (círculos). Sin embargo, el eje II (con una varianza explicada del 7,49 %) no separa los muestreos temporales. Tampoco se han encontrado diferencias significativas entre los tratamientos (Fig. 42).

BioNNOMÍA cuenta con el apoyo de la Fundación Biodiversidad del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITECO) en el marco del Plan de Recuperación, Transformación y Resiliencia (PRTR), financiado por la Unión Europea - NextGenerationEU




```
adonis2(formula = TAB ~ trat, permutations = 9999)
          Df SumOfSqs      R2      F Pr(>F)
Model      2    0.691 0.04747 1.0466 0.3496
Residual 42   13.865 0.95253
Total    44   14.556 1.00000
```

```
adonis2(formula = TAB ~ trat, permutations = 9999)
          Df SumOfSqs      R2      F Pr(>F)
Model      2    0.691 0.04747 1.0466 0.3496
Residual 42   13.865 0.95253
Total    44   14.556 1.00000
```

Figura 42.- *Beta diversidad en hongos (ITS) para las dos zonas de estudio (Las Pintas: cuadrados y Dehesa: círculos), los dos períodos de muestreo (2024: con punto negro y 2025: sin punto) y los tratamientos (Verde: pastado; azul: excluido corto plazo y rojo: excluido medio o largo plazo)*

La composición de procariotas está dominada por el filo Actinobacteriota en todos los tratamientos, zonas y períodos de muestreo. Pseudomonadota y Chloroflexota son los siguientes más abundantes en Huelva. Hay que señalar que Chloroflexota es más abundante en las parcelas pastadas frente a las excluidas. En Las Pintas abunda Pseudomonadota junto con Bacillota. Estos 4 filos quedan ampliamente representados por las clases Actinobacteria, Alphaproteobacteria, Thermoleophilia y Bacilli (Fig. 43).

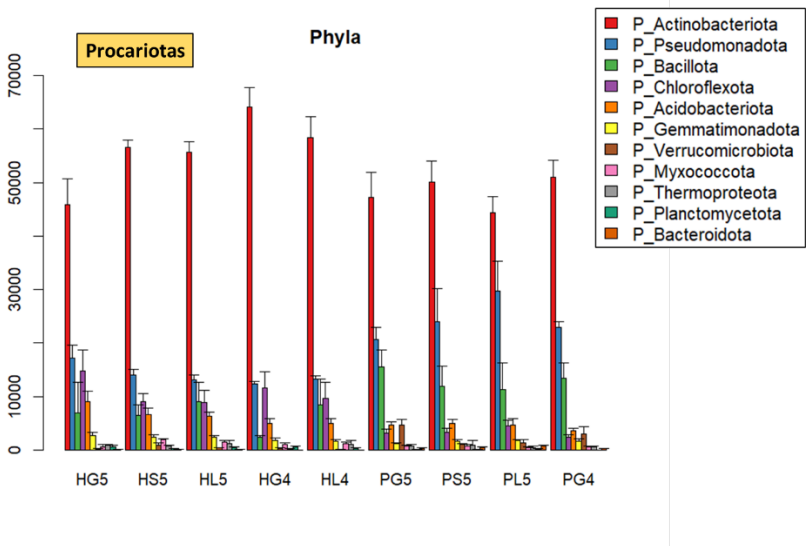


Figura 43.- *Composición a nivel de filo de la comunidad bacteriana*

A nivel de clase se puede observar una mayor variabilidad (Fig.44) entre los tratamientos y periodos de muestreo. Para las zonas pastadas de la dehesa la clase dominante es Actinobacteria en ambos periodos de muestreo, pero se puede observar entre ambos años una disminución de la clase Termoleophilia y un aumento de la clase Alphaprotobacteria en 2025. Asimismo para las parcelas pastadas a medio plazo existe un cambio de abundancia de Actinobacteria en 2024 a Termoleophilia en 2025. En el puerto pirenaico solamente se observó diferencias entre el tratamiento de exclusión a largo plazo con un dominio de Alphaprotobacteria. En el resto de tratamientos es más abundante Termoleophilia.

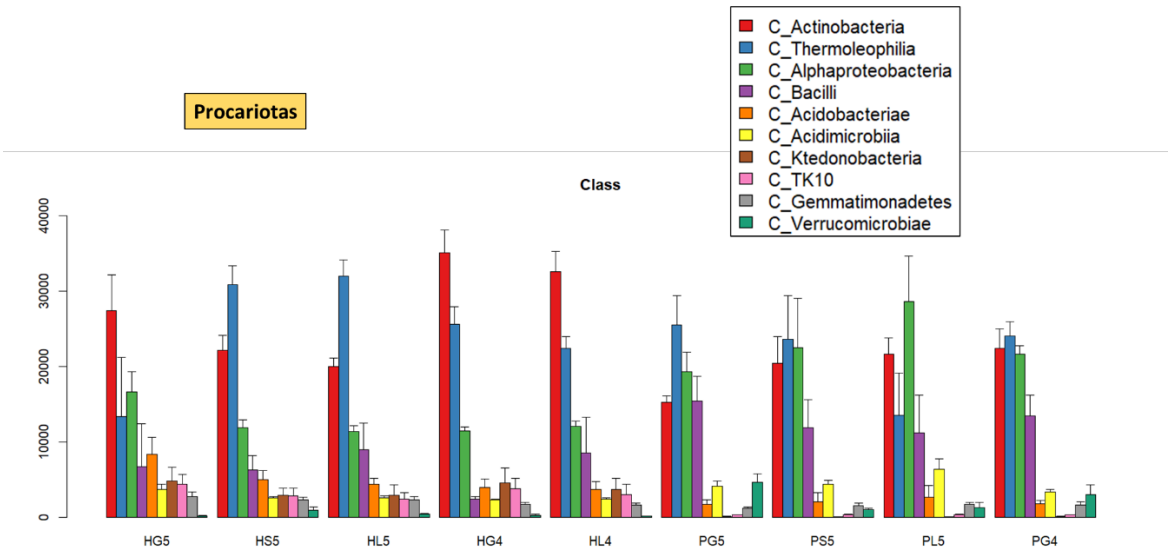


Figura 44. *Composición a nivel de clase de la comunidad bacteriana.*

El análisis de la composición de las comunidades fúngicas ha mostrado una casi total dominancia del filo Ascomycota en todas las situaciones analizadas. El segundo filo más abundante es Basidiomycota con una mayor abundancia en los pastos de montaña que en los ecosistemas de dehesa (Fig. 45).

Entre los Ascomycota, la clase Dothideomycetes era la más abundante en las parcelas pastadas y control en 2024, sin embargo, al año siguiente en esas parcelas la más abundante fue la clase Eurotiomycetes. En las parcelas excluidas a corto plazo, domina la clase Sordariomycetes. En el puerto pirenaico, la clase más representada es Sordariomycetes en todos los tratamientos y periodos de muestreo. La más abundante en segundo lugar es Tremellomycetes en las parcelas pastadas y excluidas a largo plazo, mientras que en las excluidas a corto plazo abunda más Eurotiomycetes (Fig.46).

BioNNOMÍA cuenta con el apoyo de la Fundación Biodiversidad del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITECO) en el marco del Plan de Recuperación, Transformación y Resiliencia (PRTR), financiado por la Unión Europea - NextGenerationEU.

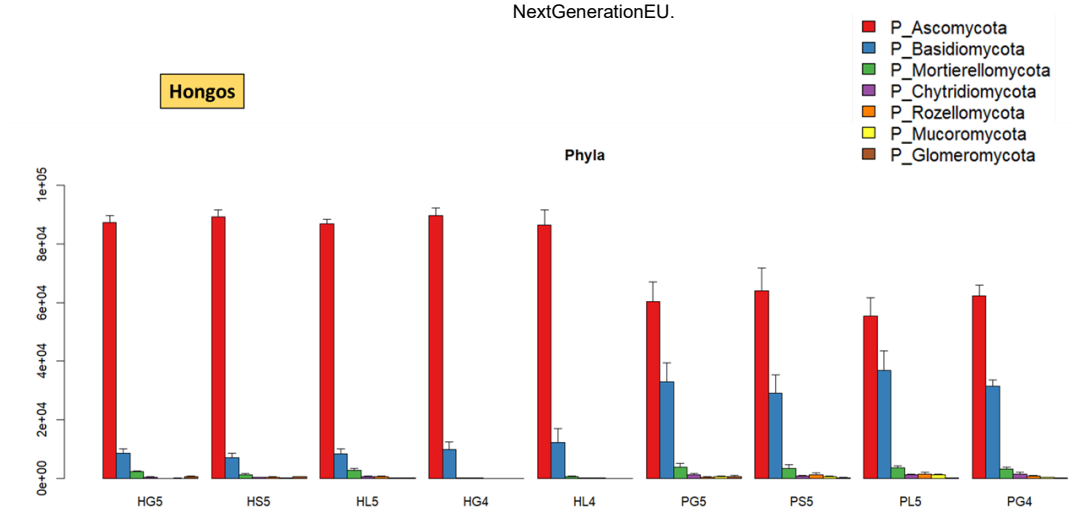


Figura 45.- Composición a nivel de filo de la comunidad fúngica

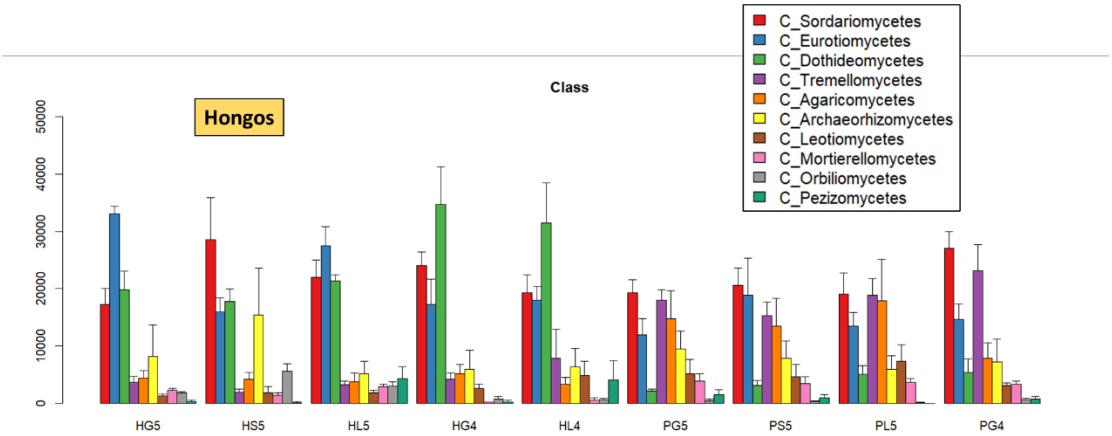


Figura 46. *Composición a nivel de clase de la comunidad fúngica.*

A.2.2.2. Diversidad funcional

Efecto de los tratamientos en los rasgos funcionales

A partir de los rasgos funcionales recogidos: grosor de la hoja, altura de la planta, área total de la hoja, SLA, LDMC, SDMC, las clorofilas (A, B y la total) y los carotenos, se ha calculado para cada uno de ellos el índice CWM (Community Weighted Mean) que representa el valor promedio de un rasgo funcional específico en una comunidad ponderado por la abundancia relativa de cada especie.

$$CWM = \sum_{i=1}^{S} w_i \, x_i$$

Donde S es el número total de espcies; Wies la abundancia relativa de una especie y xi e sel valor del rasgo de una especie

BioNNOMÍA cuenta con el apoyo de la Fundación Biodiversidad del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITECO) en el marco del Plan de Recuperación, Transformación y Resiliencia (PRTR), financiado por la Unión Europea - NextGenerationEU.

Los rasgos morfológicos están ligados a la arquitectura, captura de luz, competencia y estrategias de crecimiento. El grosor foliar no mostró diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos (F =1.54, p = 0.253). Aunque se observaron variaciones leves entre medias, estas no evidencian un efecto consistente del tratamiento sobre la estructura o anatomía foliar (Fig. 47A).

El área foliar presentó diferencias significativas entre los tratamientos de exclusión a corto plazo y el pastado (F = 4.61, p = 0.033). El tratamiento de exclusión a corto plazo que presentó un mayor valor mostró hojas de mayor tamaño, mientras que los otros tratamientos exhibieron una reducción del área foliar promedio. Este patrón indica un efecto del tratamiento sobre la superficie foliar disponible, lo que sugiere cambios en la capacidad potencial de intercepción de luz y en la estrategia de uso de recursos (Fig. 47B).

