



EUROPEAN COMMISSION DG ENVIRONMENT

LIFE18 NAT/ES/000930

LIFE CAÑADAS

Entregable D1.5

“Evaluación de los indicadores de estructura y biodiversidad de los tramos de vía pecuaria”



Data Project

Project location:	Spain
Project start date:	<15/10/2019>
Project end date:	<30/06/2024>
Total budget:	1,848,211€
EU contribution:	1,108,925€
(%) of eligible costs:	60

Data Beneficiary

Name Beneficiary:	Universidad Autónoma de Madrid
Contact person:	Francisco Martín Azcárate
Postal address:	Calle Darwin nº2 28049
Telephone:	914973513
E-mail:	fm.azcarate@uam.es
Project Website:	https://www.lifecanadas.es/
Associated Beneficiaries:	<p>Dirección General de Medio Natural y Biodiversidad de la Junta de Comunidades de Castilla La Mancha.</p> <p>Dirección General de Agricultura, Ganadería y Alimentación de la Comunidad de Madrid.</p> <p>Sociedad Española de Ornitología (SEO/BirdLife).</p> <p>Asociación Campo Adentro.</p>

Información del entregable

Título: Evaluación de los indicadores de estructura y biodiversidad de los tramos de vía pecuaria.

Nombre de la organización del beneficiario responsable del entregable: UAM

Autor/es: Francisco Martín Azcárate, Violeta Hevia Martín, Juan Castro Rivadeneyra, Paula Solascasas, Juan Malo, Cristina Mata.

Acciones a las que contribuye este entregable: D1

Fecha: 15 de junio de 2024

Número total de páginas: 39.



Tabla de contenidos

Summary	5
1. Introducción	6
2. Restauración de pastizales erosionados en vías pecuarias de Madrid.....	7
3. Restauración de pastizales embastecidos en vías pecuarias de Madrid.....	23
4. Comunidades de reptiles en tapias de piedra seca	36
5. Conclusiones generales.....	39



Summary

The present report constitutes the last of the deliverables dedicated to the monitoring plan for the structural and biodiversity indicators outlined in the restoration plan for drove roads in the Community of Madrid (DELIVERABLE A4.2).

The report focuses on the restoration of eroded grasslands and the restoration of overgrown grasslands in drove roads. The project has also addressed other restoration actions for the boundaries of drove roads, whose monitoring concluded in previous years and has therefore been reported in earlier reports. The only exception is the reptile community in dry stone walls, whose monitoring continued until 2024, and is thus included in this document.

Although this report concludes the series of scheduled monitoring deliverables within the LIFE CAÑADAS project, the monitoring of the actions will continue in the coming years and will constitute one of the central tasks to be developed within the framework of the Post-Life Plan (DELIVERABLE F4.1).



1. Introducción

El presente informe constituye el último de los entregables dedicados al plan de seguimiento de los indicadores estructurales y de biodiversidad previstos en el plan de restauración de vías pecuarias en la Comunidad de Madrid (*ENTREGABLE A4.2*).

El informe se centra en la restauración de pastizales erosionados y la restauración de pastizales embastecidos. El proyecto también ha abordado otras acciones de restauración de linderos de vías pecuarias, cuyo seguimiento finalizó en años anteriores, y que por tanto se ha reportado en informes previos. La única excepción es la comunidad de reptiles en tapias de piedra seca, cuyo seguimiento ha continuado hasta 2024, por lo que se incluye en este documento.

Si bien con este informe se cierra la serie de entregables de seguimiento programada dentro del proyecto LIFE CAÑADAS, el monitoreo de las acciones continuará en los próximos años y constituirá una de las tareas centrales a desarrollar en el marco del Plan Post-Life (*ENTREGABLE F4.1*).

2. Restauración de pastizales erosionados en vías pecuarias de Madrid.

Resumen de la actuación y del plan de seguimiento.

Se seleccionaron 10 tramos de vía pecuaria en la Comunidad de Madrid que mostraban graves problemas de compactación, pérdida de cubierta vegetal y erosión, causada en general por el tránsito de vehículos fuera del vial principal. En 2020 se realizaron trabajos de acondicionamiento de la pista principal y se instalaron bloqueos que impidieran la salida de los vehículos de la misma. Tras ello, se realizaron trabajos de descompactado, primero con maquinaria pesada, y a continuación con herramientas manuales, lo que permitió eliminar irregularidades de los espacios descompactados, obteniendo así una superficie bien integrada con el resto de la vía pecuaria, y en un estado adecuado para el inicio de la recolonización de la flora y fauna.

A partir de 2021, las zonas de actuación se sometieron a tratamientos de majadeo, consistentes en la visita anual de rebaños de ovino que pasaban la noche en los tramos en restauración, con el fin de incorporar nutrientes y semillas, entre otros efectos. El tratamiento se repitió tres veces (2021, 2022 y 2023), siempre en el mes de mayo. En marzo de 2024 se realizó un último pastoreo, de carácter menos intenso, y de características semejantes a las del uso ganadero habitual en vías pecuarias en uso.

Para el plan de seguimiento, y con anterioridad al inicio de los tratamientos, se establecieron tres parcelas por tramo ($3 \times 10 = 30$ parcelas), de unos 150 m^2 y de aproximadamente $10 \text{ m} \times 15 \text{ m}$ (figura 1), con algunas diferencias en función de la morfología de la vía pecuaria. Una de las parcelas se situó en la superficie en la que se había realizado el tratamiento completo (descompactado + ganado), en otra se realizó el descompactado, pero se colocó un vallado para evitar la entrada del ganado, y la tercera se situó en una pequeña zona en la que no se realizó ningún tratamiento y se permitió el mantenimiento del paso de vehículos (parcela control). Además, en otros 10 tramos de vía pecuaria en buen estado de conservación y situados en la misma comarca se establecieron otras tantas parcelas de dimensiones similares (parcelas *de referencia*), cuyo objetivo era disponer de información detallada del estado de los indicadores en ecosistemas de referencia, y al mismo tiempo conocer las fluctuaciones naturales mostradas por estos indicadores durante el periodo de duración del proyecto. Se realizó una medida inicial de todos los indicadores antes del comienzo de los tratamientos (medida pre-tratamiento) y, una vez iniciados estos, se realizaron más mediciones, siguiendo diseños y periodicidades específicas para cada indicador.

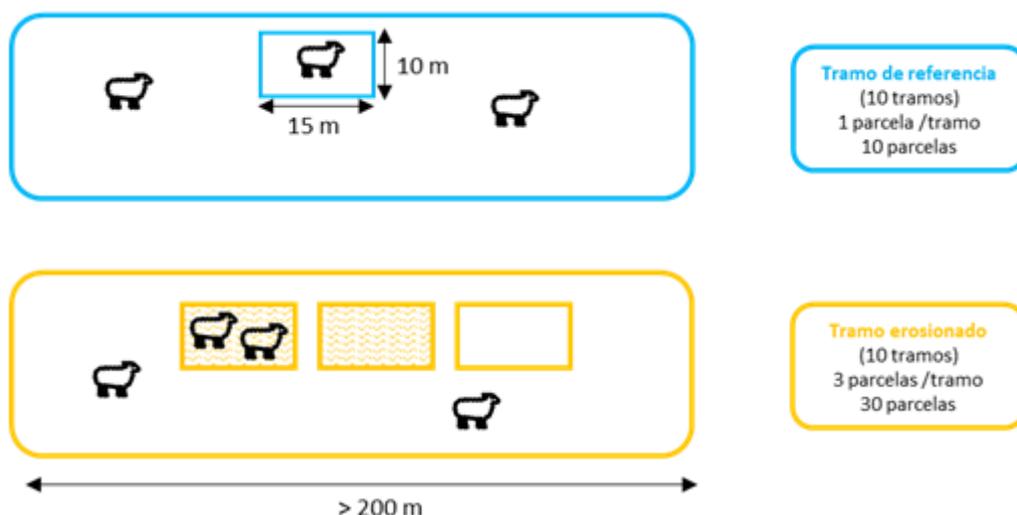


Figura 1. Diseño de las actuaciones de *recuperación de pastizales erosionados*. Se trabajó en 10 tramos *erosionados* y en 10 tramos en buen estado de conservación (*referentes*). En estos se estableció una sola parcela para llevar a cabo los monitoreos, mientras que en los *erosionados* se establecieron tres: una parcela *control* sin intervenciones, una parcela *descompactada* y una parcela *descompactada y majadeada*.

En el *ENTREGABLE A4.2* (planes de restauración) se muestran más detalles sobre el diseño de las actuaciones, y en los informes de las acciones de restauración (*ENTREGABLES C1 a C4*) se proporciona información más completa sobre la ejecución de estas actuaciones.

Propiedades fisicoquímicas del suelo.

El seguimiento de la propiedades físico-químicas del suelo se basó en la recogida y análisis edafológico de dos muestras de suelo en cada una de las 40 parcelas bajo seguimiento. La toma pre-tratamiento se realizó en verano de 2020, y se tomó una única medida post-tratamiento, en 2023, una vez finalizados los tres majadeos previstos. En los análisis edafológicos se midieron las siguientes variables: carbono orgánico (%C), nitrógeno total (mg/g), fósforo total, (mg/g), potasio disponible (mg/g), pH, conductividad eléctrica, tasa de descomposición de la materia orgánica y factor de estabilización.

La figura 2 muestra los valores medidos en 2020, con anterioridad a los tratamientos, para las 10 parcelas de referencia y 10 parcelas erosionadas (una por tramo). Los tramos erosionados presentaron valores mucho más bajos en carbono orgánico, nitrógeno total, fósforo total, potasio disponible y tasa de descomposición de la materia orgánica. No se observaron diferencias significativas en pH, conductividad eléctrica y factor de estabilización.

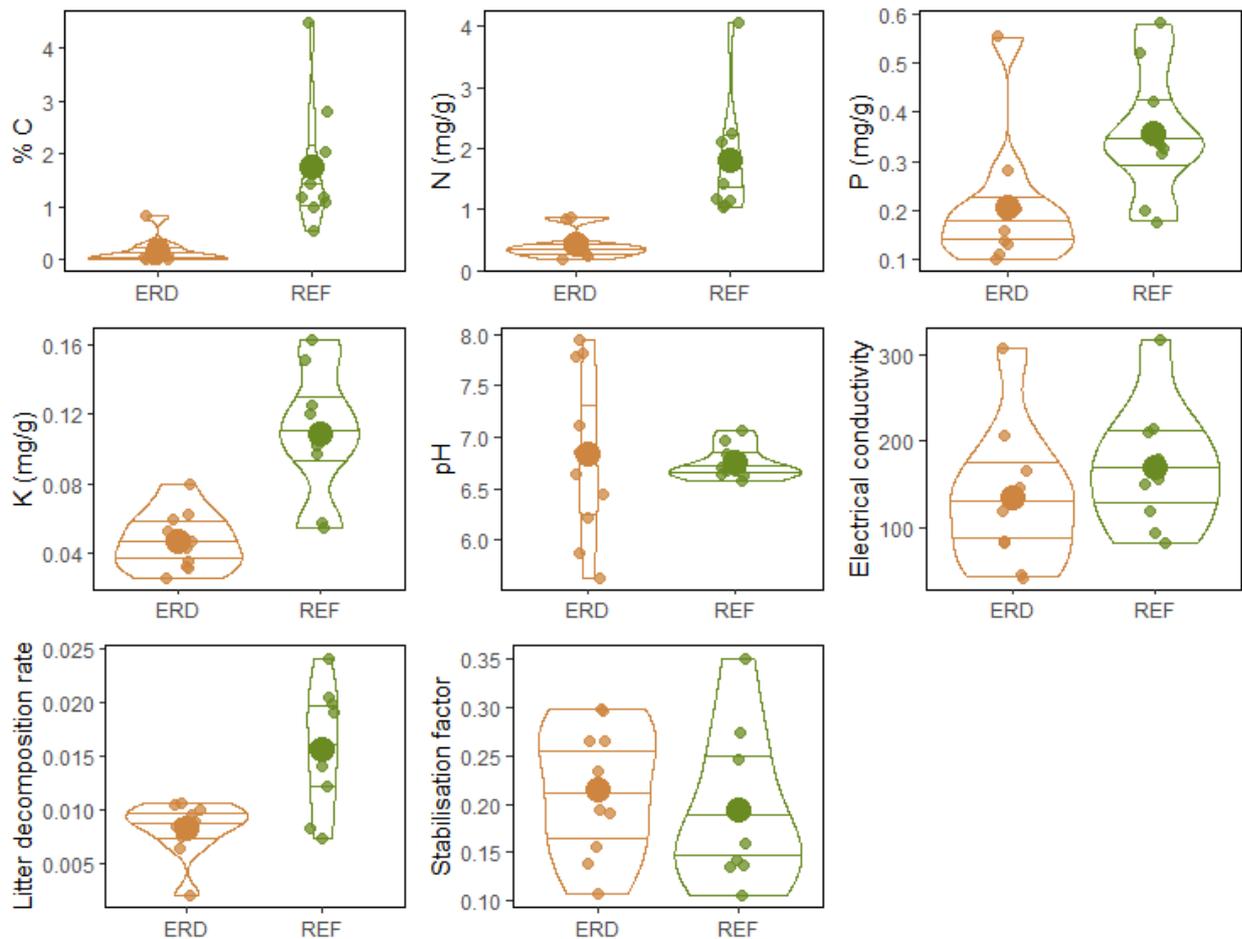


Figura 2. Gráficos de violín del contenido de carbono orgánico del suelo (% C), nitrógeno total (N), fósforo total (P), potasio disponible (K), pH, conductividad eléctrica, tasa de descomposición de materia orgánica muerta y factor de estabilización (S) en 2020 para los tramos de referencia (REF) y erosionados (ERD).

La figura 3 muestra el resultado de las mediciones en 2023, desglosando las parcelas en vías pecuarias erosionadas en función de los tratamientos seguidos. En general, las parcelas erosionadas control y las parcelas de referencia muestran patrones similares a los ya observados en 2020. Sin embargo, las parcelas bajo tratamientos de descompactado o de descompactado y majadeo muestran algunas tendencias de cambio que las aproximan a las de referencia. Esto es bien visible tanto en el carbono orgánico como en los tres nutrientes (N, P, K), y el efecto es, en general, más acusado en las parcelas con tratamiento completo de descompactado y majadeo, lo que confirma que la recuperación de los suelos se acelera en presencia de ganado.