La altura mostró diferencias altamente significativas entre todos los tratamientos (F = 41.07, p < 0.001). El tratamiento de exclusión a largo plazo presentó los valores más altos de altura, seguido por el de exclusión a corto plazo, el tratamiento de pastoreo registró alturas considerablemente menores. Estos resultados evidencian un fuerte efecto del tratamiento sobre la estructura vertical de la vegetación y la dominancia potencial en la competencia por luz (Fig. 47C).

En conjunto, los resultados indican que los tratamientos influyen principalmente en rasgos morfológicos asociados al tamaño y la arquitectura de las plantas (altura y área foliar), mientras que el grosor foliar permanece relativamente estable.

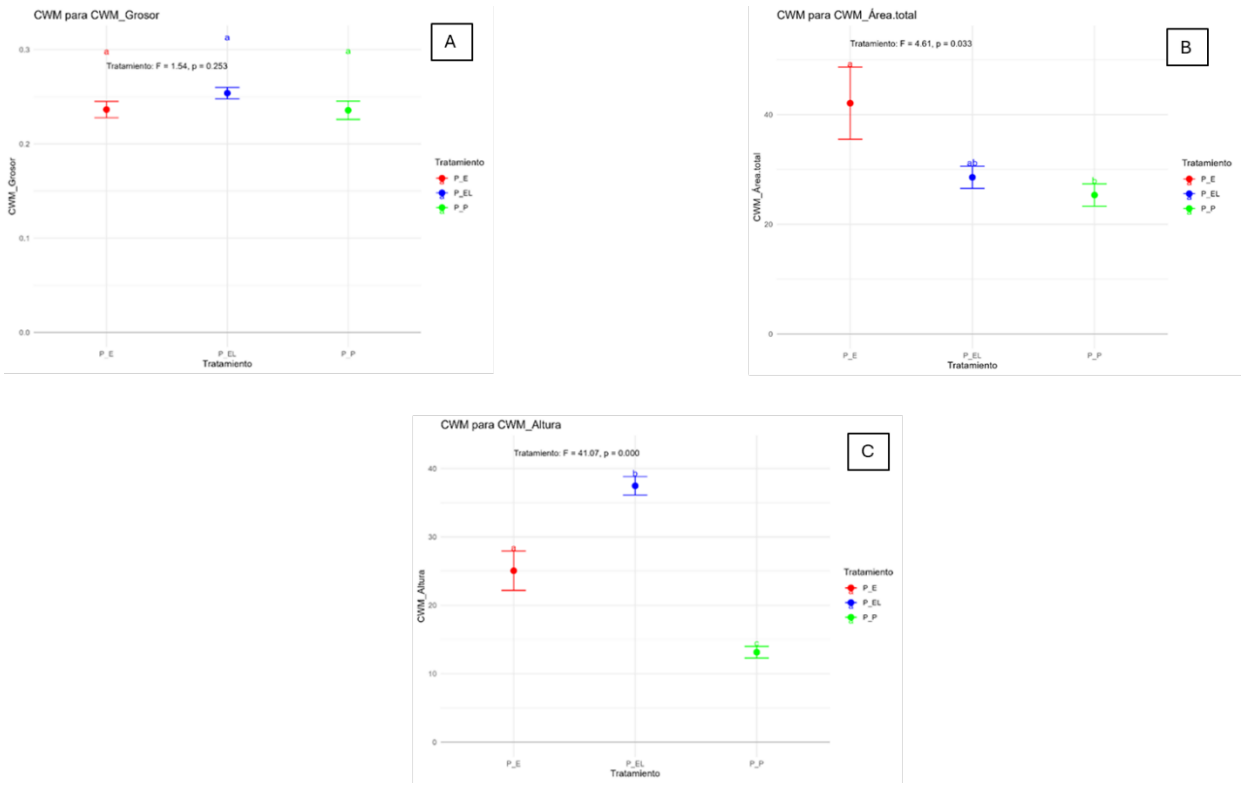


***Figura 47**. Valores medIos y error estándar de los siguientes rasgos funcionales: altura de la planta (A); grosor de la hoja (B) y área total (C) en las parcelas pastadas (P), excluidas a corto plazo (EC); y excluidas a largo plazo (EL) en el puerto pirenaico.*

BioNNOMÍA cuenta con el apoyo de la Fundación Biodiversidad del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITECO) en el marco del Plan de Recuperación, Transformación y Resiliencia (PRTR), financiado por la Unión Europea - NextGenerationEU.

Los rasgos funcionales se relacionan con el uso de recursos, estrategia ecológica y estructura del tejido, reflejando densidad de tejidos, inversión en biomasa, longevidad foliar y velocidad de crecimiento. El contenido de materia seca del tallo (SMDC) mostró diferencias significativas entre los tratamientos de exclusión a corto plazo y el resto (F = 13.54, p = 0.001). El tratamiento de exclusión a largo plazo mostró el valor más alto con mayor valor y, por lo tanto, presentó tallos con mayor densidad de materia seca, mientras que el tratamiento de exclusión a corto plazo r evidenció tejidos menos densos (Fig. 48A). Este patrón indica un efecto del tratamiento sobre la inversión estructural del tallo, asociado a diferencias en soporte mecánico y estrategia de conservación de recursos.

El área foliar específica (SLA) también difirió significativamente entre los tratamientos de exclusión a corto y largo plazo (F = 10.1, p = 0.003). Se observó que el tratamiento de exclusión a corto plazo presentó valores más altos de SLA, indicando hojas más delgadas y una estrategia más adquisitiva, mientras que los tratamientos con menor SLA reflejan hojas relativamente más densas, asociadas a una estrategia más conservativa en el uso de recursos (Fig. 48B).

El contenido de materia seca foliar (LMDC) no mostró diferencias significativas entre tratamientos (F = 5.34, p = 0.062). El tratamiento de exclusión a largo plazo, con mayor LDMC, presentó hojas con mayor densidad de tejido, lo que sugiere mayor inversión estructural y potencialmente mayor longevidad foliar, mientras que los otros dos tratamientos con menor LDMC evidencian tejidos menos densos (Fig. 48C).

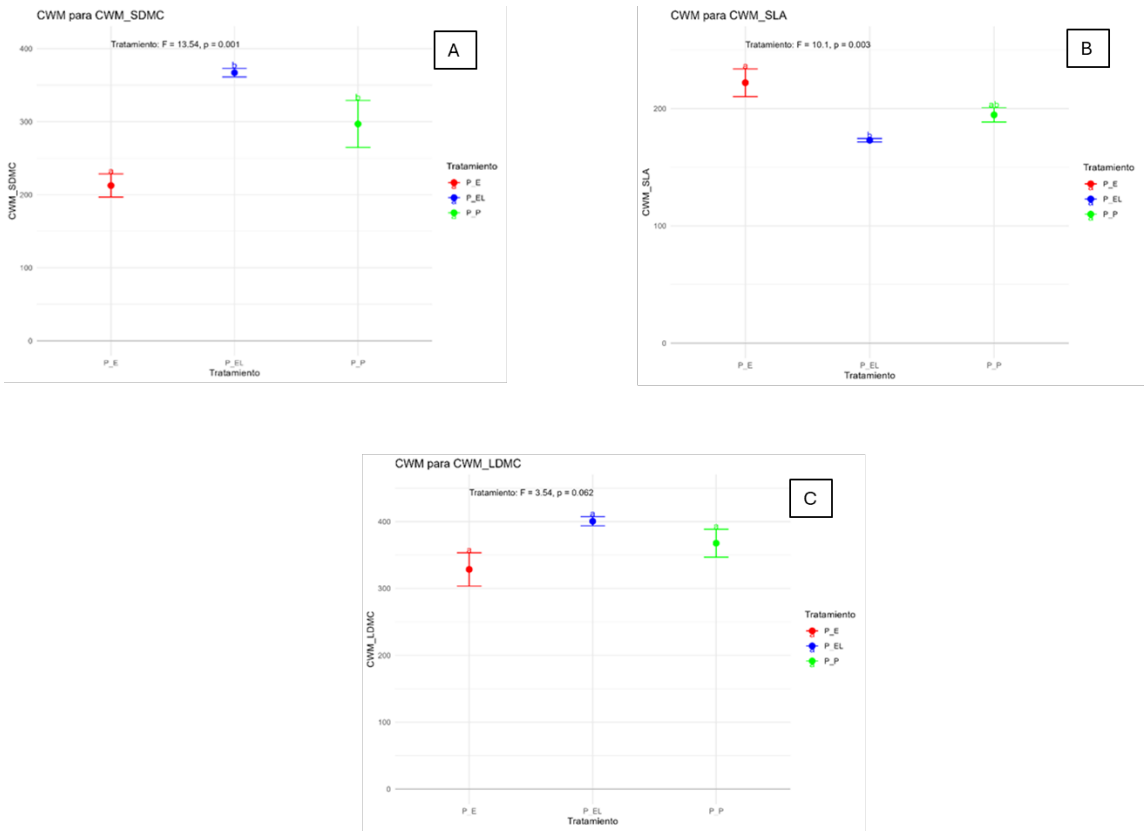


Figura 48. *Valores medos y error estándar de los siguientes rasgos funcionales: contenido de materia seca del tallo (A); área específica foliar (B) y contenido de materia seca de la hoja (C) en las parcelas pastadas (P), excluidas a corto plazo (EC); y excluidas a largo plazo (EL) en el puerto pirenaico.*

En conjunto, los resultados indican que los tratamientos influyen significativamente en rasgos funcionales relacionados con la economía de tejidos y el uso de recursos. Las variaciones en SLA, LDMC y SDMC reflejan cambios en el equilibrio entre estrategias adquisitivas y conservativas dentro de la comunidad vegetal.

Los rasgos fisiológicos se relacionan con procesos metabólicos y funcionamiento fotosintético e indican capacidad fotosintética, estado nutricional, respuesta al estrés y eficiencia en captura de luz. La concentración de clorofila A mostró diferencias significativas entre los tratamientos de exclusión y el pastoreo ($F = 12.34$, $p = 0.001$). El tratamiento de exclusión a corto plazo presentó mayor contenido de clorofila A, mientras que los otros tratamientos evidenciaron concentraciones progresivamente menores (Fig.49A). Este patrón indica un efecto del tratamiento sobre la capacidad potencial de absorción de luz y actividad fotosintética.

El contenido de carotenos presentó diferencias significativas entre el tratamiento de exclusión a corto plazo y el resto ($F = 16.59$, $p < 0.001$). El tratamiento de exclusión a corto plazo mostró valores superiores de carotenoides, mientras que los otros tratamientos registraron valores menores y relativamente similares (Fig. 49B). Este resultado sugiere variación en mecanismos de fotoprotección y disipación de energía en respuesta a los tratamientos.

La clorofila B también presentó diferencias significativas entre el tratamiento de exclusión a corto plazo y el resto ($F = 15.34$, $p = 0.001$). El tratamiento de exclusión a corto plazo presentó mayor contenido de clorofila B, mientras que los otros tratamientos mostraron concentraciones menores, indicando cambios en la eficiencia de captura de luz bajo diferentes condiciones (Fig. 49C).

La clorofila total también mostró diferencias significativas entre los tratamientos de exclusión y el pastoreo ($F = 12.76$, $p = 0.001$). El tratamiento de exclusión a corto plazo presentó el mayor contenido total de pigmentos fotosintéticos, seguido por un tratamiento intermedio, mientras que el tratamiento restante registró los valores más bajos (Fig.49D).

En conjunto, los resultados evidencian que los tratamientos afectan significativamente los rasgos fisiológicos relacionados con la captación de luz, la actividad fotosintética y los mecanismos de fotoprotección. La variación observada en clorofilas y carotenoides sugiere cambios en la capacidad fotosintética y en la respuesta funcional de la comunidad vegetal frente a las condiciones impuestas por los tratamientos.

BioNNOMÍA cuenta con el apoyo de la Fundación Biodiversidad del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITECO) en el marco del Plan de Recuperación, Transformación y Resiliencia (PRTR), financiado por la Unión Europea - NextGenerationEU.

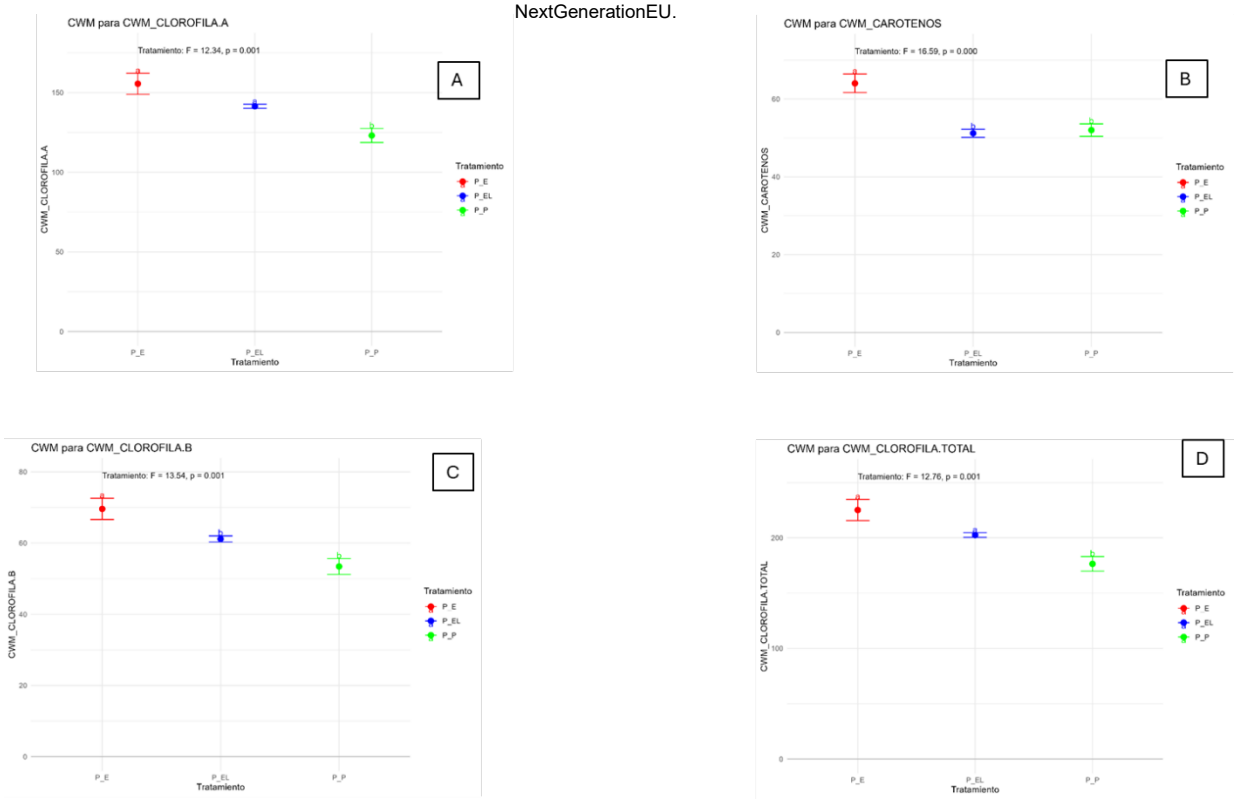


Figura 49. *Valores medos y error estándar de los siguientes rasgos funcionales: contenido de clorofila A (A); contenido en carotenos (B) y contenido en clorofila B (C) y contenido de clorofila total (D) en las parcelas pastadas (P), excluidas a corto plazo (EC); y excluidas a largo plazo (EL) en el puerto pirenaico.*

En la zona de la dehesa, la altura mostró diferencias altamente significativas entre los tratamientos de exclusión y el pastoreo ($F = 24.87$, $p < 0.001$). El tratamiento de exclusión a corto plazo presentó las plantas más altas, seguido por el tratamiento de exclusión a largo plazo, mientras que el pastoreo registró alturas considerablemente menores (Fig. 50A). Este resultado indica un efecto marcado del tratamiento sobre la estructura vertical de la vegetación y la dominancia potencial en la competencia por luz, alterando la estrategia competitiva.

El grosor foliar no presentó diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos ($F = 2.14$, $p = 0.161$). Aunque se observaron ligeras variaciones entre medias, estas no evidencian un efecto consistente del tratamiento sobre la anatomía foliar (Fig. 50B).

El área foliar total no mostró diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos (ANOVA: $F = 3.42$, $p = 0.067$), aunque se observó una tendencia a valores menores en el pastoreo (Fig. 50C). Este patrón sugiere un posible efecto moderado del tratamiento y un cambio en la estrategia de captura de a luz, sin alcanzar significancia estadística bajo el nivel de confianza evaluado.

En conjunto, los resultados indican que los tratamientos afectan principalmente la altura de la vegetación, mientras que los rasgos foliares estructurales, como el grosor y el área foliar total, permanecen relativamente estables o muestran solo tendencias débiles de cambio.

BioNNOMÍA cuenta con el apoyo de la Fundación Biodiversidad del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITECO) en el marco del Plan de Recuperación, Transformación y Resiliencia (PRTR), financiado por la Unión Europea - NextGenerationEU.

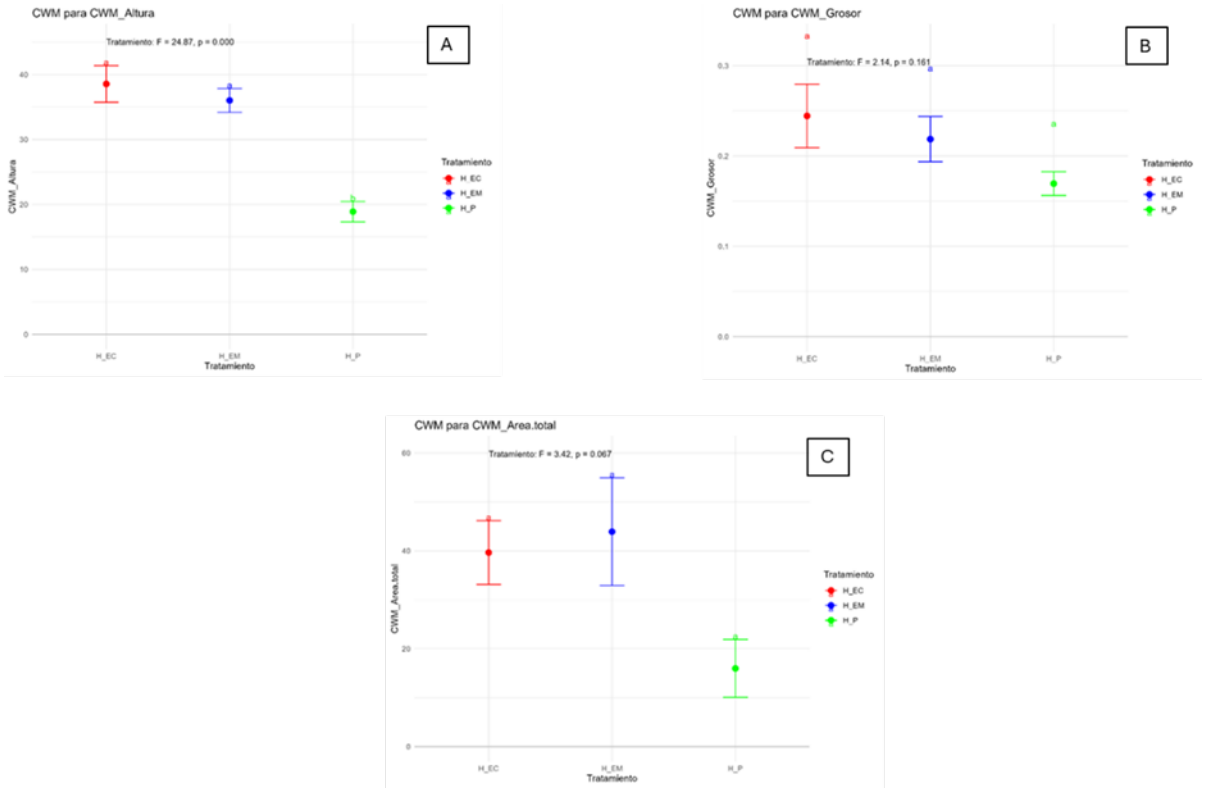


***Figura 50**. Valores medios y error estándar de los siguientes rasgos funcionales: altura de la planta (A); grosor de la hoja (B) y área total (C) en las parcelas pastadas (P), excluidas a corto plazo (EC); y excluidas a medio plazo (EM) en la dehesa.*

El área foliar específica No mostró diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos (F = 3.21, p = 0.077), aunque se observó una tendencia a valores más altos en el tratamiento de exclusión a medio plazo (Fig. 51 A). Este patrón sugiere una posible variación moderada en la estrategia de adquisición de recursos, sin evidenciar un efecto concluyente del tratamiento.

El contenido de materia seca del tallo (SDMC) tampoco presentó diferencias significativas entre tratamientos (F = 2.57, p = 0.118). Aunque se registraron variaciones en los valores medios, estas no indican cambios consistentes en la densidad estructural del tallo asociados a los tratamientos (Fig. 51 B).

El contenido de materia seca foliar (LDMC) no mostró diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos (F = 0.74, p = 0.459). Los valores observados fueron relativamente similares entre tratamientos, lo que indica estabilidad en la inversión estructural del tejido foliar (Fig. 51C).

En conjunto, los resultados sugieren que los tratamientos no generaron cambios significativos en los rasgos funcionales relacionados con la economía de tejidos y el uso de recursos. Aunque se observan tendencias leves en SLA, la densidad de materia seca foliar y del tallo permaneció relativamente constante entre tratamientos.

BioNNOMÍA cuenta con el apoyo de la Fundación Biodiversidad del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITECO) en el marco del Plan de Recuperación, Transformación y Resiliencia (PRTR), financiado por la Unión Europea - NextGenerationEU.

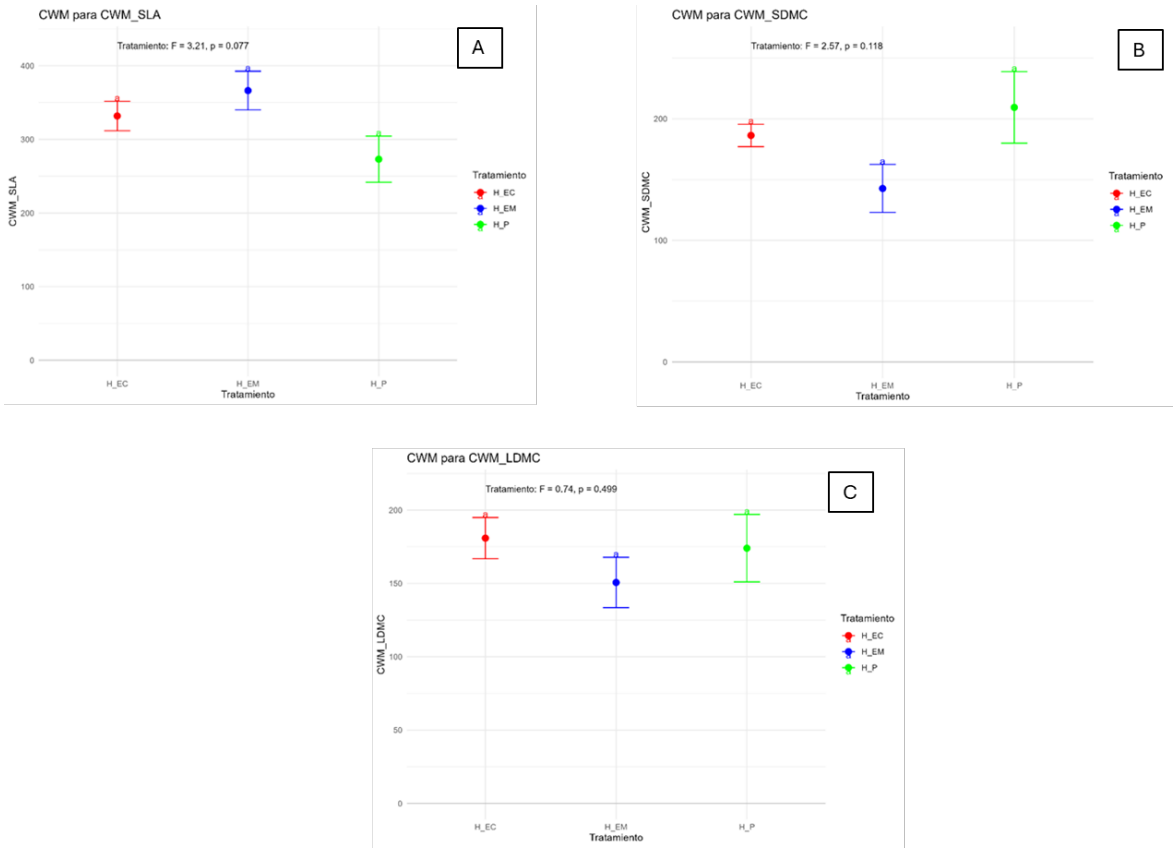


Figura 51. *Valores medos y error estándar de los siguientes rasgos funcionales: contenido de materia seca del tallo (A); área específica foliar (B) y contenido de materia seca de la hoja (C) en las parcelas pastadas (P), excluidas a corto plazo (EC); y excluidas a medio plazo (EL) en la dehesa.*

El contenido de carotenos no mostró diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos (F = 2.56, p = 0.119), aunque se observó una tendencia a valores menores en las parcelas pastadas (Fig. 52 A). Este resultado sugiere que los mecanismos de fotoprotección se mantuvieron relativamente estables bajo las condiciones evaluadas.