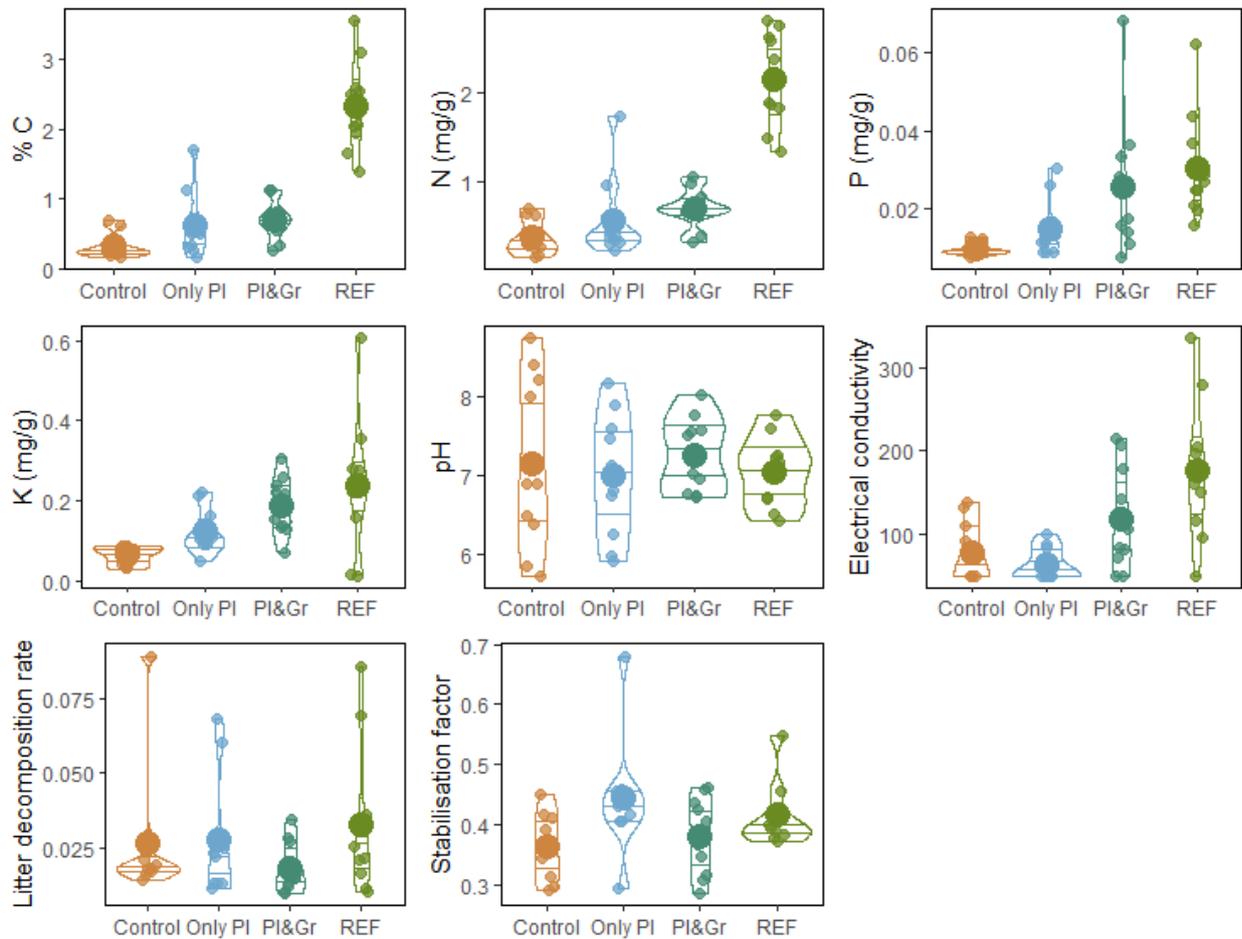


Figura 3. Gráficos de violín del contenido de carbono orgánico del suelo (% C), nitrógeno total (N), fósforo total (P), potasio disponible (K), pH, conductividad eléctrica, tasa de descomposición de materia orgánica muerta y factor de estabilización (S) en 2023 para los tramos de referencia (REF) y erosionados, desglosados estos últimos según los tratamientos aplicados: control, descompactado (OnlyPI) y descompactado y majadeo (PI&Gr).

Superficie de suelo desnudo.

La evolución en la superficie de suelo se monitorizó mediante un muestreo sobre 10 cuadrados de 20 cm x 20 cm distribuidos aleatoriamente en cada parcela. En cada cuadrado se estimó la superficie de suelo desnudo utilizando una escala semicuantitativa, tras lo cual se aproximaron los valores tomados al valor medio de cada intervalo, y finalmente se obtuvo un único valor promedio para cada parcela. Dado que el suelo desnudo se consideró un indicador temprano, el muestreo se repitió tres veces: en 2020 (medida pre-tratamiento), 2022 y 2024, y siempre en primavera.

La figura 4 (arriba a la izquierda) muestra la situación pre-tratamiento en 2020, tomando las 10 parcelas de referencia y una submuestra de 10 parcelas erosionadas (una por tramo de vía pecuaria). Se puede constatar la gran diferencia en suelo desnudo entre uno y otro estado, con valores mucho más elevados en las vías pecuarias. En la figura 5 se presentan los valores finales registrados en 2024, que ilustran con claridad el éxito de las actuaciones. En solo 4 años, las parcelas intervenidas se han acercado

sensiblemente a los valores de referencia, si bien es llamativa la variabilidad de las observaciones, lo que sugiere la existencia de un efecto importante de la localidad. La intervención completa (descompactado más majadeo) obtiene mejores resultados que la intervención solo con majadeo, corroborando, de nuevo, la importancia de la herbivoría en la recuperación de la cobertura vegetal. Por otro lado, las figuras 4 y 5 muestran la evolución de otras variables informativas del estado de la superficie, como son las coberturas de musgo, líquen y detritus. El musgo evoluciona favorablemente en ambos tratamientos, aunque de forma más clara en el que incorpora el uso de ganado. La cobertura de líquen es muy escasa en la zona de intervención, y no presentaba diferencias entre los estados degradado y referente cuando se inició la intervención. La cobertura de detritus (materia orgánica muerta), que en un principio era muy superior en los referentes, alcanza estados muy semejantes a los referentes tras los cuatro años de intervención, si bien algunas parcelas en las que no se introdujo ganado acumulan excesivo detritus.

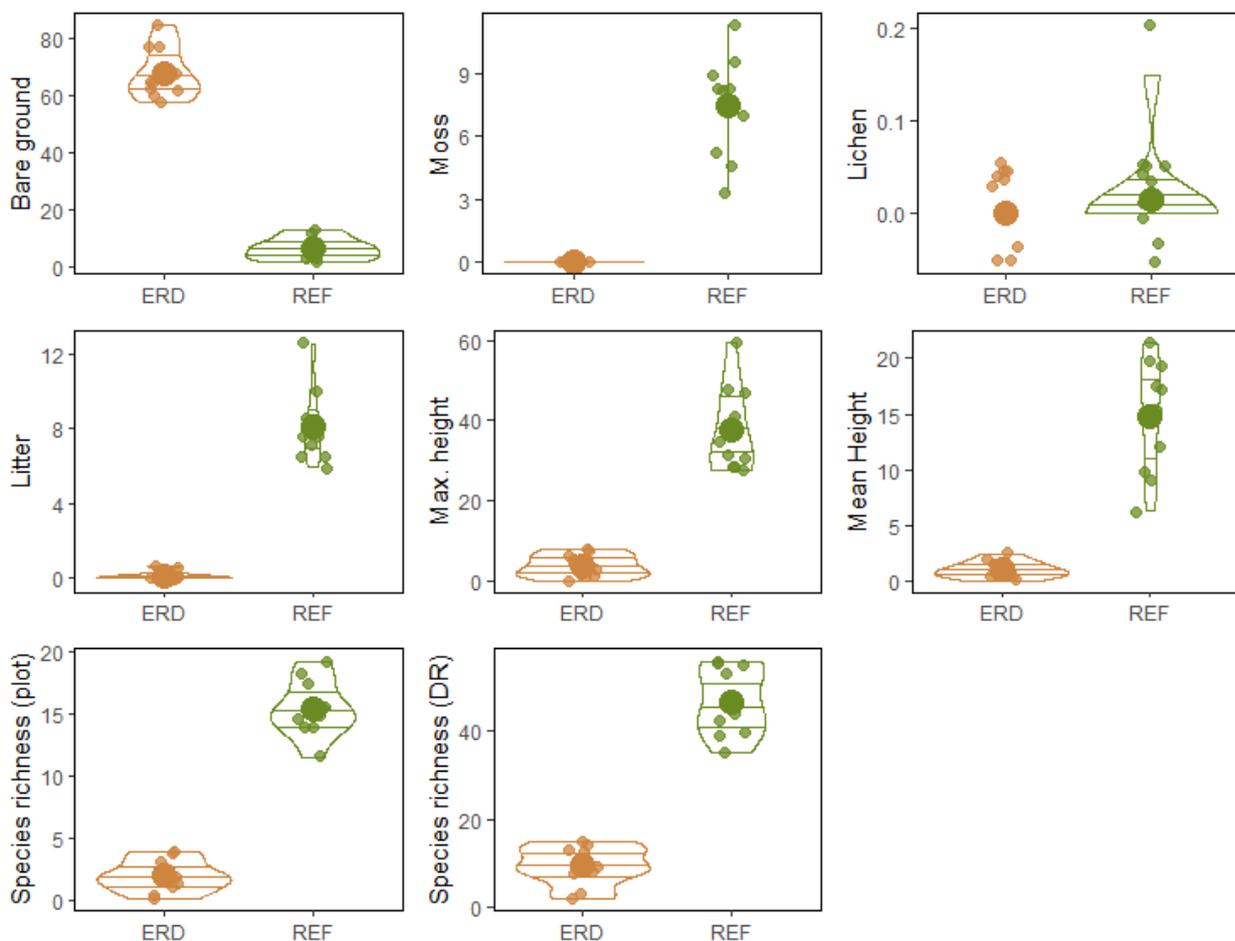


Figura 4. Gráficos de violín para diversas variables indicadoras del estado de la cobertura vegetal (porcentaje de suelo desnudo, cobertura de musgo, cobertura de líquen, cobertura de detritus vegetal), de la estructura de la vegetación (altura máxima del estrato herbáceo, altura media del estrato herbáceo) y de la riqueza en especies de plantas, a escala de cuadrado de 20 cm x 20 cm (plot) y del conjunto de 10 cuadrados de una misma parcela de 10 m x 10 m (DR). Los datos corresponden al muestreo pre-tratamiento de 2020 para los tramos de referencia (REF) y erosionados (ERD).

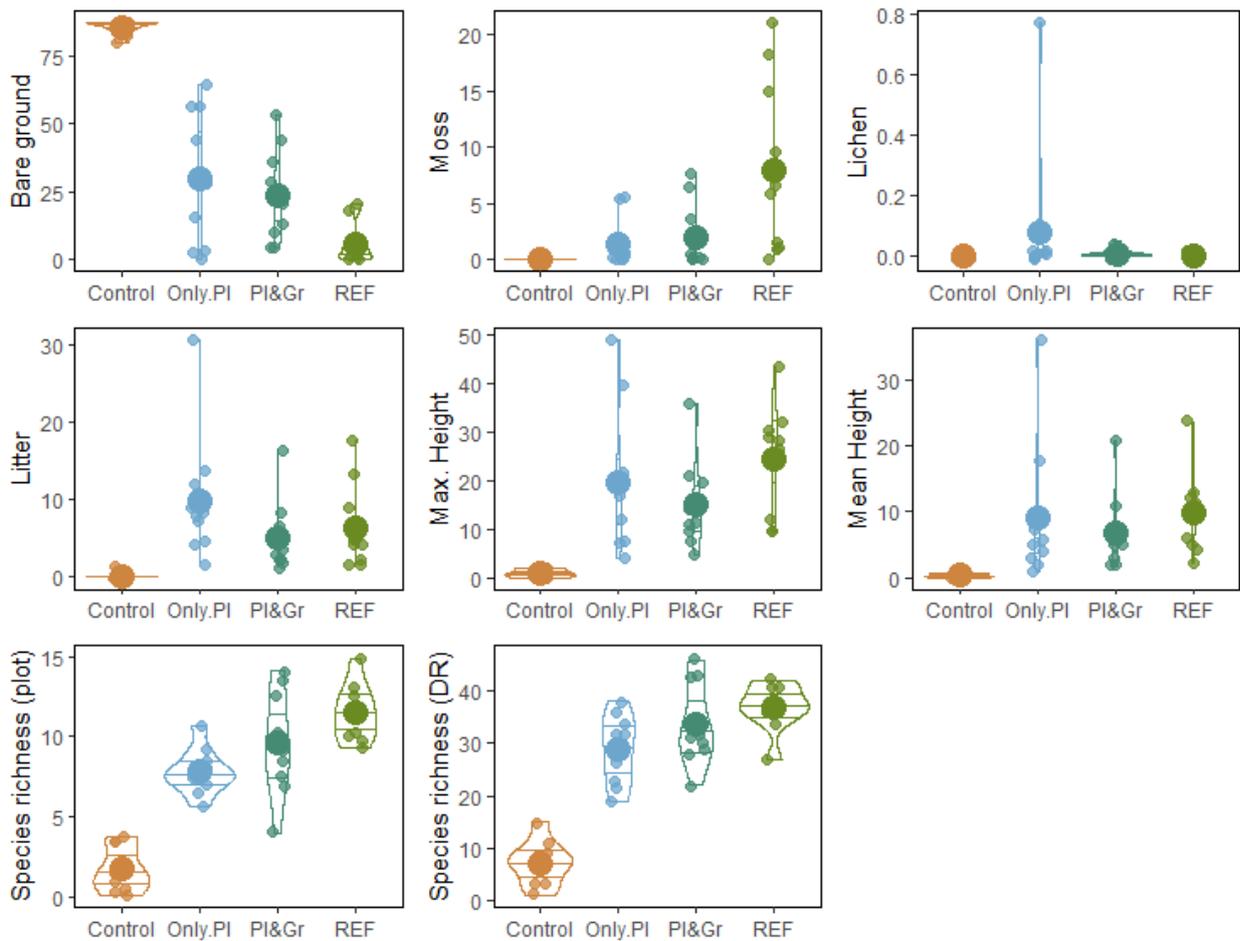


Figura 5. Gráficos de violín para diversas variables indicadoras del estado de la cobertura vegetal (porcentaje de suelo desnudo, cobertura de musgo, cobertura de liquen, cobertura de detritus vegetal), de la estructura de la vegetación (altura máxima del estrato herbáceo, altura media del estrato herbáceo) y de la riqueza en especies de plantas, a escala de cuadrado de 20 cm x 20 cm (plot) y del conjunto de 10 cuadrados de una misma parcela de 10 m x 10 m (DR). Los datos corresponden al muestreo post-tratamiento de 2024 para los tramos de referencia (REF) y erosionados, desglosados estos últimos según los tratamientos aplicados: control, descompactado (OnlyPI) y descompactado y majadeo (PI&Gr).

Biomasa herbácea.

El seguimiento de la biomasa se realizó mediante un muestreo sobre 10 cuadrados de 20 cm x 20 cm distribuidos aleatoriamente en cada parcela. En cada cuadrado se segó la biomasa herbácea aérea, a continuación, se secó en una estufa a 70°C durante 48h, y finalmente se pesó en una balanza de precisión, obteniéndose un único valor promedio para cada parcela. Dado que la biomasa aérea se consideró un indicador temprano, el muestreo se realizó en 2020 (medida pre-tratamiento), 2021, 2022, 2023 y 2024, y siempre en primavera tardía.

La figura 6 muestra que tanto en el tratamiento de *descompactado* como en el de *descompactado y majadeo* se produce un claro aumento en la biomasa herbácea acumulada, alcanzándose en 2024 valores muy similares a los de las parcelas de referencia, mientras que en las parcelas control apenas se

observan cambios. Se puede comprobar también que el tratamiento solo con descompactado acumula más biomasa en los años 2021 a 2023, en los que se practicaron majadeos en el otro tratamiento. En 2024, sin embargo, y coincidiendo con el paso de majadeos a pastoreos convencionales, ambos tratamientos alcanzan una biomasa muy parecida.

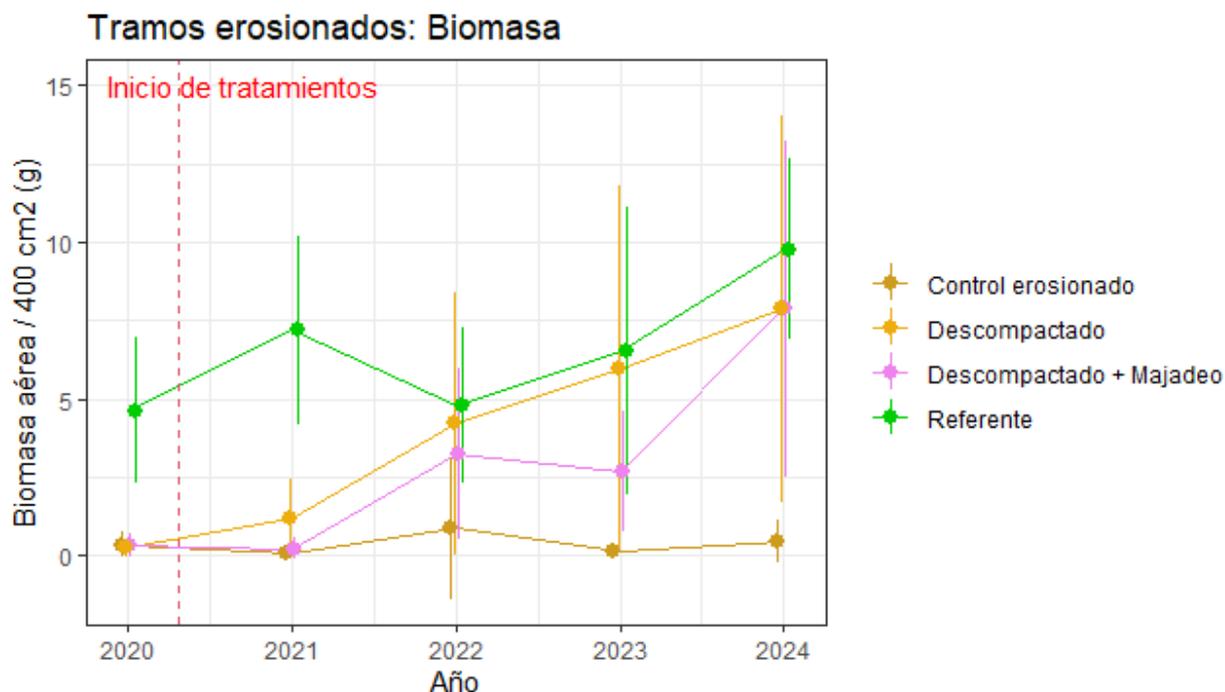


Figura 6. Evolución de la biomasa aérea en parcelas de referencia y parcelas erosionadas sometidas a distintos tratamientos, incluyendo controles no intervenidos. Los valores son los promedios (barras de error: desviaciones estándar) obtenidos de los valores de cada parcela, que a su vez son los promedios de 10 cuadrados de 20 cm x 20 cm.

Por otro lado, en las figuras 4 y 5 se pueden observar otros efectos relacionables con la capacidad de acumulación de biomasa, como son los incrementos en las variables *altura media* y *altura máxima*, muy patentes para las parcelas bajo los dos tipos de tratamiento, e inexistentes en los controles. Estos incrementos son algo más acusados, aunque también más variables, en las parcelas en las que solo se realizó el descompactado, pero sin el majadeo. Aun así, las diferencias son leves, y en las parcelas majadeadas se alcanzan valores en el rango de los mostrados por los referentes, de modo que se puede afirmar que en términos de biomasa y altura del estrato herbáceo ambos tratamientos presentan un éxito parecido, tras cuatro años de intervención.

Comunidades de pastizal: composición taxonómica.

Para el monitoreo de la composición florística de la vegetación se empleó el mismo muestreo descrito en el apartado relativo al suelo desnudo, es decir, 10 cuadrados de 20 cm x 20 cm por parcela, y una periodicidad bianual (2020 como medida pre-tratamiento, 2022 y 2024), realizándose las mediciones

siempre en primavera (meses de abril o mayo, en función del patrón de precipitaciones y la fenología de cada año). La cobertura de cada especie se estimó de forma semicuantitativa, transformándose los valores posteriormente al punto medio de cada intervalo obteniéndose un valor promedio final para cada especie y parcela.

La figura 7 muestra una ordenación en dos dimensiones de las composiciones específicas registradas en 2020 (pre-tratamiento) y 2024 (tras 4 años de tratamientos), realizada a través de la técnica del escalado multidimensional. La ordenación permite comprobar la existencia de una cierta variabilidad espaciotemporal de fondo, reconocible tanto en el comportamiento de las parcelas de referencia como en las parcelas control, que presentan importantes diferencias entre sí, y también entre años. Sin embargo, y a pesar de esta variabilidad, puede identificarse con claridad una tendencia de las parcelas tratadas a aproximar su composición florística a las parcelas de referencia. Esta tendencia es muy similar para ambos tratamientos, lo que indica que, a diferencia de lo sucedido con otras propiedades, la incorporación del ganado no modifica sustancialmente la composición de los pastizales regenerados, al menos a corto plazo. La figura 8 es una versión simplificada de la ordenación antes descrita, en la que se muestran los promedios del conjunto de parcelas de un mismo tipo, lo que facilita la interpretación de estas tendencias.

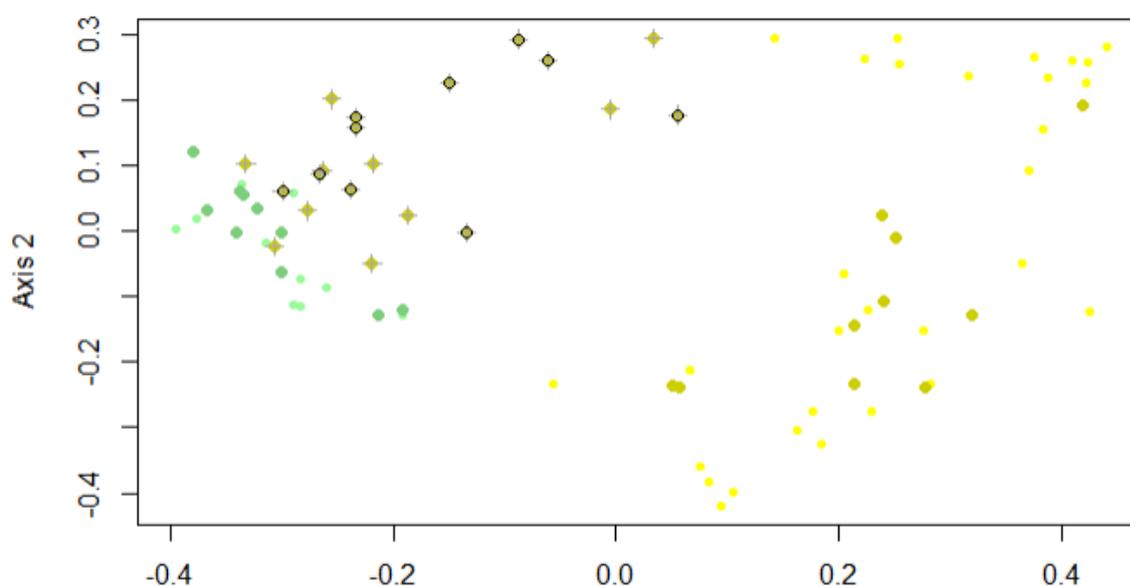


Figura 7. Escalado multidimensional de la composición florística de las parcelas de referencia y erosionadas para los años 2020 y 2024, basado en distancias de Bray-Curtis entre las parcelas. Verde: referencias; amarillo: tramos erosionados. Los círculos pequeños y con colores claros representan las observaciones de 2020, y los círculos grandes y con colores oscuros las de 2024. En las observaciones de 2024 de los tramos erosionados en los que se realizó un descompactado aparece sobreimpresionada una cruz, y en los que, además, se practicaron majadeos, se ha marcado la circunferencia en negro.

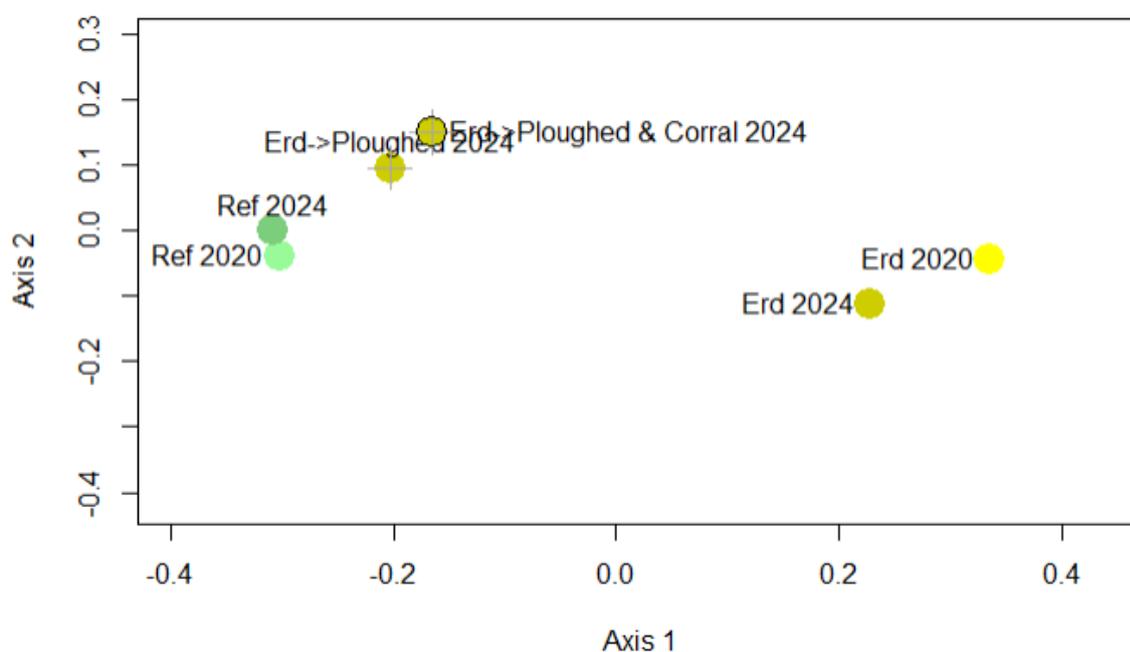


Figura 8. Centroides de los 6 grupos de observaciones representados en la figura 7. Verde: referencias; amarillo: tramos erosionados. Los colores claros representan las observaciones de 2020, y los colores oscuros las de 2024. En las observaciones de 2024 de los tramos erosionados en los que se realizó un descompactado aparece sobrepresionada una cruz, y en los que, además, se practicaron majadeos, se ha marcado la circunferencia en negro.

En cuanto a la riqueza en especies vegetales, la figura 4 (dos últimos gráficos) muestra el estado inicial en 2020 y la figura 5 (dos últimos gráficos) el estado final en 2024, una vez concluidos los tratamientos contemplados en el periodo de actividad del proyecto. En 2020 la diversidad de las vías pecuarias afectadas por procesos de erosión era sensiblemente inferior a la de las vías pecuarias de referencia, tanto a escala de cuadrado de 20 cm x 20 cm como a escala de parcela (conjunto de 10 cuadrados). En 2024 se puede constatar que esta diferencia persiste para las parcelas erosionadas que se mantuvieron como controles, a la vez que se reduce mucho para las tratadas. La mejora es mayor para las parcelas que incluyeron majadeo, que prácticamente se igualan a las de referencia. Es decir, incluso si no se producen cambios composicionales reseñables (como atestiguan los escalados multidimensionales), la acción del ganado favorece la presencia de un mayor número de especies, a través de mecanismos tales como la mayor iluminación de los estratos inferiores, lo que permite una mayor coexistencia de especies de distintos hábitos.

Comunidades de hormigas: composición taxonómica.

Para el muestreo de invertebrados epigeos, entre ellos las hormigas, se utilizaron 2 trampas pit-fall por parcela, de un diámetro de unos 7 cm, que se rellenaron con una mezcla 70:30 en volumen de etanol y mono-etilenglicol (figura 9). Las trampas permanecieron en campo una semana. Posteriormente, fueron

recogidas y almacenadas en el Departamento de Ecología de la UAM en condiciones adecuadas para su conservación. El muestreo se realizó en el mes de julio y se repitió dos veces, la primera de ellas (pre-tratamiento) en 2020 y la segunda (post-tratamiento) en 2023.



Figura 9. Instalación de trampas pitfall para invertebrados epigeos en el tramo LI056 (izqda.) y contenido recogido en una de estas trampas (drcha.).

La respuesta de la comunidad de hormigas se analizó teniendo en cuenta tanto la riqueza en especies (número de especies detectadas para el conjunto de las dos trampas de una misma parcela) como la composición específica de la comunidad, entendiendo como tal la lista de especies identificada en cada parcela. En lo que a la riqueza se refiere, la figura 10 muestra tanto la situación de partida de 2020 (izquierda) como el resultado observado en 2023, desglosando los distintos tratamientos experimentales. Puede constatarse que los tramos erosionados presentaban riquezas algo más bajas en 2020 que los tramos de referencia, diferencia que tiende a corregirse para los dos tratamientos experimentales (descompactado solo y descompactado + majadeo) en 2023.

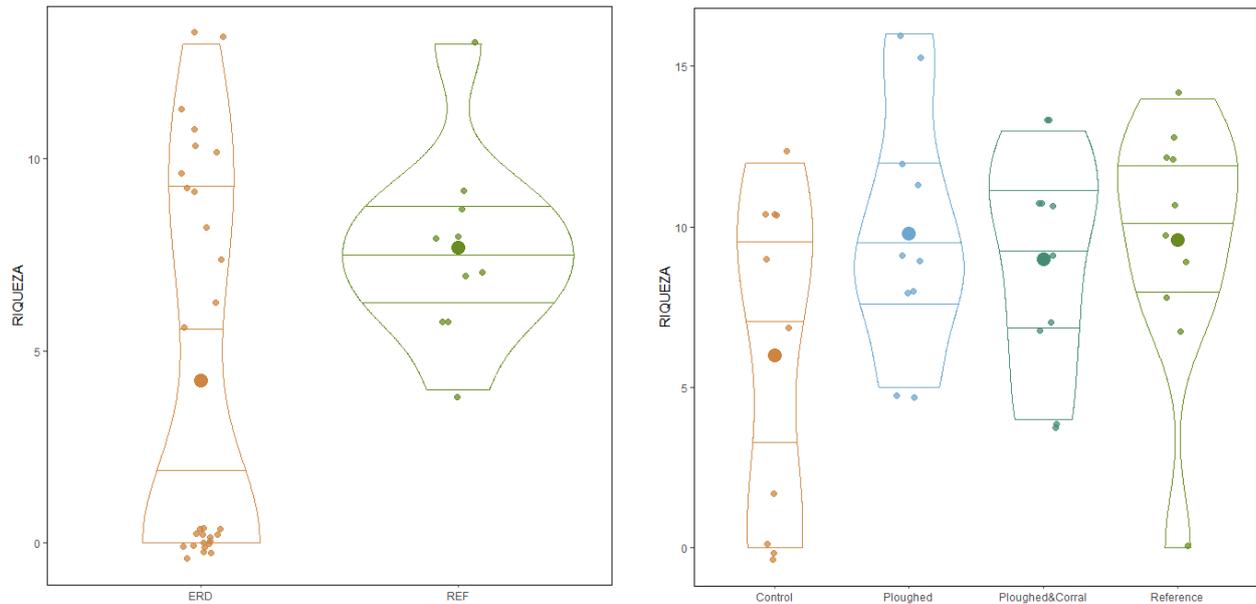


Figura 10. Izquierda: Gráfico de violín para la riqueza de especies de hormiga observados en el muestreo pre-tratamiento de 2020 para los tramos de referencia (REF) y erosionados (ERD). Derecha: Gráfico de violín para la riqueza de especies de hormigas observada en el muestreo post-tratamiento de 2023 para los tramos de referencia (REF) y erosionados, desglosados estos últimos según los tratamientos aplicados: control, descompactado (ploughed) y descompactado y majadeo (ploughed & corral).