La concentración de clorofila A no presentó diferencias significativas entre tratamientos (F = 3.48, p = 0.064), aunque se evidenció una tendencia a valores menores en las parcelas pastadas (Fig. 52 B). Este patrón sugiere variaciones moderadas en la capacidad fotosintética sin alcanzar significancia estadística.

La clorofila B mostró diferencias significativas entre el tratamiento de exclusión a medio plazo y el pastoreo (F = 5.29, p = 0.023). El tratamiento de exclusión a medio plazo presentó mayor concentración de clorofila B, mientras que el pastoreo registró concentraciones reducidas, indicando cambios en la eficiencia de captura de luz bajo diferentes condiciones (Fig. 52C).

La clorofila total también presentó diferencias significativas entre el tratamiento de exclusión a medio plazo y el pastoreo (F = 3.98, p = 0.047). El tratamiento de exclusión a medio plazo mostró el mayor

contenido total de pigmentos fotosintéticos, seguido por la exclusión a corto plazo, mientras que el pastoreo presentó los valores más bajos (Fig. 52 D).

En conjunto, los resultados indican que los tratamientos generaron efectos moderados sobre los rasgos fisiológicos asociados a la captación de luz y la actividad fotosintética. Mientras que los carotenoides y la clorofila A se mantuvieron relativamente estables, la clorofila B y la clorofila total evidenciaron diferencias significativas entre tratamientos.

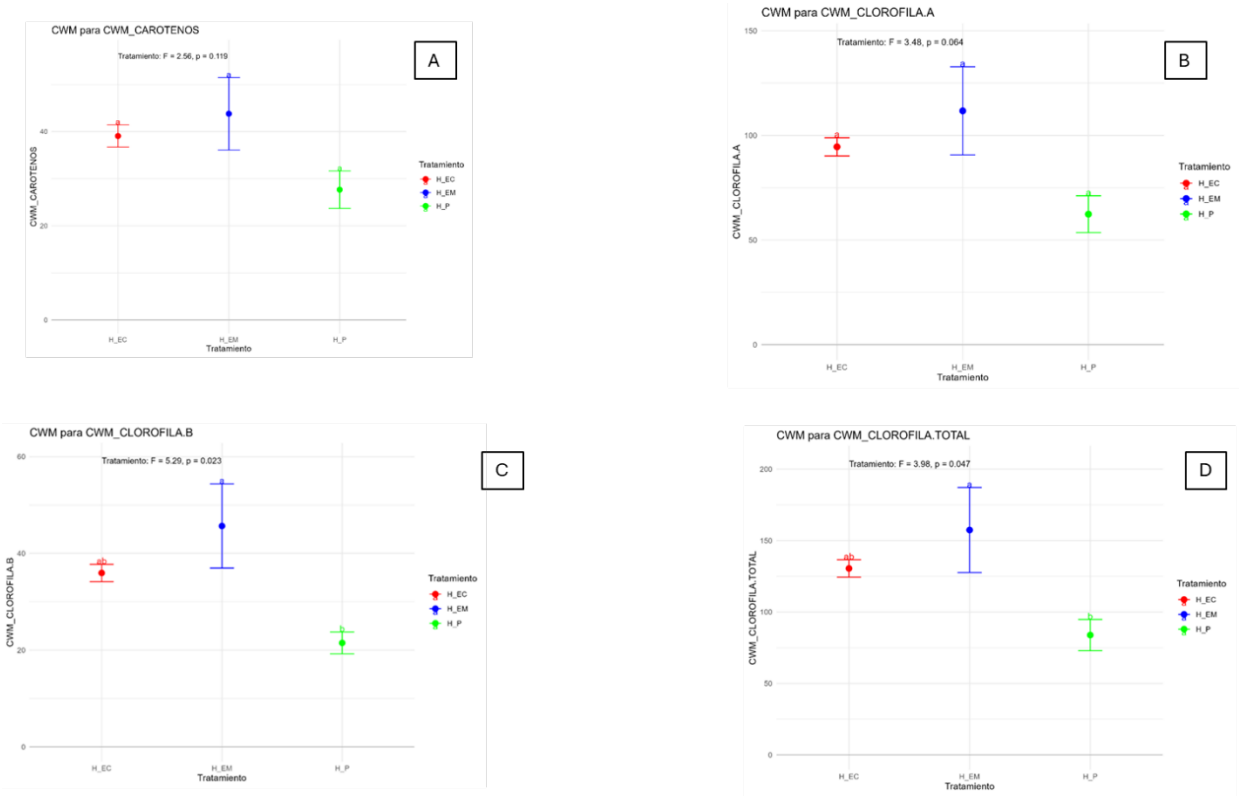


Figura 52. *Valores medos y error estándar de los siguientes rasgos funcionales: contenido de clorofila A (A); contenido en carotenos (B) y contenido en clorofila B (C) y contenido de clorofila total (D) en las parcelas pastadas (P), excluidas a corto plazo (EC); y excluidas a medio plazo (EM) en la dehesa.*

Índices de diversidad funcional

-Índice Fric: Riqueza funcional

La riqueza funcional (Functional Richness, FRic) es un índice de diversidad funcional que expresa cuánto espacio del nicho funcional está ocupado por las especies de una comunidad, usando sus rasgos funcionales. Mide la amplitud de funciones ecológicas presentes. La riqueza funcional (FRic) mostró variaciones entre tratamientos en ambas zonas de estudio, evidenciando cambios en la amplitud del espacio funcional ocupado por la comunidad.

En el conjunto de tratamientos del puerto pirenaico, se observaron diferencias claras en los valores de Fric (Fig. 53). El tratamiento de exclusión a corto plazo presentó los valores más altos de riqueza funcional, indicando una mayor amplitud de estrategias ecológicas y una mayor ocupación del espacio de rasgos. El tratamiento de exclusión a largo plazo mostró valores intermedios, mientras que el

pastoreo registró los valores más bajos, lo que sugiere un espacio funcional más restringido y una menor diversidad de estrategias funcionales.

En la zona de la dehesa, el tratamiento de pastoreo presentó la mayor riqueza funcional, reflejando la mayor diversidad de combinaciones de rasgos dentro de la comunidad (Fig 53). El tratamiento de exclusión a corto plazo mostró valores intermedios y relativamente cercanos al pastoreo, mientras que la exclusión a medio plazo presentó la menor riqueza funcional, lo que indica una reducción en la amplitud del espacio funcional.

En conjunto, los resultados sugieren que los tratamientos influyen en la diversidad funcional de la comunidad vegetal. Los tratamientos con mayor FRic evidencian una comunidad funcionalmente diversa y mayor ocupación del nicho funcional, mientras que los tratamientos con menor FRic reflejan una mayor similitud funcional entre especies y un posible efecto de filtrado ambiental.

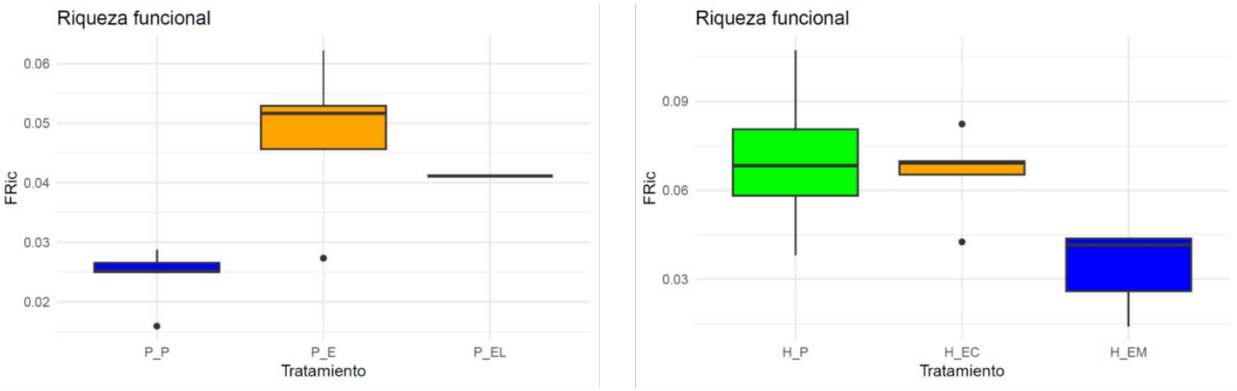


Figura 53. *Diagrama de cajas del índice de riqueza funcional según los tratamientos: en las parcelas pastadas (P), excluidas a corto plazo (EC); excluidas a medio plazo (EM) y excluidas a largo plazo (EL) en el puerto pirenaico (izq.) y la zona de dehesa (dcha.). La línea central de cada caja representa la mediana, los límites inferior y superior de la caja corresponden al primer y tercer cuartil (Q1 y Q3), respectivamente, y la altura de la caja indica el rango intercuartílico (IQR). Los bigotes se extienden hasta los valores extremos no atípicos y los puntos representan valores atípicos*

-Índice FDiv: Divergencia funcional

la divergencia funcional representa cómo se distribuye la abundancia a lo largo de un eje de rasgos funcionales, dentro del rango ocupado por la comunidad, Por ejemplo, la divergencia es baja cuando las especies más abundantes tienen rasgos funcionales que están cerca del centro del rango de rasgos funcionales. Por el contrario, cuando las especies más abundantes tienen valores extremos de rasgos funcionales, entonces la divergencia es alta. En un contexto multivariado, la divergencia funcional se relaciona con cómo se distribuye la abundancia dentro del volumen del espacio de rasgos funcionales ocupado por las especies.

La divergencia funcional (FDiv) mostró variaciones entre tratamientos en zonas de estudio, reflejando cambios en la distribución de las especies dentro del espacio funcional. En el conjunto de tratamientos del puerto pirenaico (Fig. 54), el tratamiento de exclusión a corto plazo presentó los valores más altos de divergencia funcional, seguido por el pastoreo con valores intermedios, mientras que el tratamiento de exclusión a largo plazo registró los valores más bajos. Este patrón indica que, bajo el tratamiento de exclusión a corto plazo, las especies tienden a ocupar posiciones más extremas dentro del espacio funcional, lo que sugiere una mayor diferenciación funcional. En contraste, el tratamiento de exclusión a largo plazo muestra una concentración de especies hacia el centro del espacio funcional, indicando menor divergencia funcional.

En la zona de dehesa (Fig. 54), el tratamiento de exclusión a medio plazo presentó los valores más altos de divergencia funcional, seguido por la exclusión a corto plazo con valores intermedios y el pastoreo con valores ligeramente menores. Este resultado sugiere que, bajo la exclusión a medio plazo, las especies muestran mayor diferenciación en sus estrategias funcionales, ocupando posiciones más alejadas del centro funcional, mientras que en el pastoreo la distribución funcional es relativamente más homogénea.

En conjunto, los resultados indican que los tratamientos influyen en la distribución funcional de las especies dentro del espacio de rasgos. Los tratamientos con mayor divergencia funcional reflejan una mayor diferenciación en estrategias ecológicas, mientras que los tratamientos con menor divergencia sugieren una mayor concentración de especies en torno a estrategias funcionales similares.