Estos efectos, sin embargo, no fueron visibles para la composición de las comunidades de hormigas. La figura 11 muestra una ordenación en dos dimensiones de las composiciones específicas registradas en 2020 (pre-tratamiento) y 2023 realizada a través de la técnica del escalado multidimensional. La ordenación no permite comprobar ningún patrón de segregación claro, lo que se confirma en la figura 12, que es una versión simplificada de la ordenación antes descrita, en la que se muestran los promedios del conjunto de parcelas de un mismo tipo.

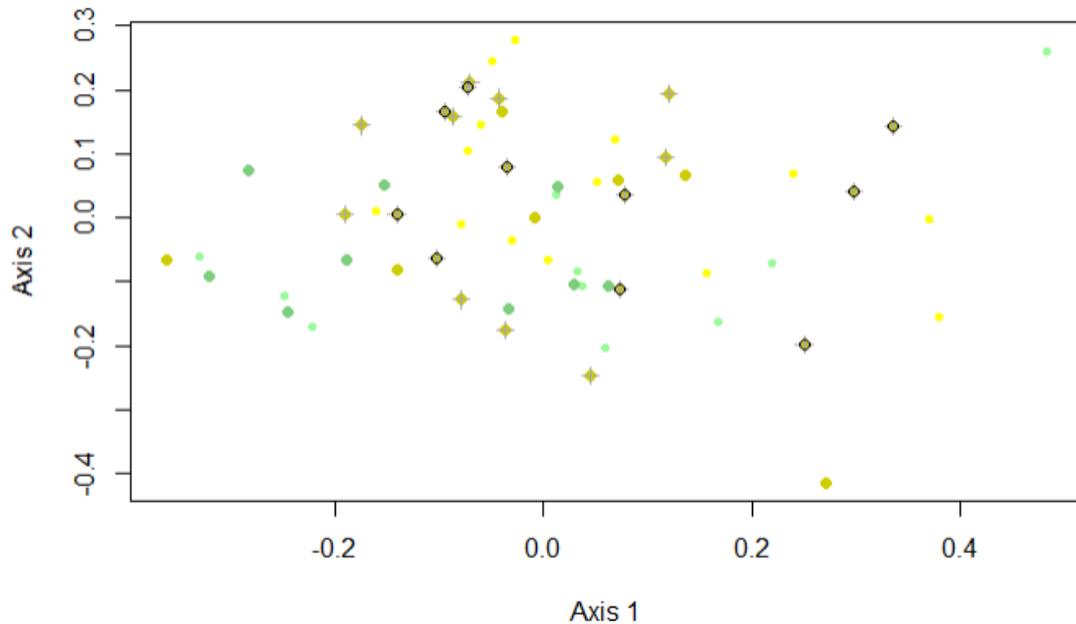


Figura 11. Escalado multidimensional de la composición taxonómica de la comunidad de hormigas de las parcelas de referencia y erosionadas para los años 2020 y 2023, basado en distancias de Bray-Curtis entre las parcelas. Verde: referencias; amarillo: tramos erosionados. Los círculos pequeños y con colores claros representan las observaciones de 2020, y los círculos grandes y con colores oscuros las de 2023. En las observaciones de 2023 de los tramos erosionados en los que se realizó un descompactado aparece sobreimpresionada una cruz, y en los que, además, se practicaron majadeos, se ha marcado la circunferencia en negro.

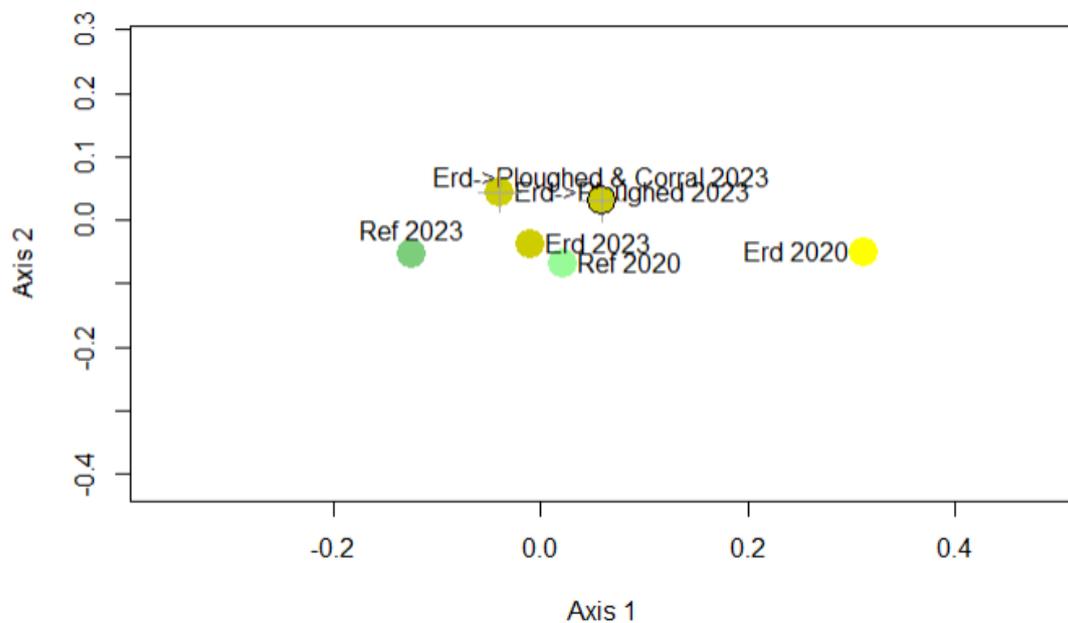


Figura 12. Centroides de los 6 grupos de observaciones representados en la figura 11. Verde: referencias; amarillo: tramos erosionados. Los colores claros representan las observaciones de 2020, y los colores oscuros las de 2023. En las observaciones de 2023 de los tramos erosionados en los que se realizó un descompactado aparece sobreimpresionada una cruz, y en los que, además, se practicaron majadeos, se ha marcado la circunferencia en negro.

Densidad de hormigueros.

La información obtenida de los muestreos con trampas pit-fall es útil para evaluar la recuperación del uso de las vías pecuarias erosionadas por parte de las hormigas, pero no informa sobre la función de bioturbación realizada por estos insectos. El movimiento de tierras realizado por las hormigas al construir y reparar hormigueros tiene una gran importancia para procesos como el reciclado de nutrientes y la aireación de los suelos en ecosistemas mediterráneos, y por ello se decidió realizar un seguimiento específico sobre la variable densidad de hormigueros.

El seguimiento consistió en el cartografiado de todas las aberturas de hormiguero de tamaño medio y grande observables en cada una de las 30 parcelas incluidas en el plan de seguimiento de las vías pecuarias erosionadas. No se realizó en las vías pecuarias de referencia, dada la dificultad existente para identificar algunos hormigueros cuando existe una cobertura herbácea continua. Además de la ubicación de la abertura, se registró el diámetro aproximado del montículo de tierra y restos depositado a su alrededor. El muestreo se realizó en el verano de los años 2020 (pre-tratamiento), 2021 (tras un año de tratamientos) y 2023 (tras tres años de tratamientos).

La figura 13 muestra los resultados obtenidos en función de los tratamientos. En todos los casos, en 2020 la situación inicial es de práctica ausencia de hormigueros, como consecuencia de los efectos agresivos sobre el suelo del continuo paso de vehículos. En 2021, tras solo un año de bloqueo de la circulación y de ejecución de los descompactados, se observa una rápida colonización por parte de las hormigas, más vigorosa en las parcelas en las que no se realizó majadeo. Este patrón se confirma en 2023, lo que sugiere que, a pesar de los efectos positivos sobre otras propiedades, los tratamientos intensos con ganado pueden retrasar algo la reaparición de hormigueros en el suelo, y por ende de procesos clave como la bioturbación.

Si bien no se llevó a cabo una identificación minuciosa de las especies de cada hormiguero, se pudo constatar que en la mayoría de los casos pertenecían a los géneros *Messor*, *Aphaenogaster*, *Tetramorium* y *Crematogaster*.

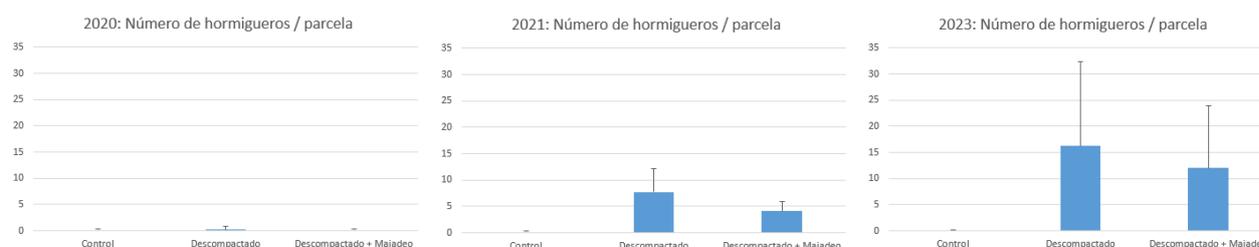


Figura 13. Número medio de hormigueros (\pm desviación típica) por parcela de 10 m x 15 m en julio de 2020, 2021 y 2023.

Comunidades de coleópteros: composición taxonómica.

Los coleópteros se muestrearon con el mismo tipo de trampas pit-fall descritas en la sección dedicada a las comunidades de hormigas (figura 9). El muestreo se realizó en el mes de julio y se repitió dos veces, la primera de ellas (pre-tratamiento) en 2020 y la segunda (post-tratamiento) en 2023.

Al igual que con las hormigas, se tuvo en cuenta tanto la riqueza en especies (número de especies detectadas para el conjunto de las dos trampas de una misma parcela) como la composición específica de la comunidad, entendiendo como tal la lista de especies identificada en cada parcela.

La figura 14 muestra que, en el momento pre-tratamiento, las riquezas de especies eran ya muy similares en los tramos erosionados y en los degradados. El resultado observado en 2023 es también muy similar para todos los tratamientos. Tampoco se observan efectos a nivel de composición de las comunidades asociables al estado de conservación o a los tratamientos, sino más bien al año de muestreo (figuras 15 y 16). Es probable que, debido a su radio de campeo, más elevado que el de las hormigas, los coleópteros sean un grupo menos adecuado para la detección de efectos a escalas pequeñas (como es el caso que nos ocupa), a la vez que muestran una mayor variabilidad entre años.

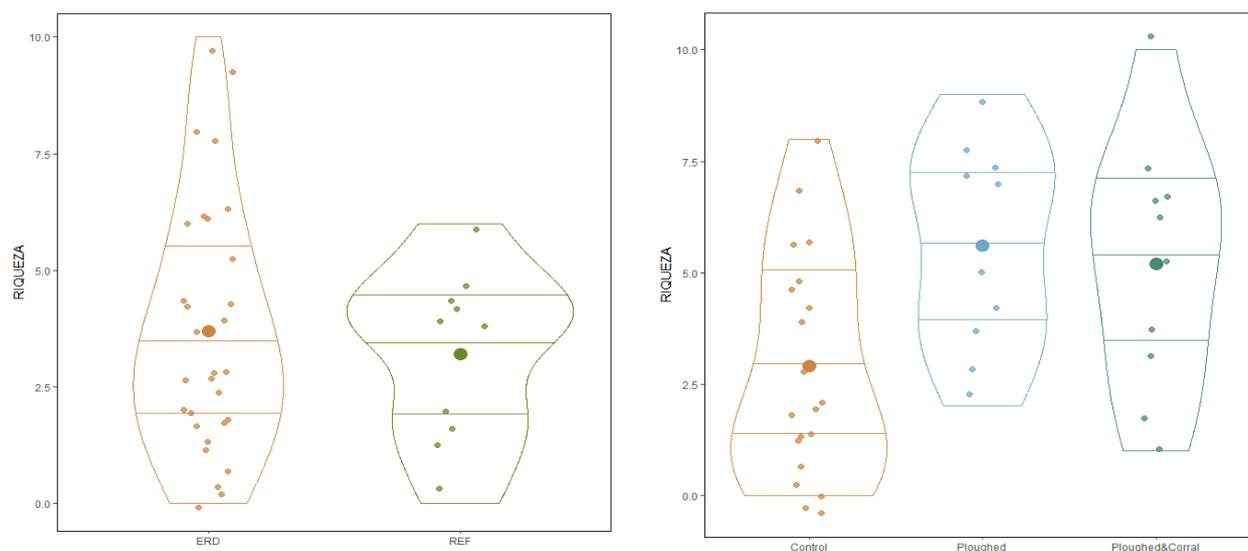


Figura 14. Izquierda: Gráfico de violín para la riqueza de coleópteros observados en el muestreo pre-tratamiento de 2020 para los tramos de referencia (REF) y erosionados (ERD). Derecha: Gráfico de violín para la riqueza de coleópteros observada en el muestreo post-tratamiento de 2023 para los tramos de referencia (REF) y erosionados, desglosados estos últimos según los tratamientos aplicados: control, descompactado (ploughed) y descompactado y majadeo (ploughed & corral).

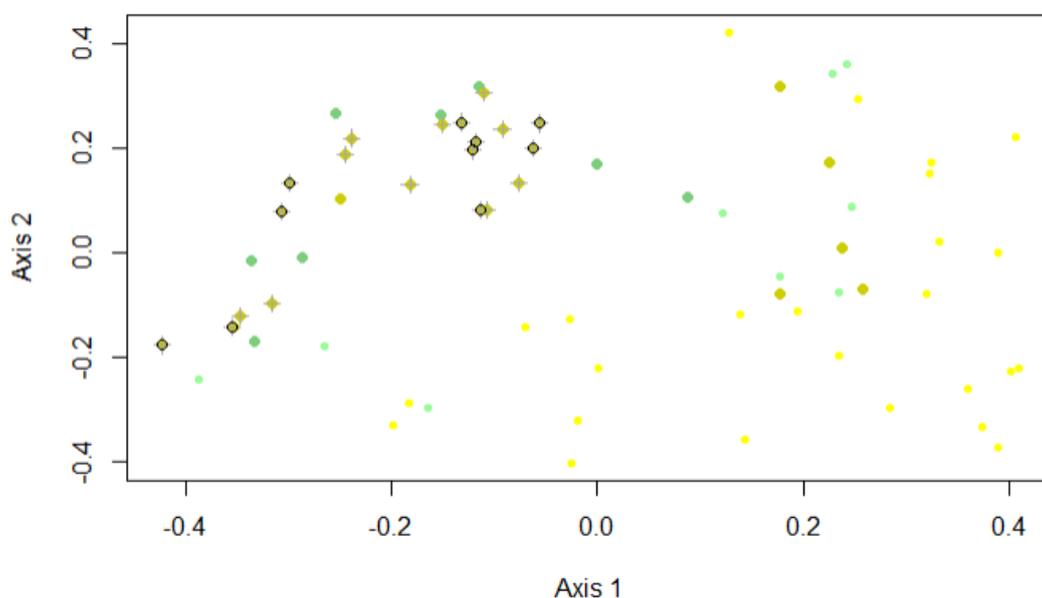


Figura 15. Escalado multidimensional de la composición taxonómica de la comunidad de coleópteros de las parcelas de referencia y erosionadas para los años 2020 y 2023, basado en distancias de Bray-Curtis entre las parcelas. Verde: referencias; amarillo: tramos erosionados. Los círculos pequeños y con colores claros representan las observaciones de 2020, y los círculos grandes y con colores oscuros las de 2023. En las observaciones de 2023 de los tramos erosionados en los que se realizó un descompactado aparece sobreimpresionada una cruz, y en los que, además, se practicaron majadeos, se ha marcado la circunferencia en negro.