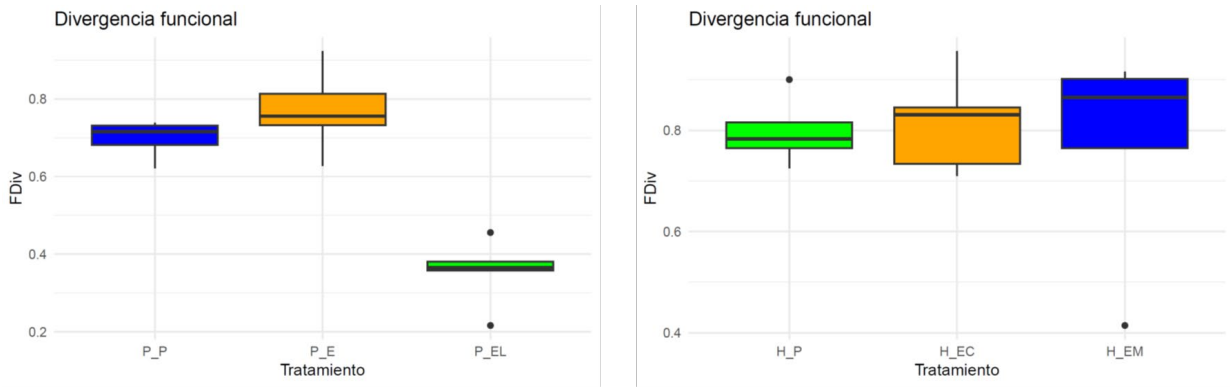


Figura 54. *Diagrama de cajas del índice de divergencia funcional según los tratamientos: en las parcelas pastadas (P), excluidas a corto plazo (EC); excluidas a medio plazo (EM) y excluidas a largo plazo (EL) en el puerto pirenaico (izq.) y la zona de dehesa (dcha.). La línea central de cada caja representa la mediana, los límites inferior y superior de la caja corresponden al primer y tercer cuartil (Q1 y Q3), respectivamente, y la altura de la caja indica el rango intercuartílico (IQR). Los bigotes se extienden hasta los valores extremos no atípicos y los puntos representan valores atípicos*

-Índice FDis: Dispersión funcional

La dispersión funcional es la distancia promedio de cada especie al centroide de la comunidad en el espacio de los rasgos, teniendo en cuenta la abundancia para el cálculo del centroide (centroide ponderado).

La dispersión funcional (FDis) mostró variaciones entre tratamientos en ambos conjuntos evaluados, indicando cambios en el grado de separación funcional promedio entre las especies dentro de la comunidad. En el conjunto de tratamientos del puerto pirenaico (Fig.55), el tratamiento de exclusión a corto plazo presentó los valores más altos de dispersión funcional, seguido por el pastoreo con valores intermedios, mientras que la exclusión a largo plazo registró los valores más bajos. Este patrón sugiere que, bajo la exclusión a corto plazo, las especies se encuentran más separadas en el espacio funcional, reflejando una mayor diferenciación en sus rasgos. En contraste, el tratamiento de exclusión a largo plazo presenta una menor dispersión funcional, indicando una comunidad con rasgos más similares entre sí.

En la zona de la dehesa (Fig. 55), el tratamiento de exclusión a corto plazo mostró los valores más altos de dispersión funcional, seguido por el pastoreado con valores intermedios, mientras que la exclusión a medio plazo presentó los valores más bajos. Estos resultados indican que, bajo la exclusión a corto

palzo, las especies ocupan posiciones más separadas dentro del espacio funcional, lo que refleja mayor variabilidad funcional, mientras que a medio palzo evidencia una menor separación funcional y mayor similitud en las estrategias ecológicas.

En conjunto, los resultados sugieren que los tratamientos influyen en la variabilidad funcional de la comunidad. Los tratamientos con mayor dispersión funcional reflejan una mayor heterogeneidad en los rasgos, mientras que los tratamientos con menor dispersión funcional indican comunidades funcionalmente más homogéneas.

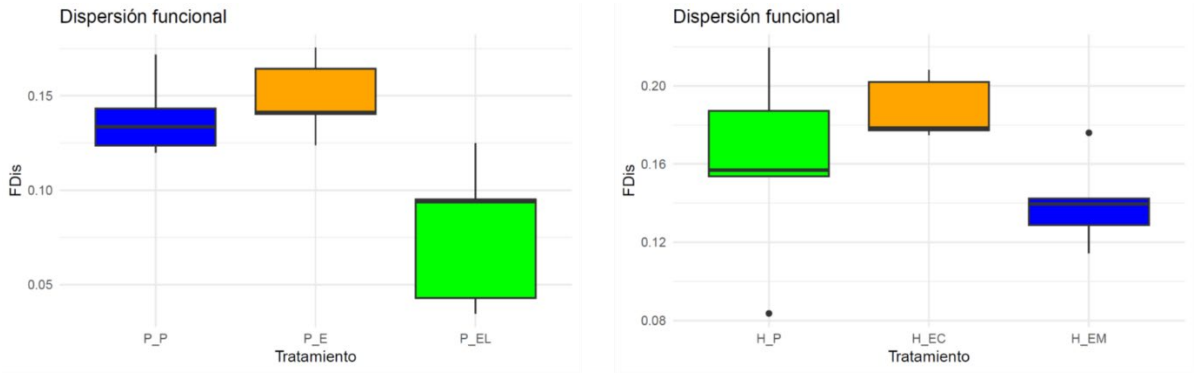


Figura 55. *Diagrama de cajas del índice de dispersión funcional según los tratamientos: en las parcelas pastadas (P), excluidas a corto plazo (EC); excluidas a medio plazo (EM) y excluidas a largo plazo (EL) en el puerto pirenaico (izq.) y la zona de dehesa (dcha.). La línea central de cada caja representa la mediana, los límites inferior y superior de la caja corresponden al primer y tercer cuartil (Q1 y Q3), respectivamente, y la altura de la caja indica el rango intercuartílico (IQR). Los bigotes se extienden hasta los valores extremos no atípicos y los puntos representan valores atípicos*

-Índice FEve: Uniformidad funcional

La uniformidad funcional describe la uniformidad de la distribución de la abundancia en un espacio de rasgos funcionales. FEve disminuye cuando la abundancia está distribuida de forma menos uniforme entre las especies o cuando las distancias funcionales entre ellas son menos regulares.

La uniformidad funcional (FEve) mostró variaciones entre tratamientos en zonas, reflejando cambios en la regularidad con la que las especies ocupan el espacio funcional. En el puerto pirenaico (Fig. 56), el tratamiento de pastoreo presentó los valores más altos de uniformidad funcional, seguido por la excusión a corto plazo con valores ligeramente menores, mientras que la exclusión a largo plazo registró los valores más bajos. Este patrón indica que, bajo situaciones de pastoreo, las especies se distribuyen de manera más uniforme en el espacio funcional, mientras que, en la exclusión a largo plazo, la ocupación funcional es más irregular, sugiriendo mayor agregación de especies en determinadas regiones del espacio de rasgos.

En la dehesa (Fig.56), el tratamiento de exclusión a medio plazo presentó los valores más altos de uniformidad funcional, seguido por el pastoreo con valores intermedios, mientras que la exclusión a corto plazo mostró los valores más bajos. Estos resultados indican que, bajo exclusiones a medio plazo, las especies ocupan el espacio funcional de manera más homogénea, mientras que a corto plazo la distribución funcional es más desigual.

En conjunto, los resultados sugieren que los tratamientos influyen en la estructura de la distribución funcional de la comunidad. Los tratamientos con mayor uniformidad funcional reflejan una ocupación

más homogénea del espacio de rasgos, mientras que aquellos con menor uniformidad indican una distribución más agregada y potencialmente una menor regularidad en el uso del nicho funcional.

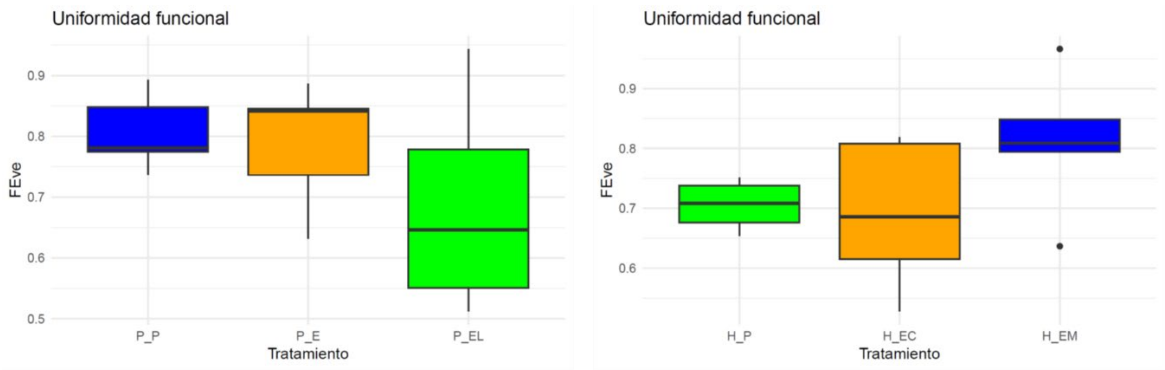


Figura 56. *Diagrama de cajas del índice de uniformidad funcional según los tratamientos: en las parcelas pastadas (P), excluidas a corto plazo (EC); excluidas a medio plazo (EM) y excluidas a largo plazo (EL) en el puerto pirenaico (izq.) y la zona de dehesa (dcha.). La línea central de cada caja representa la mediana, los límites inferior y superior de la caja corresponden al primer y tercer cuartil (Q1 y Q3), respectivamente, y la altura de la caja indica el rango intercuartílico (IQR). Los bigotes se extienden hasta los valores extremos no atípicos y los puntos representan valores atípicos*

-Índice RaoQ: Diversidad funcional

El índice Rao's Q (Rao's quadratic entropy) es una medida de diversidad que integra simultáneamente abundancias y diferencias entre categorías. La diversidad funcional (RaoQ) mostró variaciones entre tratamientos en ambos conjuntos evaluados, reflejando cambios en la disimilitud funcional promedio entre las especies de la comunidad.

En el puerto pirenaico (Fig. 57), el tratamiento de exclusión a corto plazo presentó los valores más altos de diversidad funcional, seguido por el pastoreo con valores intermedios, mientras que la exclusión a largo plazo registró los valores más bajos. Este patrón indica que, bajo situaciones de exclusión a corto plazo, las especies presentan mayor diferenciación en sus rasgos funcionales, mientras que en la exclusión a largo plazo la comunidad muestra menor disimilitud funcional y mayor similitud entre especies.

En la zona de la dehesa (Fig. 57), el tratamiento de exclusión a corto plazo mostró los valores más altos de diversidad funcional, seguido por el pastoreo con valores intermedios, mientras que la exclusión a medio plazo presentó los valores más bajos. Estos resultados sugieren que, bajo situaciones de exclusión a corto plazo, la comunidad presenta mayor variación funcional entre especies, mientras que la exclusión a medio plazo evidencia menor diferenciación funcional.

En conjunto, los resultados indican que los tratamientos influyen en la diversidad funcional de la comunidad vegetal. Los tratamientos con mayor RaoQ reflejan mayor heterogeneidad funcional y mayor diferenciación entre estrategias ecológicas, mientras que aquellos con menor RaoQ indican comunidades funcionalmente más homogéneas.

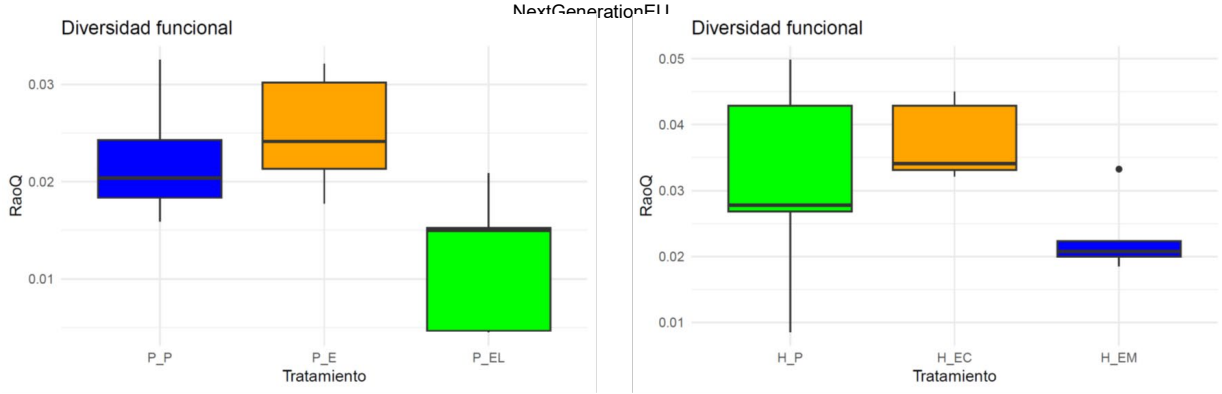


Figura 57. *Diagrama de cajas del índice de diversidad funcional según los tratamientos: en las parcelas pastadas (P), excluidas a corto plazo (EC); excluidas a medio plazo (EM) y excluidas a largo plazo (EL) en el puerto pirenaico (izq.) y la zona de dehesa (dcha.). La línea central de cada caja representa la mediana, los límites inferior y superior de la caja corresponden al primer y tercer cuartil (Q1 y Q3), respectivamente, y la altura de la caja indica el rango intercuartílico (IQR). Los bigotes se extienden hasta los valores extremos no atípicos y los puntos representan valores atípicos*

A2.3. Evaluación de la importancia de la ganadería extensiva en la funcionalidad del suelo en pastos de montaña y en dehesa.

Con los datos obtenidos en los muestreos de suelo, se han determinado una serie de funciones del suelo claves para el mantenimiento y buen funcionamiento de los ecosistemas. Con el contenido de carbono orgánico del suelo obtenemos la función de regulación climática. La cobertura de la vegetación nos permitió estimar la función de regulación de la erosión. La función de reciclaje de nutrientes se obtuvo integrando los datos obtenidos de la actividad biológica y las actividades enzimáticas β-glucosidasa, ureasa y fosfatasa. Finalmente, la función de fertilidad del suelo se obtuvo con la integración de nutrientes disponibles como fosfato, nitrato y amonio.

La figura 58 muestra la variación en la regulación climática entre tratamientos en ambas zonas. En el puerto pirenaico, el tratamiento de exclusión a largo plazo presentó claramente los valores más altos, con una mediana elevada y amplitud moderada, indicando una mayor contribución a procesos asociados a la regulación climática. En contraste, el pastoreo mostró los valores más bajos y mayor dispersión hacia niveles reducidos, mientras que la exclusión a corto plazo presentó valores intermedios y relativamente consistentes. Se detectaron diferencias significativas entre las parcelas pastadas y las excluidas a largo plazo (F=5,38; p=0,01).

En la dehesa, el patrón difiere: la exclusión a corto plazo alcanzó los valores más altos y con amplia variabilidad, sugiriendo un fuerte pero heterogéneo efecto sobre la regulación climática (Fig. 58); el pastoreo mostró valores intermedios y relativamente estables, mientras que la exclusión a medio plazo presentó los valores más bajos y mayor dispersión hacia niveles reducidos. En esta zona no se detectaron diferencias (chi2=2,54; p=0,28)

Desde el punto de vista biológico, estos resultados sugieren que ciertos tratamientos, particularmente la exclusión a largo plazo en el puerto pirenaico y la exclusión a corto plazo en la dehesa, podrían favorecer procesos relacionados con el secuestro de carbono, la regulación térmica o el balance hídrico, posiblemente mediante mayor biomasa, cobertura vegetal o actividad biológica; mientras que

los tratamientos con valores bajos reflejan una menor capacidad de contribuir a la estabilidad climática del sistema.

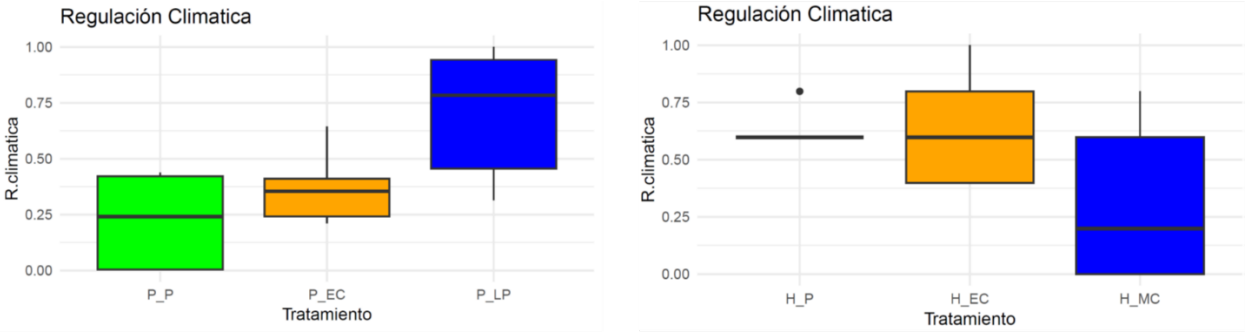


Figura 58. *Diagrama de cajas de la función de regulación climática según los tratamientos: en las parcelas pastadas (P), excluidas a corto plazo (EC); excluidas a medio plazo (EM) y excluidas a largo plazo (EL) en el puerto pirenaico (izq.) y la zona de dehesa (dcha.). La línea central de cada caja representa la mediana, los límites inferior y superior de la caja corresponden al primer y tercer cuartil (Q1 y Q3), respectivamente, y la altura de la caja indica el rango intercuartílico (IQR). Los bigotes se extienden hasta los valores extremos no atípicos y los puntos representan valores atípicos*

En relación con la función de regulación de erosión, se puede observar como en el puerto de Las Pintas las parcelas pastadas y excluidas a corto plazo favorecen de manera significativa (F=13,4; p=0,001) dicha función al presentar valores altos y similares de regulación, con medianas alrededor de 0.6–0.7 y relativamente baja variabilidad, lo que indica una capacidad consistente para reducir o controlar la erosión (Fig. 59). En contraste, la exclusión a largo plazo mostró valores marcadamente menores y mayor dispersión hacia niveles bajos, sugiriendo una menor efectividad en la estabilización del suelo.

En la zona de dehesa (Fig. 58), el patrón difiere: la exclusión a corto plazo presentó la mayor regulación de la erosión (mediana más alta y variabilidad moderada), seguido por la exclusión a medio plazo con valores intermedios, mientras que el pastoreo mostró los valores más bajos y mayor dispersión. No se detectan diferencias significativas entre tratamientos (F=2,05; p=0,172).

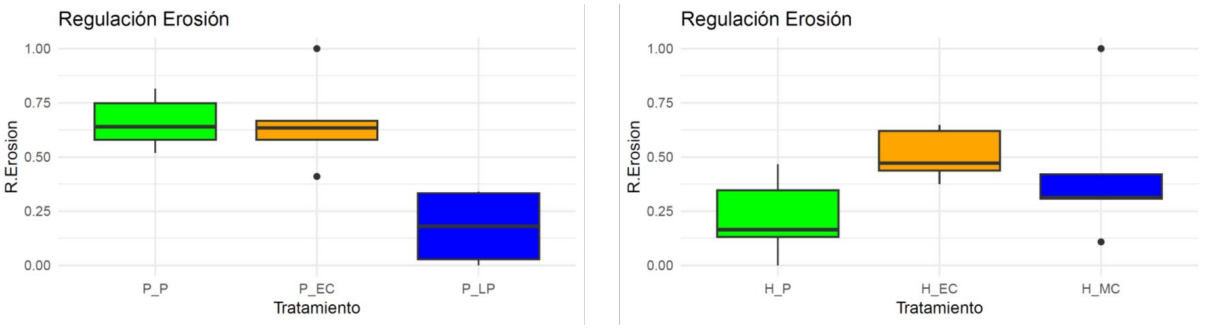


Figura 59. *Diagrama de cajas de la función de regulación de la erosión según los tratamientos: en las parcelas pastadas (P), excluidas a corto plazo (EC); excluidas a medio plazo (EM) y excluidas a largo plazo (EL) en el puerto pirenaico (izq.) y la zona de dehesa (dcha.). La línea central de cada caja representa la mediana, los límites inferior y superior de la caja corresponden al primer y tercer cuartil (Q1 y Q3), respectivamente, y la altura de la caja indica el rango intercuartílico (IQR). Los bigotes se extienden hasta los valores extremos no atípicos y los puntos representan valores atípicos*

Estos resultados indican que ciertos tratamientos, especialmente el pastoreo y la exclusión a corto plazo en el puerto pirenaico y la exclusión a corto plazo en la dehesa, podrían favorecer mecanismos

asociados a la estabilidad del suelo, como mayor cobertura vegetal, estructura radicular más densa o mejor agregación del suelo, reduciendo así la susceptibilidad a la erosión. Por el contrario, los tratamientos con valores bajos reflejan menor protección del suelo y potencial mayor pérdida de sedimentos.

La figura 60 muestra la variación del ciclo de nutrientes entre tratamientos en las dos zonas. En el puerto pirenaico, los valores de fueron relativamente altos en todos los tratamientos, con el tratamiento de exclusión a corto plazo presentando la mediana más elevada y menor dispersión, lo que sugiere un efecto más consistente sobre el procesamiento o reciclaje de nutrientes; la exclusión a largo plazo mostró una mediana similar, pero con mayor variabilidad, mientras que las parcelas pastadas mostraron valores comparables, aunque con un caso extremo bajo. No se detectan diferencias significativas entre tratamientos (F=0,30; p=0,744).

En la dehesa (Fig. 60), las diferencias entre tratamientos fueron más marcadas: la exclusión a medio plazo alcanzó los valores más altos del ciclo de nutrientes, seguido de la exclusión a corto plazo, ambos con medianas elevadas, mientras que el pastoreo mostró la mediana más baja y mayor dispersión. Tampoco se encontraron diferencias entre tratamientos (F=1,51; p=0,26).

En términos biológicos, estos patrones indican que ciertos tratamientos (como la exclusión a corto plazo en el puerto y las exclusiones a corto y medio plazo en la dehesa) podrían favorecer procesos asociados a la mineralización, reciclaje y disponibilidad de nutrientes, posiblemente mediante una mayor actividad metabólica o microbiana, mientras que la mayor variabilidad observada en algunos tratamientos sugiere respuestas heterogéneas entre unidades experimentales o sensibilidad a factores ambientales.

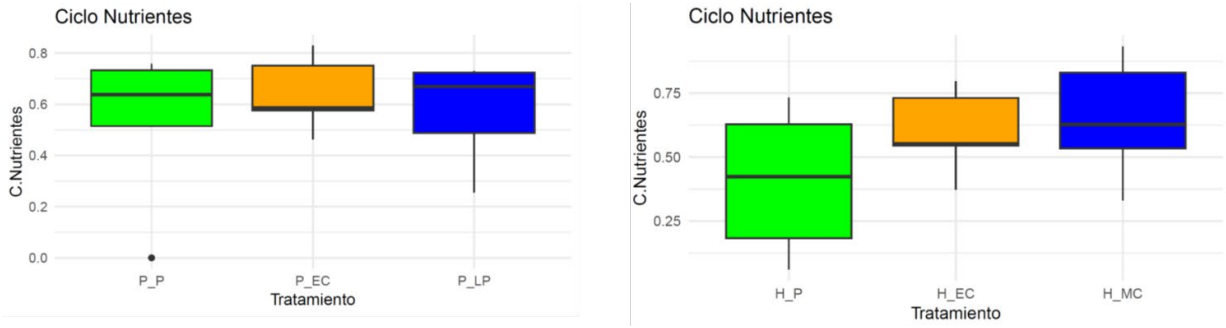


Figura 60. *Diagrama de cajas de la función de regulación de la erosión según los tratamientos: en las parcelas pastadas (P), excluidas a corto plazo (EC); excluidas a medio plazo (EM) y excluidas a largo plazo (EL) en el puerto pirenaico (izq.) y la zona de dehesa (dcha.). La línea central de cada caja representa la mediana, los límites inferior y superior de la caja corresponden al primer y tercer cuartil (Q1 y Q3), respectivamente, y la altura de la caja indica el rango intercuartílico (IQR). Los bigotes se extienden hasta los valores extremos no atípicos y los puntos representan valores atípicos*

La función de fertilidad varía según el tratamiento en ambas zonas (Fig. 61). En el puerto pirenaico, el tratamiento de exclusión a largo plazo presentó la mayor fertilidad (mayor mediana), aunque con amplia variabilidad, mientras que el pastado mostró valores intermedios y el de exclusión a corto plazo la mayor dispersión con tendencia a valores más bajos. No se detectan diferencias significativas (F=1,37; p=0,291) entre los tratamientos.

En la dehesa, el tratamiento de exclusión a corto plazo alcanzó la mayor fertilidad y con menor variación, indicando un efecto más consistente, seguido por la exclusión a medio plazo, que mostró

alta variabilidad, y finalmente el pastoreo, con la fertilidad más baja y presencia de valores extremos. Tampoco se encontraron diferencias significativas (F=0,98; p=0,405).