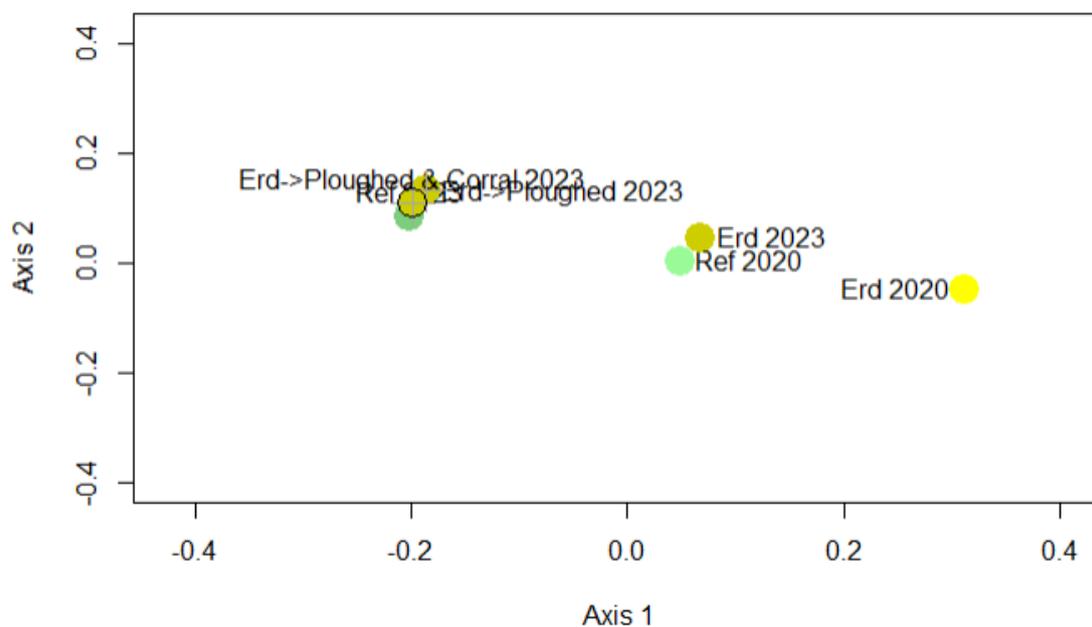


Figura 16. Centroides de los 6 grupos de observaciones representados en la figura 15. Verde: referencias; amarillo: tramos erosionados. Los colores claros representan las observaciones de 2020, y los colores oscuros las de 2023. En las observaciones de 2023 de los tramos erosionados en los que se realizó un descompactado aparece sobreimpresionada una cruz, y en los que, además, se practicaron majadeos, se ha marcado la circunferencia en negro.



Valoración global.

El comportamiento general de los indicadores muestra que, cuatro años después de las intervenciones, la recuperación de los pastizales de los tramos erosionados en los que ha trabajado LIFE CAÑADAS ha sido muy positiva. Podemos afirmar, además, que el tratamiento completo, en el que junto con el bloqueo del paso de vehículos y el descompactado del terreno, se utilizó ganado como herramienta de restauración, ha dado mejores resultados, y sitúa las parcelas muy cerca del referente. No obstante, no todas las variables responden de la misma manera, y algunas, como por ejemplo el número de hormigueros, aumentó más rápidamente en las parcelas en las que solo se aplicó el descompactado.

3. Restauración de pastizales embastecidos en vías pecuarias de Madrid.

Resumen de la actuación y del plan de seguimiento.

En 2020 se seleccionaron 10 tramos de vía pecuaria en la Comunidad de Madrid para los que se constató la ausencia de uso ganadero desde al menos una década, y que por tanto presentaban un problema evidente de *embastecimiento*, es decir, de transformación de los pastizales en herbazales pobres en especies y dominados por especies de mayor tamaño.

A partir de 2021, las zonas de actuación se sometieron a tratamientos de pastoreo, consistentes en la visita anual de rebaños de ovino que pasaban varias horas en los tramos en restauración, consumiendo una parte significativa de la vegetación, a la vez que producían otros efectos, tales como el pisoteo o la incorporación de nutrientes y semillas a través de los excrementos, o de semillas a través de la piel. El tratamiento se repitió cuatro veces (2021, 2022, 2023 y 2024). En los tres primeros años el pastoreo se realizó en mayo, con el fin de maximizar la dispersión de semillas, mientras que en 2024 se realizó en marzo, con el fin de priorizar los efectos sobre la estructura de la vegetación de forma previa a la floración y fructificación.

Para el plan de seguimiento, y con anterioridad al inicio de los tratamientos, se establecieron dos parcelas por tramo ($2 \times 10 = 20$ parcelas), todas ellas de 150 m², y de aproximadamente 10 m x 15 m (figura 17), con algunas diferencias leves en función de la morfología de la vía pecuaria. En una de las parcelas se colocó un vallado para evitar la entrada del ganado (parcela control). Además, en otros 10 tramos de vía pecuaria en buen estado de conservación y situados en la misma comarca se establecieron otras tantas parcelas de dimensiones similares (parcelas *de referencia*), cuyo objetivo era disponer de información detallada del estado de los indicadores en ecosistemas de referencia, y al mismo tiempo conocer las fluctuaciones naturales mostradas por estos indicadores durante el periodo de duración del proyecto. Estas parcelas fueron las mismas que se utilizaron para el seguimiento de la restauración de pastizales erosionados. Se realizó una medida inicial de todos los indicadores antes del comienzo de los tratamientos (medida pre-tratamiento) y, una vez iniciados estos, se realizaron más mediciones, siguiendo diseños y periodicidades específicas para cada indicador.

En el *ENTREGABLE A4.2* (planes de restauración) se muestran más detalles sobre el diseño de las actuaciones, y en los informes de las acciones de restauración (*ENTREGABLES C1 a C4*) se proporciona información más completa sobre la ejecución de estas actuaciones.

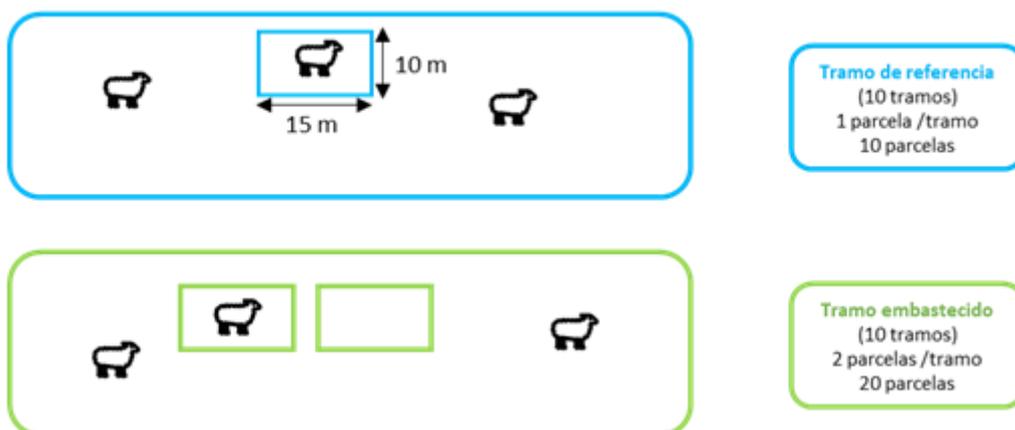


Figura 17. Diseño de las actuaciones de *recuperación de pastizales embastecidos*. Se trabajó en 10 tramos *embastecidos* y en 10 tramos en buen estado de conservación (*referentes*). En estos se estableció una sola parcela para llevar a cabo los monitoreos, mientras que en los embastecidos se establecieron dos: una parcela *control* sin intervenciones, una parcela *pastoreada*.

Propiedades fisicoquímicas del suelo.

El seguimiento de las propiedades fisicoquímicas del suelo se llevó a cabo mediante un protocolo similar al explicado en el apartado dedicado a la restauración de pastizales erosionados (2 muestras de suelo en cada parcela, de aproximadamente 1 dm³; con toma pre-tratamiento en 2020 y toma post-tratamiento en 2023).

La figura 18 muestra la situación de partida en 2020. Las diferencias entre los referentes y las vías pecuarias embastecidas son más leves que las observadas en el caso de las vías pecuarias erosionadas, lo que es acorde con la mayor severidad en la degradación del suelo de estas últimas. No obstante, se observa una ligera tendencia a un menor contenido en carbono orgánico (no significativa) y nitrógeno total. Los tratamientos con pastoreo parecen corregir estas diferencias, que para los controles son, curiosamente, más acusadas en 2024, y que para las parcelas pastoreadas, sin embargo, se diluyen tras el tratamiento con ganado (figura 19).

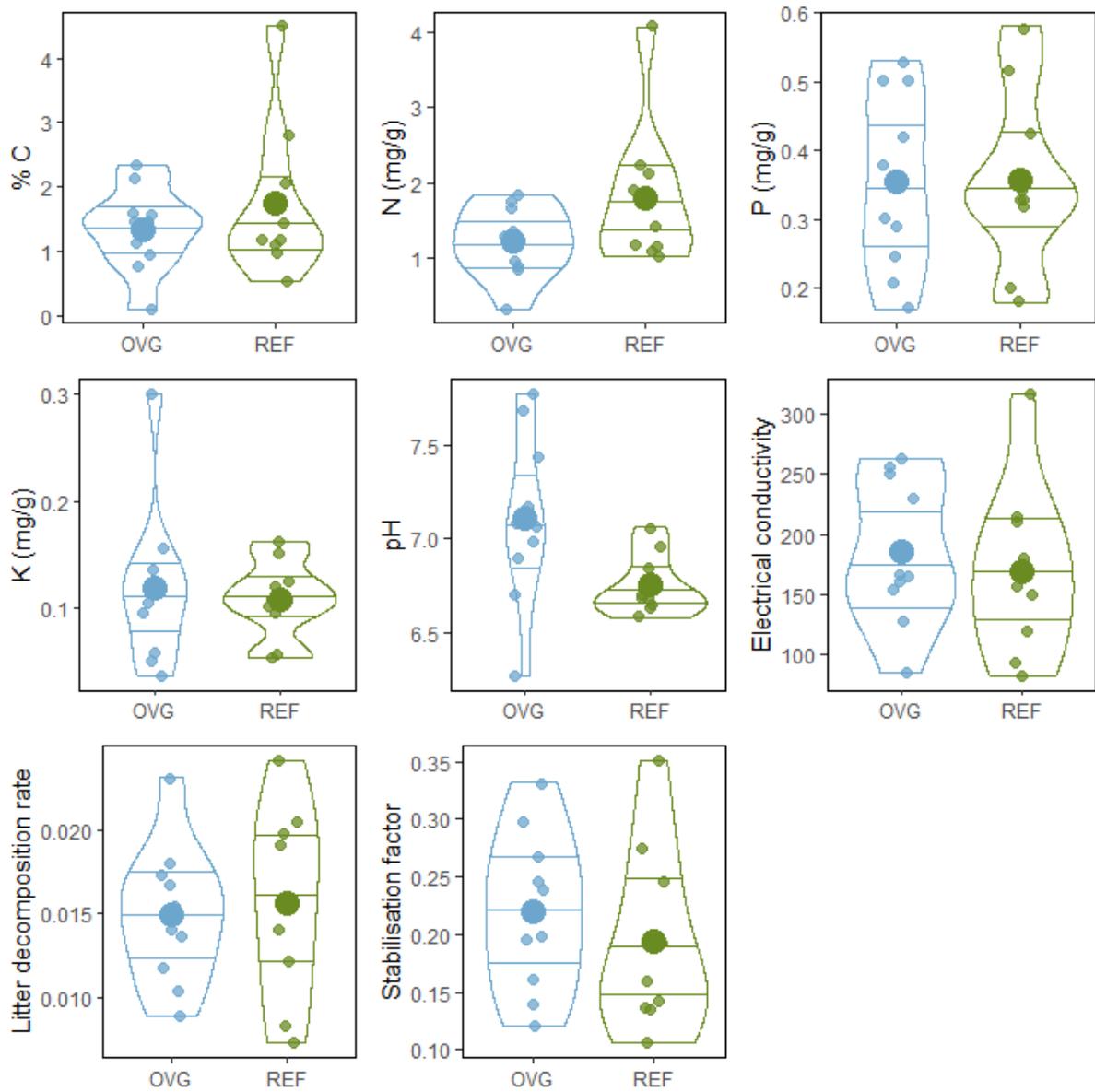


Figura 18. Gráficos de violín del contenido de carbono orgánico del suelo (% C), nitrógeno total (N), fósforo total (P), potasio disponible (K), pH, conductividad eléctrica, tasa de descomposición de materia orgánica muerta y factor de estabilización (S) en 2020 para los tramos de referencia (REF) y embastecidos (EMB).

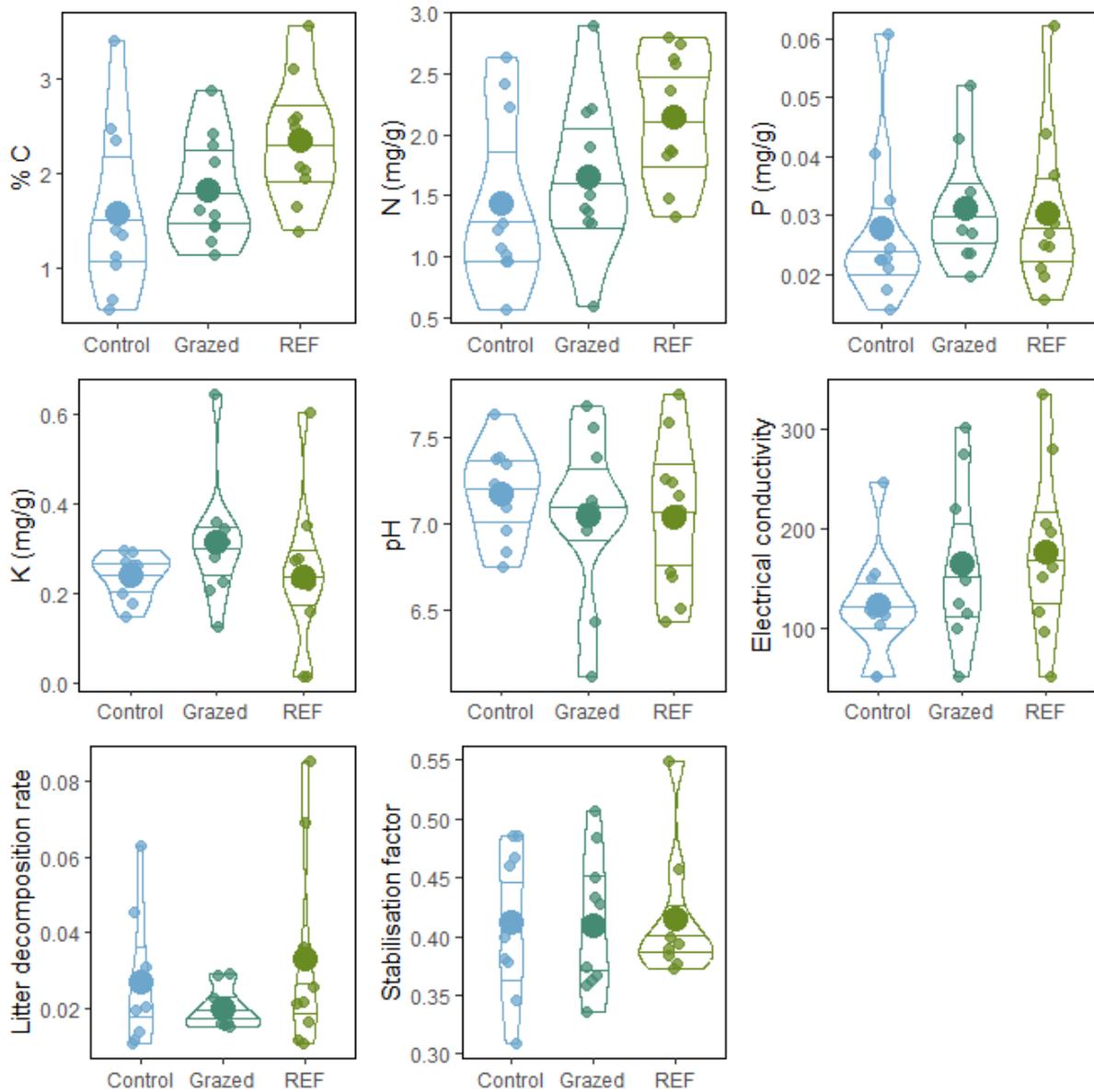


Figura 19. Gráficos de violín del contenido de carbono orgánico del suelo (% C), nitrógeno total (N), fósforo total (P), potasio disponible (K), pH, conductividad eléctrica, tasa de descomposición de materia orgánica muerta y factor de estabilización (S) en 2023 para los tramos de referencia (REF) y embastecidos, desglosados estos últimos según los tratamientos aplicados: control, y pastoreo (Grazed).