En conjunto, estos resultados sugieren que la respuesta reproductiva depende del tratamiento y del grupo biológico, indicando que ciertos tratamientos podrían favorecer procesos fisiológicos asociados al éxito reproductivo. Mientras que la alta variabilidad observada en otros tratamientos refleja respuestas heterogéneas entre individuos o posibles efectos ambientales moduladores sobre la función reproductiva.

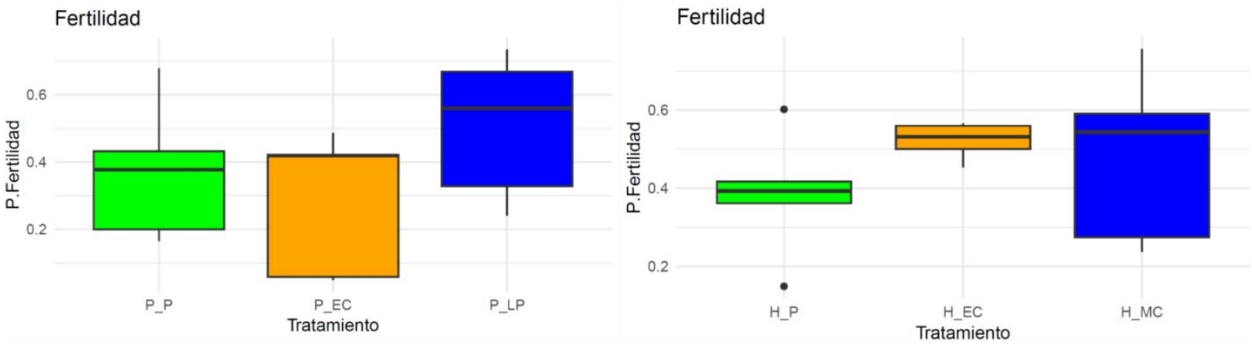


Figura 61. *Diagrama de cajas de la función reciclaje de nutrientes según los tratamientos: en las parcelas pastadas (P), excluidas a corto plazo (EC); excluidas a medio plazo (EM) y excluidas a largo plazo (EL) en el puerto pirenaico (izq.) y la zona de dehesa (dcha.). La línea central de cada caja representa la mediana, los límites inferior y superior de la caja corresponden al primer y tercer cuartil (Q1 y Q3), respectivamente, y la altura de la caja indica el rango intercuartílico (IQR). Los bigotes se extienden hasta los valores extremos no atípicos y los puntos representan valores atípicos*

A2.4. Evaluación de la importancia de la ganadería extensiva en la multidiversidad y en la MFE, así como sus interacciones.

A2.4.1. Multidiversidad

Se calculó la multidiversidad teniendo en cuenta la diversidad específica de las especies vegetales, de la comunidad bacteriana y de la fúngica. Estos datos fueron estandarizados entre 0 y 1 y promediando el valor para los tres grupos de organismos. De esta manera se obtiene un índice de multidiversidad.

En el puerto pirenaico el índice de multidiversidad específica oscila entre 0,6 y 0,7. Este valor nos informa que el sistema de pastizal de montaña es funcional pero limitado ya que existe dominancia de algunas plantas, tiene una comunidad microbiana simplificada y un suelo parcialmente degradado. Aunque no se detectaron diferencias significativas entre los tratamientos (Fig. 62), las parcelas pastadas presentan el mejor valor de multidiversidad y esta tiende a disminuir a medida que aumenta el tiempo de abandono.

La zona de dehesa tiene un índice de multidiversidad comprendido entre 0,54 y 0,68 (similar al pastizal de montaña) pero presenta un patrón de comportamiento opuesto, mejorando la multidiversidad a medida que aumenta el tiempo de abandono. No se encontraron diferencias significativas entre los tratamientos (Fig. 62).

BioNNOMÍA cuenta con el apoyo de la Fundación Biodiversidad del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITECO) en el marco del Plan de Recuperación, Transformación y Resiliencia (PRTR), financiado por la Unión Europea - NextGenerationEU.

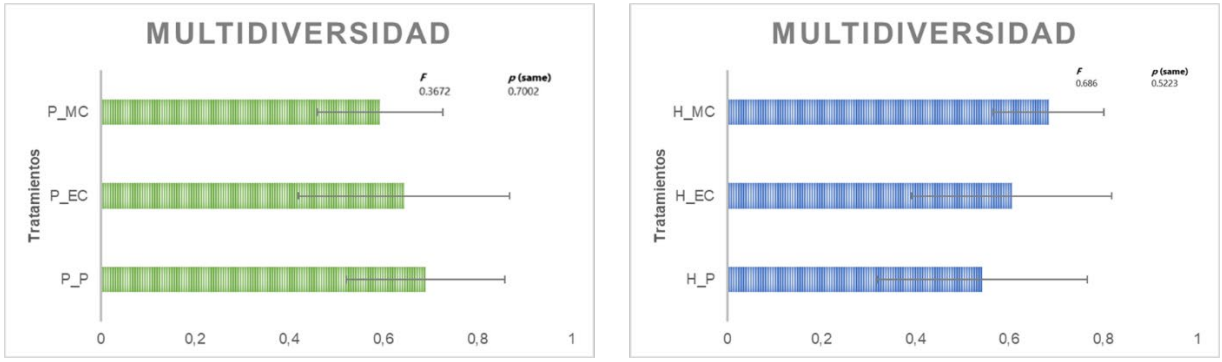


Figura 62. *Valores medios y desviación estándar del índice de multifuncionalidad en las parcelas pastadas (P), excluidas a corto plazo (EC); excluidas a medio plazo (EM) y excluidas a largo plazo (EL) en el puerto pirenaico (izq.) y la zona de dehesa (dcha.).*

A2.4.2. Multifuncionalidad

El cálculo de la multifuncionalidad se ha realizado integrando todos los indicadores medidos en las subacciones A2.2 y A2.3 para obtener un índice cuantitativo estandarizado de multifuncionalidad para sistemas de pasto. Se estimaron los servicios ecosistémicos culturales, de regulación y de soporte a través de la categoría funcional: provisión de hábitat y biodiversidad como servicio cultural; regulación climática y regulación de la erosión como servicio de regulación; fertilidad del suelo y reciclaje de nutrientes como servicio de soporte. Para el cálculo del índice de multifuncionalidad se han estandarizado los valores de todos los indicadores y se ha promediado los datos de todos los servicios ecosistémicos considerados.

La figura 63 muestra la distribución de los valores de los servicios ecosistémicos cultural, de regulación y de soporte en función de los tratamientos (parcelas pastadas, exclusión a corto plazo y exclusión a largo plazo), representados mediante diagramas de caja. El servicio cultural presenta los valores más elevados de los tres servicios analizados. Se observa una tendencia a mayores valores en las parcelas pastadas y en las excluidas a corto plazo, mientras que las parcelas excluidas a largo plazo muestran valores ligeramente inferiores y menor dispersión. Existe un amplio solapamiento entre los rangos intercuartílicos de los tratamientos, lo que sugiere diferencias moderadas entre ellos. No obstante, estas diferencias entre tratamientos no resultaron estadísticamente significativas ($F = 0,38$; $p = 0,70$).

El servicio de regulación muestra valores intermedios y una mayor variabilidad interna, especialmente en el tratamiento de exclusión a largo plazo. La mediana más alta corresponde a la exclusión a corto plazo, seguida de la exclusión a largo plazo y de las parcelas pastadas. La presencia de valores atípicos indica heterogeneidad en la respuesta del sistema bajo algunos tratamientos. No se detectaron diferencias estadísticamente significativas entre los tratamientos ($F = 0,49$; $p = 0,62$).

El servicio de soporte también presenta valores intermedios, con una tendencia a mayores valores y mayor dispersión en la exclusión a largo plazo. Las parcelas pastadas y las excluidas a corto plazo muestran medianas similares y menor variabilidad relativa. Se observa un valor atípico bajo en las parcelas pastadas. Al igual que en el servicio de regulación, no se detectaron diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos ($F = 0,49$; $p = 0,62$).

En conjunto, los tratamientos generan tendencias diferenciadas en la provisión de los servicios ecosistémicos: el pastoreo se asocia con mayores valores del servicio cultural, la exclusión a corto plazo con un mayor servicio de regulación y la exclusión a largo plazo con un incremento del servicio de soporte. No obstante, el solapamiento entre las distribuciones indica que las diferencias entre tratamientos son moderadas.

La figura 63 muestra la distribución de la multifuncionalidad ecosistémica entre tratamientos. Se observa una tendencia decreciente de la multifuncionalidad desde las parcelas pastadas, que presentan la mediana más elevada y una menor dispersión, hacia las parcelas excluidas a corto plazo y, finalmente, las excluidas a largo plazo que exhiben la mediana más baja y una mayor variabilidad interna. Existe un amplio solapamiento entre los rangos intercuartílicos de los tratamientos y la presencia de valores atípicos en las parcelas pastadas sugiere heterogeneidad puntual dentro de este grupo. En conjunto, aunque la representación gráfica indica una tendencia a una mayor multifuncionalidad en las parcelas sometidas a pastoreo, estas diferencias no alcanzan significación estadística, lo que sugiere que el efecto del tratamiento sobre la multifuncionalidad es débil en el sistema estudiado (F=0,03; p=0,968).

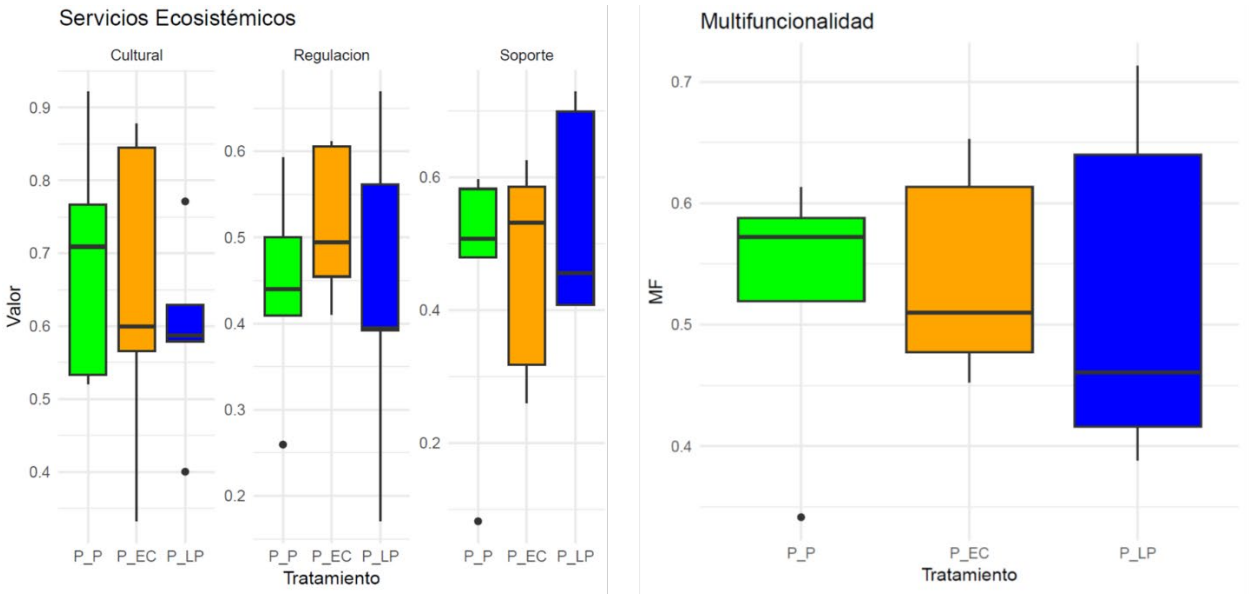


Figura 63. *Diagrama de cajas de los servicios ecosistémicos (izq.) y la multifuncionalidad (dcha.) proporcionados por los ecosistemas de pastizal de montaña en función de los tratamientos: en las parcelas pastadas (P), excluidas a corto plazo (EC) y excluidas a largo plazo (EL) en el puerto pirenaico. La línea central de cada caja representa la mediana, los límites inferior y superior de la caja corresponden al primer y tercer cuartil (Q1 y Q3), respectivamente, y la altura de la caja indica el rango intercuartílico (IQR). Los bigotes se extienden hasta los valores extremos no atípicos y los puntos representan valores atípicos*

En la zona de dehesa (Fig. 64), el servicio cultural presenta una alta variabilidad entre tratamientos (Fig. 64). El tratamiento de exclusión a medio plazo muestra la mediana más elevada y una menor dispersión relativa, lo que sugiere una provisión más consistente de este servicio. Los tratamientos de exclusión a corto plazo y pastoreo presentan medianas similares, aunque las parcelas pastadas

exhiben una mayor variabilidad y valores mínimos más bajos. Las diferencias entre tratamientos no resultaron estadísticamente significativas (F = 0,79; p = 0,475).