Superficie de suelo desnudo.

Al igual que en el caso de la restauración de pastizales erosionados, la evolución en la superficie de suelo se monitorizó mediante un muestreo sobre 10 cuadrados de 20 cm x 20 cm distribuidos aleatoriamente en cada parcela, estimándose la superficie de suelo desnudo mediante una escala semicuantitativa. Dado que el suelo desnudo se consideró un indicador temprano, el muestreo se repitió tres veces: en 2020 (medida pre-tratamiento), 2022 y 2024, y siempre en primavera.

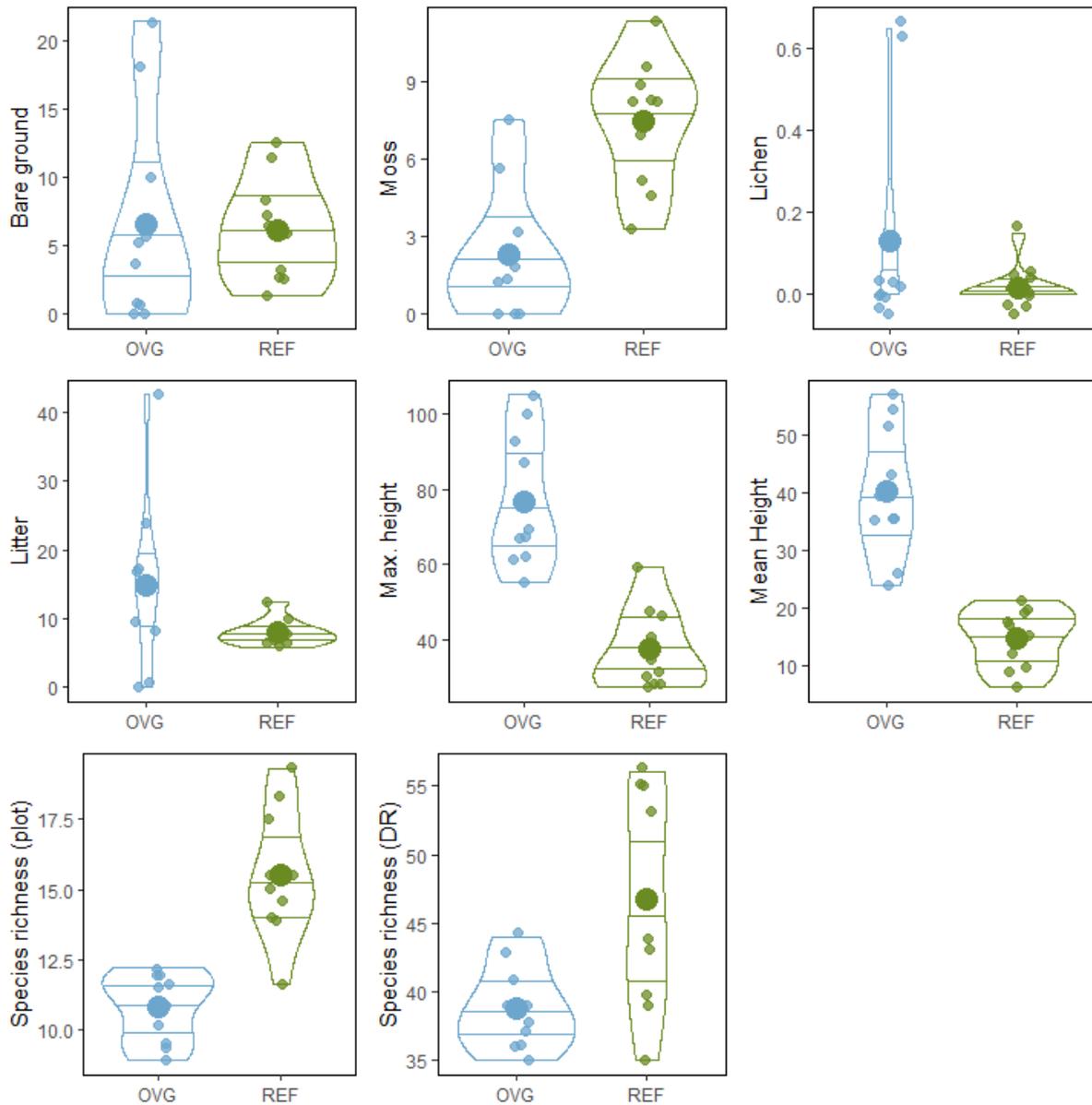


Figura 20. Gráficos de violín para diversas variables indicadoras del estado de la cobertura vegetal (porcentaje de suelo desnudo, cobertura de musgo, cobertura de liquen, cobertura de detritus vegetal), de la estructura de la vegetación (altura máxima del estrato herbáceo, altura media del estrato herbáceo) y de la riqueza en especies de plantas, a escala de cuadrado de 20 cm x 20 cm (plot) y del conjunto de 10 cuadrados de una misma parcela de 10 m x 10 m (DR). Los datos corresponden al muestreo pre-tratamiento de 2020 para los tramos de referencia (REF) y embastecidos (OVG).

La figura 20 (arriba a la izquierda) muestra la situación pre-tratamiento en 2020, tomando las 10 parcelas de referencia y una submuestra de 10 parcelas embastecidas (una por tramo de vía pecuaria). Se puede constatar que no hay apenas diferencia en suelo desnudo entre uno y otro estado. En la figura 21 se presentan los valores finales registrados en 2024, para los que tampoco hay diferencias reseñables. Por otro lado, las figuras 20 y 21 muestran la evolución de otras variables informativas del estado de la superficie, como son las coberturas de musgo, liquen y detritus. El musgo parte desde una situación de clara inferioridad en las parcelas embastecidas respecto a los referentes, que no se corrige

con claridad con los tratamientos, si bien es cierto que los referentes de 2023 muestran una gran variabilidad. La cobertura de líquen es muy escasa en la zona de intervención, por lo que es difícil realizar valoraciones. La cobertura de detritus (materia orgánica muerta), que en un principio era muy superior en los tramos embastecidos, se corrige con claridad con el tratamiento de pastoreo.

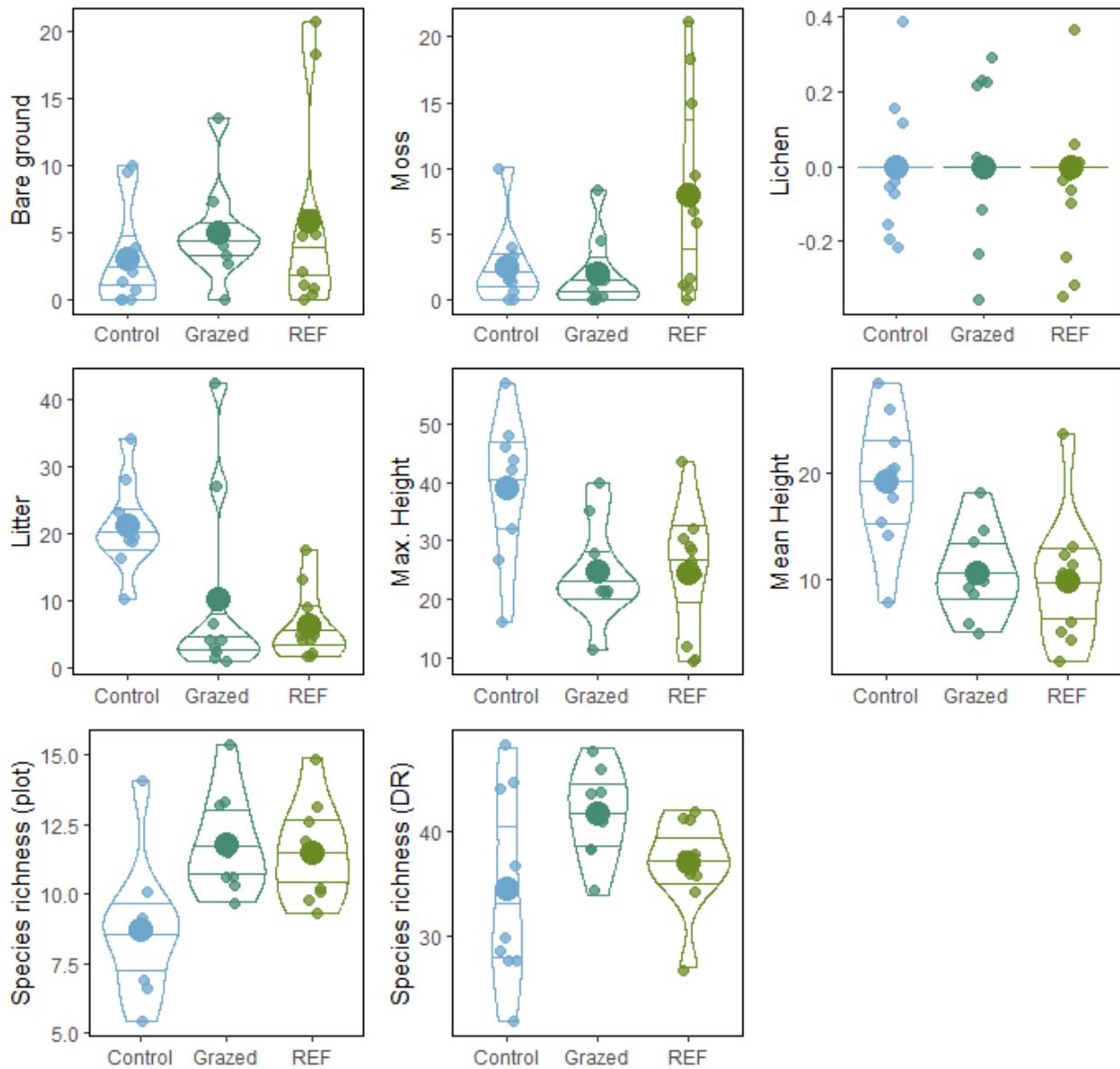


Figura 21. Gráficos de violín para diversas variables indicadoras del estado de la cobertura vegetal (porcentaje de suelo desnudo, cobertura de musgo, cobertura de líquen, cobertura de detritus vegetal), de la estructura de la vegetación (altura máxima del estrato herbáceo, altura media del estrato herbáceo) y de la riqueza en especies de plantas, a escala de cuadrado de 20 cm x 20 cm (plot) y del conjunto de 10 cuadrados de una misma parcela de 10 m x 10 m (DR). Los datos corresponden al muestreo post-tratamiento de 2024 para los tramos de referencia (REF) y embastecidos, desglosados estos últimos según los tratamientos aplicados: control y pastoreo (Grazed).

Biomasa herbácea.

El seguimiento de la biomasa se realizó mediante un muestreo sobre 10 cuadrados de 20 cm x 20 cm distribuidos aleatoriamente en cada parcela. Al igual que en el caso de los pastizales erosionados, en cada cuadrado se segó la biomasa herbácea aérea, y el material recogido se secó en una estufa a 70°C durante 48h, y posteriormente se pesó en una balanza de precisión. El muestreo se repitió cinco veces: en 2020 (medida pre-tratamiento), 2021, 2022, 2023 y 2024, y siempre en primavera tardía.

La figura 22 muestra que las parcelas embastecidas muestran más biomasa que los referentes en 2020, situación que se corrige progresivamente para las parcelas pastoreadas, si bien es destacable la magnitud de las fluctuaciones entre años.

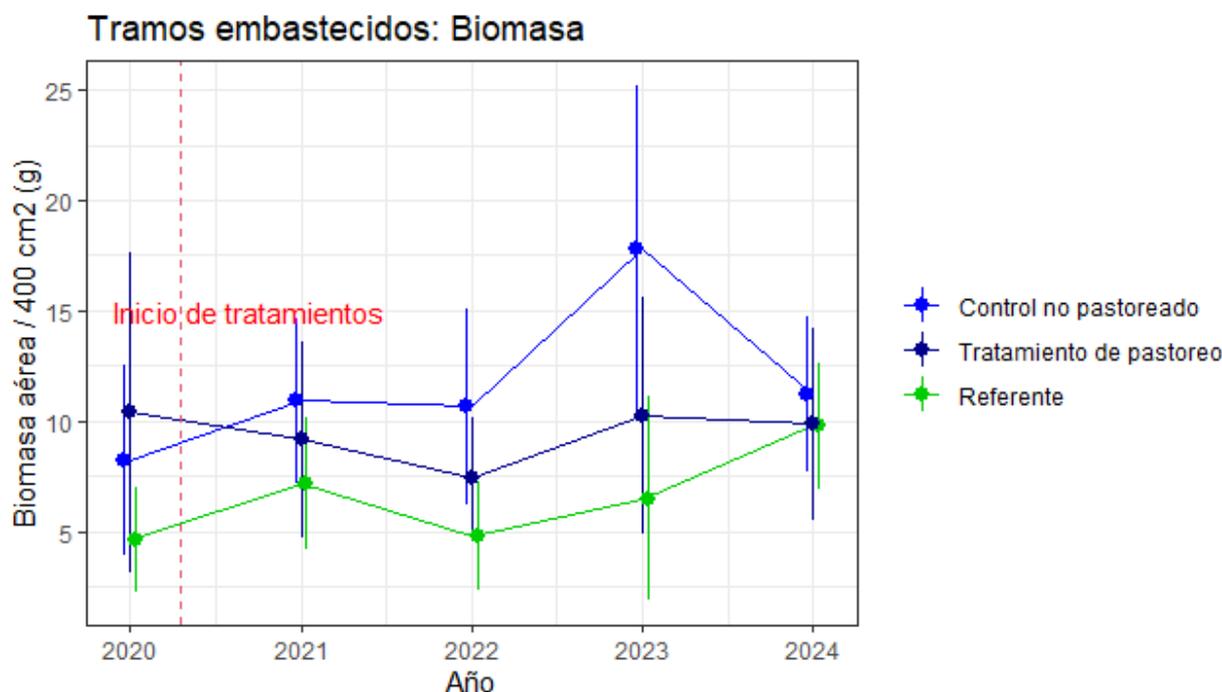


Figura 22. Evolución de la biomasa aérea en parcelas de referencia y parcelas embastecidas sometidas a tratamientos de pastoreo y controles no intervenidos. Los valores son los promedios (barras de error: desviaciones estándar) obtenidos de los valores de cada parcela, que a su vez son los promedios de 10 cuadrados de 20 cm x 20 cm.