El servicio de regulación muestra diferencias más marcadas entre tratamientos. La exclusión a corto plazo presenta la mediana más alta y el rango superior más amplio, indicando una mayor provisión potencial de este servicio. En contraste, la exclusión a medio plazo muestra la mediana más baja y una mayor dispersión hacia valores reducidos, mientras que el pastoreo presenta valores intermedios. Se encontraron diferencias marginalmente significativas entre los tratamientos (F = 3,10; p = 0,08).

El servicio de soporte tiende a incrementarse desde las parcelas pastadas hacia las excluidas a medio plazo. El tratamiento de exclusión a medio plazo presenta la mediana más alta y la mayor variabilidad, mientras que el tratamiento de pastoreo muestra los valores más bajos. La exclusión a corto plazo ocupa una posición intermedia con una dispersión moderada. No se detectaron diferencias significativas entre los tratamientos (F = 1,51; p = 0,259).

En conjunto, se observa un patrón diferencial en la provisión de servicios ecosistémicos según el tratamiento: la exclusión a largo plazo se asocia con mayores valores de los servicios cultural y de soporte, mientras que exclusión a corto plazo favorece principalmente el servicio de regulación. Las parcelas pastadas presentan, en general, valores inferiores o intermedios y mayor variabilidad.

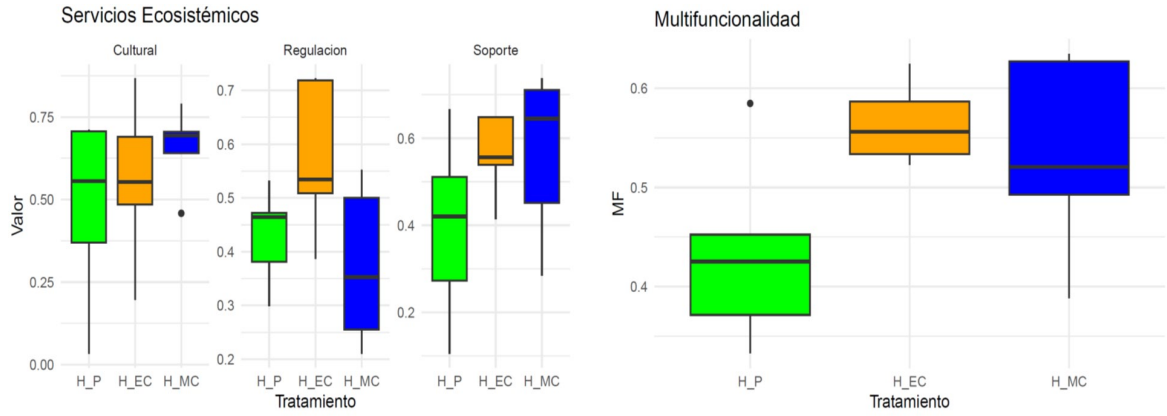


Figura 64. *Diagrama de cajas de los servicios ecosistémicos (izq.) y la multifuncionalidad (dcha.) proporcionados por los ecosistemas de dehesa en función de los tratamientos: en las parcelas pastadas (P), excluidas a corto plazo (EC) y excluidas a medio plazo (EL) en el puerto pirenaico. La línea central de cada caja representa la mediana, los límites inferior y superior de la caja corresponden al primer y tercer cuartil (Q1 y Q3), respectivamente, y la altura de la caja indica el rango intercuartílico (IQR). Los bigotes se extienden hasta los valores extremos no atípicos y los puntos representan valores atípicos*

Se realizó un análisis de partición de varianza con el fin de evaluar la contribución relativa de los servicios ecosistémicos cultural, de regulación y de soporte a la multifuncionalidad del ecosistema. El modelo completo, que incluyó simultáneamente los tres servicios, presentó un coeficiente de determinación (R^2) igual a 1, indicando que, bajo el esquema de cálculo utilizado, el conjunto de servicios explica la totalidad de la variación considerada en la multifuncionalidad.

La exclusión individual de cada servicio permitió estimar su contribución relativa. Al eliminar el servicio cultural, el R^2 del modelo disminuyó a 0.566, lo que corresponde a una contribución del 43.4% a la multifuncionalidad. Este resultado indica que el servicio cultural representa el componente de mayor peso relativo en la explicación del funcionamiento integral del ecosistema.

Cuando se excluyó el servicio de soporte, el R^2 se redujo a 0.671, lo que equivale a una contribución del 32.9%. Esto evidencia que los servicios de soporte constituyen un componente estructural importante para el mantenimiento de múltiples funciones ecosistémicas.

Por su parte, la exclusión del servicio de regulación produjo un R^2 de 0.788, correspondiente a una contribución del 21.2%. Aunque menor en comparación con los otros servicios, este resultado indica que los servicios de regulación también participan de manera relevante en la multifuncionalidad del ecosistema.

En conjunto, los resultados muestran que la multifuncionalidad del ecosistema está determinada por la integración de los tres tipos de servicios, con una contribución relativa mayor del servicio cultural, seguido por los servicios de soporte y, en menor medida, por los servicios de regulación. Estos resultados evidencian la importancia de considerar múltiples dimensiones del ecosistema para comprender su funcionamiento integral.

A2.4.3.Relación entre la multidiversidad y la multifuncionalidad

Se realizó un análisis de regresión para conocer el efecto de la multidiversidad sobre la multifuncionalidad de ambos sistemas (Fig. 65). El análisis de la relación entre multidiversidad y multifuncionalidad mostró una tendencia positiva y significativa (r^2=0,46; p<0,001), evidenciada por la pendiente ascendente de la recta de regresión. A medida que aumentó la multidiversidad, también se incrementaron los valores de multifuncionalidad del ecosistema.

Los datos presentaron una dispersión moderada alrededor de la línea de ajuste, lo que indica variabilidad en la respuesta funcional; sin embargo, el patrón general sugiere una asociación positiva consistente entre ambas variables. Este resultado indica que comunidades con mayor diversidad tienden a sostener niveles más altos de funcionamiento ecosistémico simultáneo.

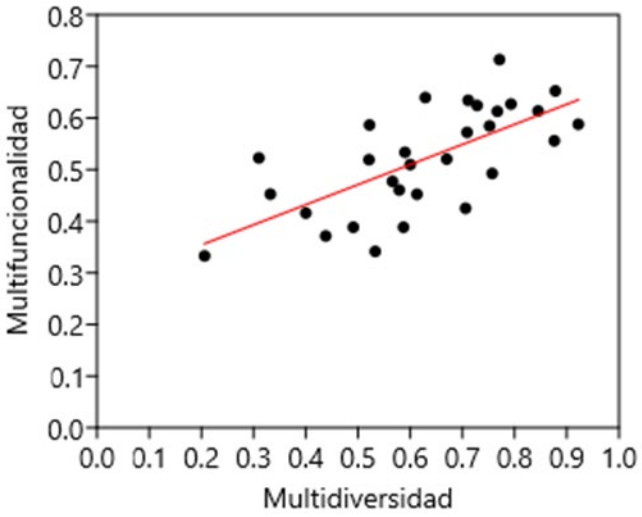


Figura 65. *Relación entre la multifuncionalidad y la multidiversidad mediante regresión lineal. La línea representa el modelo ajustado y el área sombreada el intervalo de confianza del 95%. Se muestra el coeficiente de determinación (R^2) y el nivel de significancia del modelo.*

BioNNOMÍA cuenta con el apoyo de la Fundación Biodiversidad del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITECO) en el marco del Plan de Recuperación, Transformación y Resiliencia (PRTR), financiado por la Unión Europea - NextGenerationEU.

En términos ecológicos, el incremento de la multidiversidad se asocia con una mayor complementariedad entre componentes de la biodiversidad, lo que puede favorecer el mantenimiento de múltiples funciones ecosistémicas. Estos resultados respaldan la existencia de una relación positiva entre biodiversidad integrada y multifuncionalidad del ecosistema.

CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos a lo largo del proyecto evidencian que la ganadería extensiva desempeña un papel fundamental en el mantenimiento de la biodiversidad, la funcionalidad del suelo y el funcionamiento integral de los ecosistemas pastorales. La respuesta de los sistemas al manejo del pastoreo depende del tipo de ecosistema, del tiempo de exclusión y de la función ecológica considerada, mostrando patrones diferenciados entre el pastizal de montaña y la dehesa.

En el pastizal de montaña, el abandono prolongado del pastoreo genera cambios estructurales significativos, favoreciendo la expansión de especies leñosas, la reducción de la diversidad herbácea y la homogeneización funcional de la comunidad vegetal. En la dehesa, el efecto del pastoreo sobre la diversidad vegetal es más moderado y menos consistente, con cambios estructurales menos marcados. El mantenimiento del pastoreo o exclusiones de corta duración contribuyen a sostener mayores niveles de diversidad biológica y diversidad funcional, promoviendo comunidades más heterogéneas y resilientes. La exclusión prolongada favorece comunidades más homogéneas y dominadas por estrategias conservativas.

La diversidad microbiana mostró una elevada estabilidad frente al manejo del pastoreo en ambos sistemas, siendo más dependiente de las condiciones ambientales que del tratamiento aplicado. Este resultado indica que la comunidad microbiana presenta una mayor resiliencia frente a cambios en el uso del suelo en comparación con la vegetación.

Los suelos de pastizales de la Cordillera Cantábrica se caracterizan por una mayor calidad que los suelos de la dehesa, lo que viene reflejado en una mayor actividad biológica, mayor contenido de carbono orgánico y de nitrógeno. Sin embargo, los suelos de la dehesa muestran una mayor riqueza y diversidad microbiana que los suelos del puerto pirenaico, así como diferencias en cuanto a su composición. En relación con la funcionalidad del suelo, los resultados muestran que diferentes funciones responden de forma distinta al manejo. La exclusión prolongada favorece el almacenamiento de carbono y la regulación climática en el pastizal de montaña, mientras que el mantenimiento de cobertura vegetal bajo pastoreo o exclusión corta favorece la estabilidad del suelo y el control de la erosión. Las funciones asociadas al reciclaje de nutrientes y a la fertilidad presentan respuestas más moderadas y variables, reflejando la complejidad de los procesos edáficos. En la dehesa, los efectos del manejo del pastoreo sobre la funcionalidad del suelo son menos marcados que en el pastizal de montaña, lo que sugiere una mayor estabilidad funcional del sistema.

El análisis de la multidiversidad y la multifuncionalidad evidencia que ambos componentes están estrechamente relacionados. Los sistemas con mayor diversidad integrada tienden a mantener niveles más elevados de funcionamiento ecosistémico, lo que confirma la importancia de la biodiversidad como base del mantenimiento de múltiples funciones ecológicas. La multifuncionalidad depende de la interacción entre servicios culturales, de soporte y de regulación, con mayor peso relativo del componente cultural en el funcionamiento global del ecosistema.

BioNNOMÍA cuenta con el apoyo de la Fundación Biodiversidad del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITECO) en el marco del Plan de Recuperación, Transformación y Resiliencia (PRTR), financiado por la Unión Europea - NextGenerationEU.

Desde el punto de vista comparativo, el pastizal de montaña muestra una mayor sensibilidad al abandono del pastoreo, mientras que la dehesa presenta una mayor estabilidad funcional y respuestas más moderadas al manejo. No obstante, en ambos sistemas la ganadería extensiva contribuye al mantenimiento del equilibrio ecológico y a la provisión de servicios ecosistémicos clave.

En conjunto, los resultados ponen de manifiesto que el mantenimiento de niveles adecuados de pastoreo extensivo constituye una herramienta de gestión fundamental para conservar la biodiversidad, sostener la funcionalidad del suelo y garantizar la multifuncionalidad ecosistémica. La planificación de estrategias de manejo debe considerar el tipo de ecosistema, la historia de uso y la escala temporal, con el fin de promover sistemas pastorales sostenibles y resilientes frente a procesos de degradación y cambio global.