Por otro lado, en las figuras 20 y 21 se puede observar tanto el punto de partida en 2020 de las variables *altura media* y *altura máxima* como la respuesta medida en 2024 tras los tratamientos experimentales. Las parcelas embastecidas presentan una altura del estrato herbáceo mucho más elevada que los referentes en 2020, situación que se ha corregido en 2024 para las parcelas pastoreadas, cuya altura ya es semejante a la de los referentes.

Comunidades de pastizal: composición taxonómica.

La vegetación de cada parcela se muestreó mediante 10 cuadrados de 20 cm x 20 cm distribuidos aleatoriamente, y con una periodicidad bianual (2020 como medida pre-tratamiento, 2022 y 2024), realizándose las mediciones siempre en primavera. La cobertura de cada especie se estimó de forma semicuantitativa, transformándose los valores posteriormente al punto medio de cada intervalo obteniéndose un valor promedio final para cada especie y parcela.

La figura 23 muestra una ordenación en dos dimensiones de las composiciones específicas (basadas en coberturas) registradas durante el periodo de monitoreo, realizada a través de la técnica del escalado multidimensional. La ordenación no permite discriminar con claridad ni diferencias composicionales en el punto de partida ni patrones de respuesta claros a los tratamientos experimentales. La figura 24, que muestra los promedios de los grupos, corrobora esta ausencia de patrón.

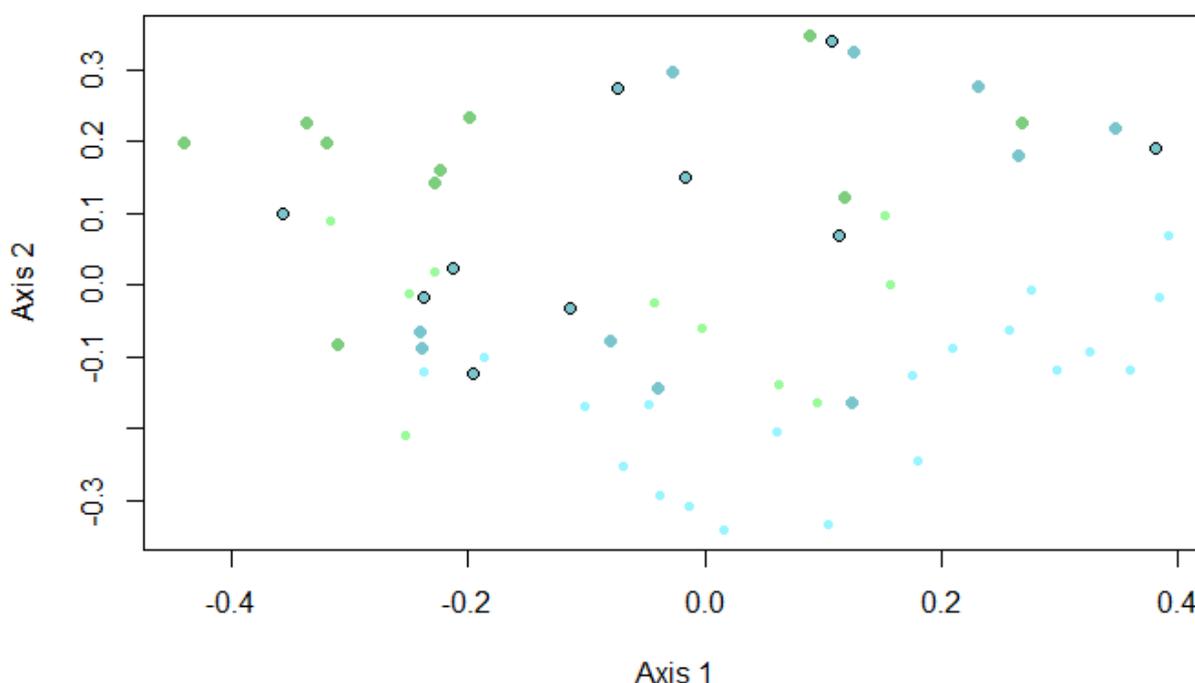


Figura 23. Escalado multidimensional de la composición florística de las parcelas de referencia y embastecidas para los años 2020 y 2024, basado en distancias de Bray-Curtis entre las parcelas. Verde: referencias; azul: tramos embastecidos. Los círculos pequeños y con colores claros representan las observaciones de 2020, y los círculos grandes y con colores oscuros las de 2024. En las observaciones de 2024 de los tramos embastecidos en los que se realizó un pastoreo se ha marcado la circunferencia en negro.

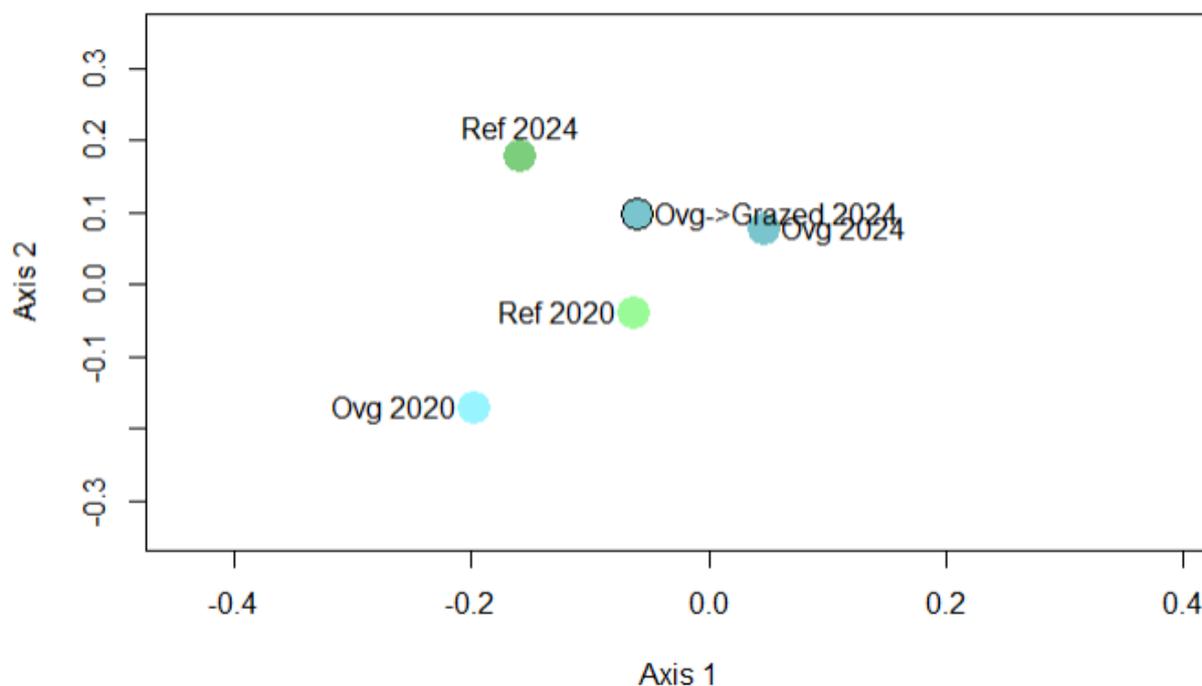


Figura 24. Centroides de los 6 grupos de observaciones representados en la figura 10. Verde: referencias; azul: tramos embastecidos. Los círculos pequeños y con colores claros representan las observaciones de 2020, y los círculos grandes y con colores oscuros las de 2024. En las observaciones de 2024 de los tramos embastecidos en los que se realizó un pastoreo se ha marcado la circunferencia en negro.

En cuanto a la riqueza en especies vegetales, la figura 21 (dos últimos gráficos) muestra el estado inicial en 2020 y la figura 22 (dos últimos gráficos) el estado final en 2024, una vez concluidos los tratamientos contemplados en el periodo de actividad del proyecto. En 2020 la diversidad de las vías pecuarias afectadas por procesos de embastecimiento era sensiblemente inferior a la de las vías pecuarias de referencia, tanto a escala de cuadrado de 20 cm x 20 cm como a escala de parcela (conjunto de 10 cuadrados). En 2024 se puede constatar que esta diferencia persiste para las parcelas control, a la vez que se reduce mucho para las pastoreadas. Por tanto, aunque no se produzcan cambios composicionales reseñables (como atestiguan los escalados multidimensionales), la acción del ganado favorece la presencia de un mayor número de especies, a través de mecanismos tales como la mayor iluminación de los estratos inferiores, lo que permite una mayor coexistencia de especies de distintos hábitos.

Comunidades de hormigas: composición taxonómica.

La comunidad de hormigas se muestreó con el mismo método empleado para el seguimiento de las vías pecuarias erosionadas (2 trampas pit-fall por parcela, de un diámetro de unos 7 cm, que se rellenaron con una mezcla 70:30 en volumen de etanol y mono-etilenglicol y permanecieron 7 días en campo; figura 9). El muestreo se realizó en el mes de julio y se repitió dos veces, la primera de ellas (pre-tratamiento) en 2020 y la segunda (post-tratamiento) en 2023.

La respuesta de la comunidad de hormigas se analizó teniendo en cuenta tanto la riqueza en especies (número de especies detectadas para el conjunto de las dos trampas de una misma parcela) como la composición específica de la comunidad, entendiendo como tal la lista de especies identificada en cada parcela. En lo que a la riqueza se refiere, la figura 25 muestra tanto la situación de partida de 2020 (izquierda) como el resultado observado en 2023, desglosando los distintos tratamientos experimentales. Puede constatarse que los tramos embastecidos presentaban riquezas algo más bajas en 2020 que los tramos de referencia, diferencia que tiende a corregirse para el tratamiento de pastoreo en 2023.

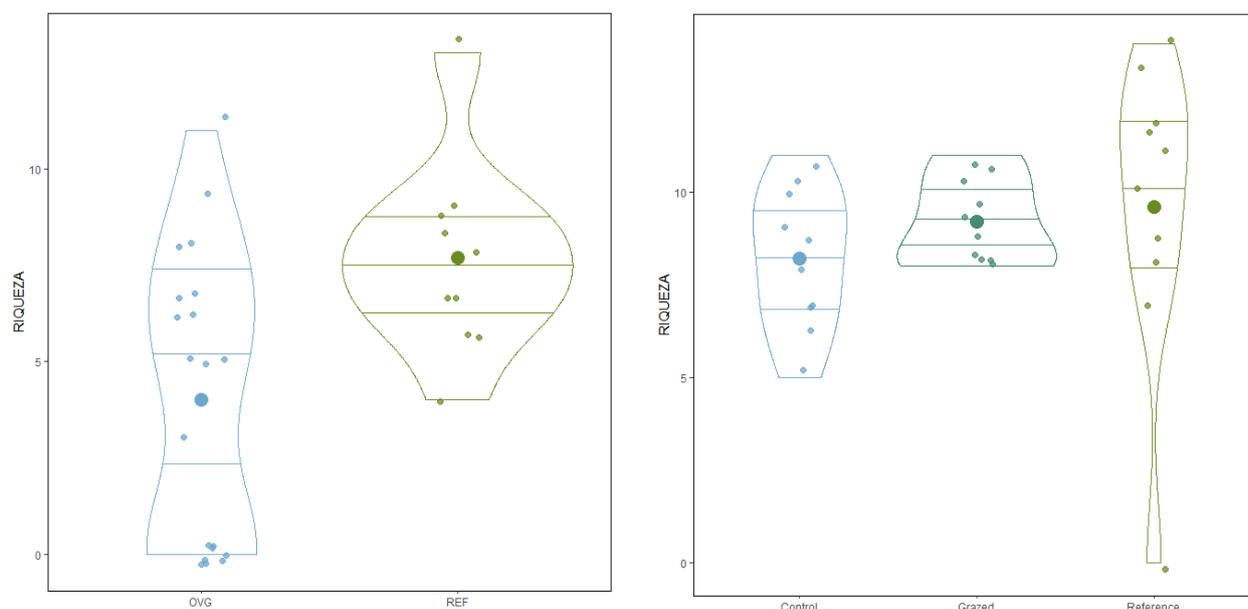


Figura 25. Izquierda: Gráfico de violín para la riqueza de especies de hormiga observados en el muestreo pre-tratamiento de 2020 para los tramos de referencia (REF) y embastecidos (OVG). Derecha: Gráfico de violín para la riqueza de especies de hormigas observada en el muestreo post-tratamiento de 2023 para los tramos de referencia (REF) y embastecidos, desglosados estos últimos según los tratamientos aplicados: control y pastoreo (Grazed).

Estos efectos, sin embargo, no fue visible para la composición de las comunidades de hormigas. La figura 26 muestra una ordenación en dos dimensiones de las composiciones específicas registradas en 2020 (pre-tratamiento) y 2023 realizada a través de la técnica del escalado multidimensional. La ordenación

no permite comprobar ningún patrón de segregación claro, lo que se confirma en la figura 27, que es una versión simplificada de la ordenación antes descrita, en la que se muestran los promedios del conjunto de parcelas de un mismo tipo.

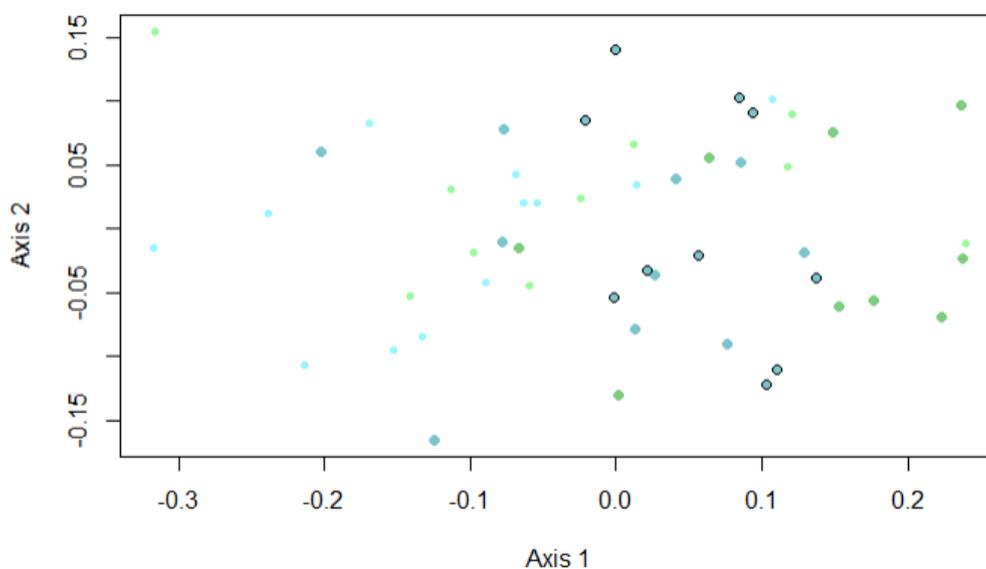


Figura 26. Escalado multidimensional de la composición taxonómica de la comunidad de hormigas de las parcelas de referencia y embastecidas para los años 2020 y 2023, basado en distancias de Bray-Curtis entre las parcelas. Verde: referencias; azul: tramos embastecidos. Los círculos pequeños y con colores claros representan las observaciones de 2020, y los círculos grandes y con colores oscuros las de 2023. En las observaciones de 2023 de los tramos embastecidos en los que se realizaron pastoreos se ha marcado la circunferencia en negro.



Figura 27. Centroides de los 4 grupos de observaciones representados en la figura 26. Verde: referencias; azul: tramos embastecidos. Los colores claros representan las observaciones de 2020, y los colores oscuros las de 2023. En las observaciones de 2023 de los tramos embastecidos en los que se realizaron pastoreos se ha marcado la circunferencia en negro.

Comunidades de coleópteros: composición taxonómica.

Los coleópteros se muestrearon con el mismo tipo de trampas pit-fall descritas en la sección dedicada a las comunidades de hormigas. El muestreo se realizó en el mes de julio y se repitió dos veces, la primera de ellas (pre-tratamiento) en 2020 y la segunda (post-tratamiento) en 2023.

Al igual que con las hormigas, se tuvo en cuenta tanto la riqueza en especies (número de especies detectadas para el conjunto de las dos trampas de una misma parcela) como la composición específica de la comunidad, entendiendo como tal la lista de especies identificada en cada parcela.

La figura 28 muestra que, en el momento pre-tratamiento, las riquezas de especies eran ya muy similares en los tramos erosionados y en los degradados. El resultado observado en 2023 es también muy similar para todos los tratamientos. Tampoco se observan efectos a nivel de composición de las comunidades asociables al estado de conservación o a los tratamientos, sino más bien al año de muestreo (figuras 29 y 30). Es probable que, debido a su radio de campeo, más elevado que el de las hormigas, los coleópteros sean un grupo menos adecuado para la detección de efectos a escalas pequeñas (como es el caso que nos ocupa), a la vez que muestran una mayor variabilidad entre años.

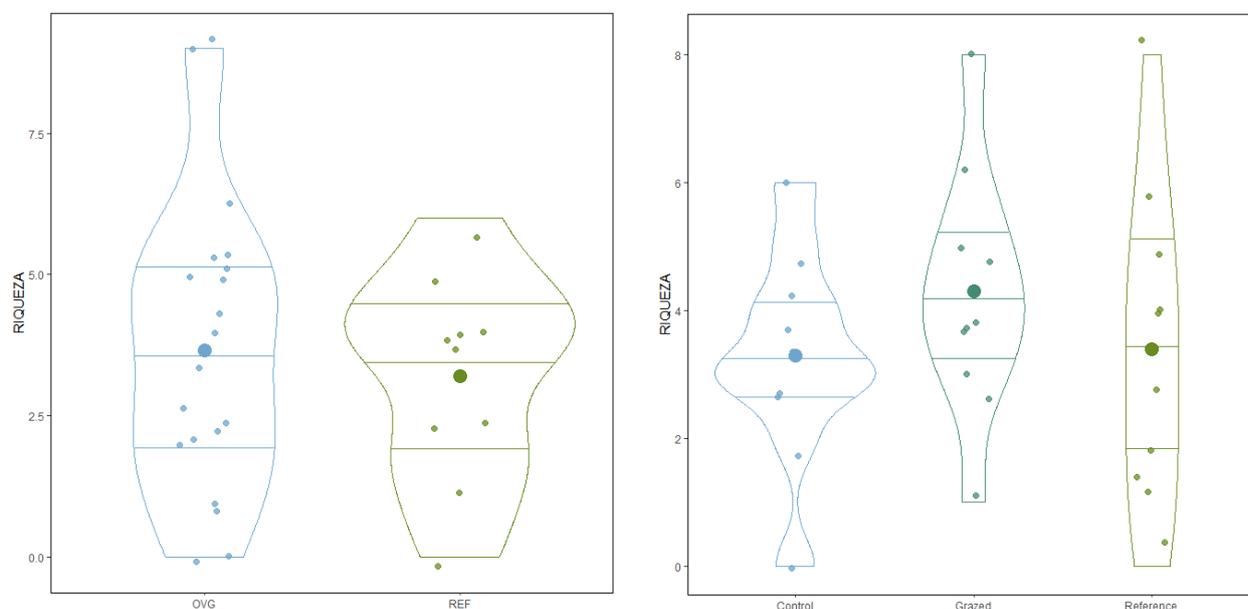


Figura 28. Izquierda: Gráfico de violín para la riqueza de coleópteros observados en el muestreo pre-tratamiento de 2020 para los tramos de referencia (REF) y embastecidos (OVG). Derecha: Gráfico de violín para la riqueza de coleópteros observada en el muestreo post-tratamiento de 2023 para los tramos de referencia (REF) y embastecidos, desglosados estos últimos según los tratamientos aplicados: control y pastoreo (grazed).

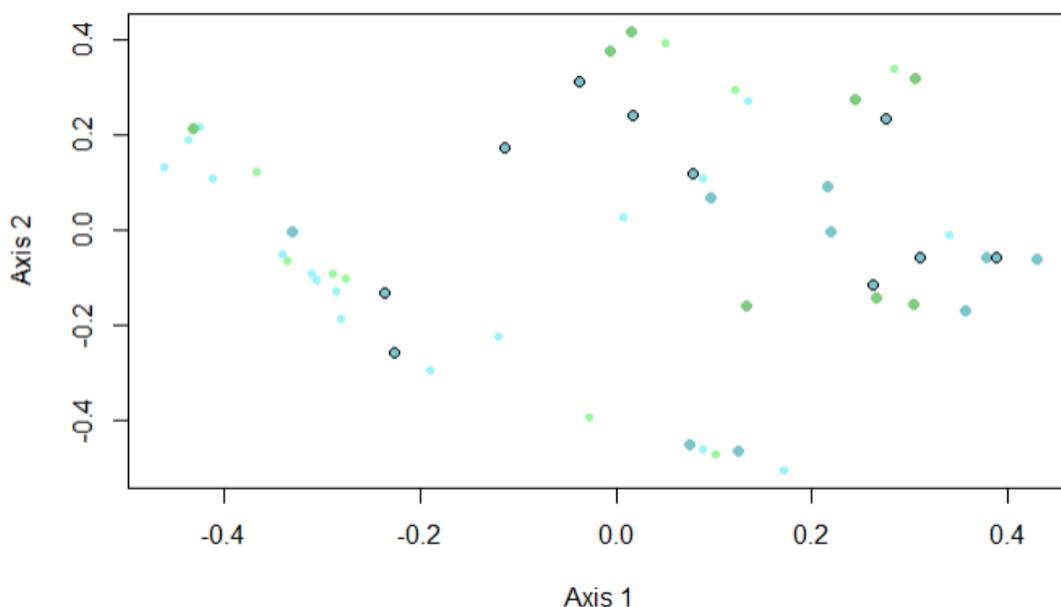


Figura 29. Escalado multidimensional de la composición taxonómica de la comunidad de coleópteros de las parcelas de referencia y embastecidas para los años 2020 y 2023, basado en distancias de Bray-Curtis entre las parcelas. Verde: referencias; azul: tramos embastecidos. Los círculos pequeños y con colores claros representan las observaciones de 2020, y los círculos grandes y con colores oscuros las de 2023. En las observaciones de 2023 de los tramos embastecidos en los que se realizaron pastoreos se ha marcado la circunferencia en negro.

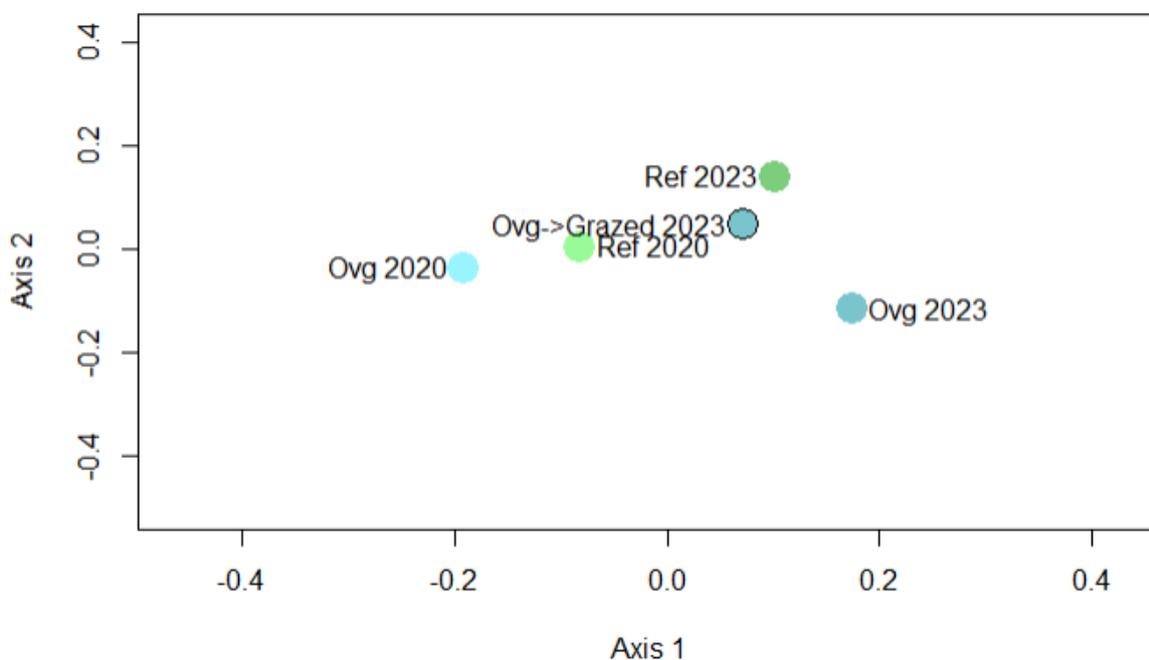


Figura 30. Centroides de los 4 grupos de observaciones representados en la figura 29. Verde: referencias; azul: tramos embastecidos. Los colores claros representan las observaciones de 2020, y los colores oscuros las de 2023. En las observaciones de 2023 de los tramos embastecidos en los que se realizaron pastoreos se ha marcado la circunferencia en negro.

4. Comunidades de reptiles en tapias de piedra seca.

Con objeto de evaluar la efectividad de las actuaciones (muros y grandes piedras en el suelo) realizadas en las vías pecuarias de Madrid para proveer refugio a reptiles (lacértidos y salamansas principalmente), se planteó un muestreo sistemático en los 25 lugares de actuación del proyecto. Dada la aparente falta de potenciales refugios para estos vertebrados en las vías pecuarias del área de estudio detectada en la prospección previa, se hipotetizaba que estas nuevas estructuras serían colonizadas y se convertirían en refugios y/o pequeñas áreas núcleo de estos taxones para su entorno próximo.

El muestreo en cada uno de los sitios consistió en la revisión visual de dos transectos de 200 m de longitud y 15-20 m de anchura, correspondientes a las situaciones “actuación” y “control”, ubicado éste a mínimo un 300m de distancia sobre la misma vía pecuaria (Figura 31). Para realizar los muestreos se eligieron días soleados, trabajando desde primera hora de la mañana hasta el mediodía o media tarde (con temperaturas en el rango 16°C-26°C), evitando los momentos de más calor en que disminuyen su actividad termorregulatoria.

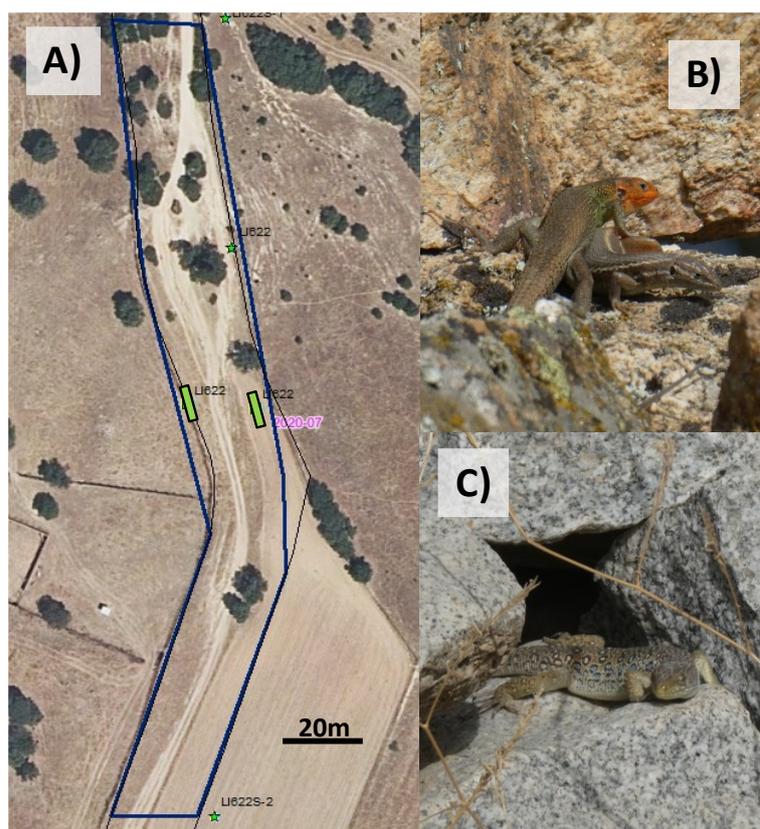


Figura 31. A) Ejemplo de definición de un transecto de muestreo sobre la ortoimagen a escala 1:5000 del PNOA, utilizado en campo para delimitar el área de trabajo. Se muestran en azul el polígono que limita el área de prospección y en verde los dos muros experimentales (Ortoimagen del geoportal <https://idem.madrid.org/>). B) Pareja de *Psammotromus algirus* fotografiados en un muro de piedra seca antiguo. C) Ejemplar de *Timon lepidus* detectado en un muro experimental. (Fotografías B y C, C. Mata-TEG UAM).

El muestreo se prolongaba en cada transecto durante 30 minutos, tiempo durante el cual se revisa de forma sistemática el área en la que se encuentran las tapias y piedras, y todo su entorno (o un área equivalente en las zonas control). Para el trabajo de campo se utilizaron imágenes aéreas de detalle de modo que es posible controlar en campo la banda de muestreo (figura 31 A), y no se levantaron piedras ni se perturbó el lugar dado el carácter permanente de las parcelas de muestreo. En cada observación (figura 31 B, C) se tomó nota de la especie observada, hábitat en que se encuentra, y del uso o distancia respecto de los muros y/o piedras que conforman la actuación. Además de estos 25 sitios, se han seleccionado 7 tramos de 200m de muros antiguos de piedra seca en las proximidades de las zonas de actuación, en los que se hicieron muestreos similares de reptiles a fin de disponer de información de referencia del uso de este tipo de estructuras en situaciones no experimentales.

En las primaveras de 2021, 2022, 2023 y 2024; y los correspondientes otoños (excepto 2024) se han muestreado estas áreas, pudiendo constatarse una colonización progresiva de los muros experimentales (figura 32A). El primer año tras la construcción de los muros (5 meses después de ponerse en pie) se constató la presencia de reptiles en los tres muros de uno de los sitios; concretamente dos fueron ocupados por *Tarentola mauritanica* y uno por *Podarcis virescens*. Posteriormente, la colonización ha resultado bastante generalizada, habiéndose detectado algún reptil en los muros de 15 de los 25 lugares en que se han instalado; y contabilizándose un total de 82 observaciones de este tipo (el 24,8% de todas las observaciones realizadas). Las dos especies mencionadas son las que finalmente se han encontrado en más muros experimentales, y en mayores números (Figura 32B). De una forma mucho más puntual se han encontrado en los muros individuos de *Psammodromus algirus*, *Timon lepidus* y *Malpolon monspessulanus*.

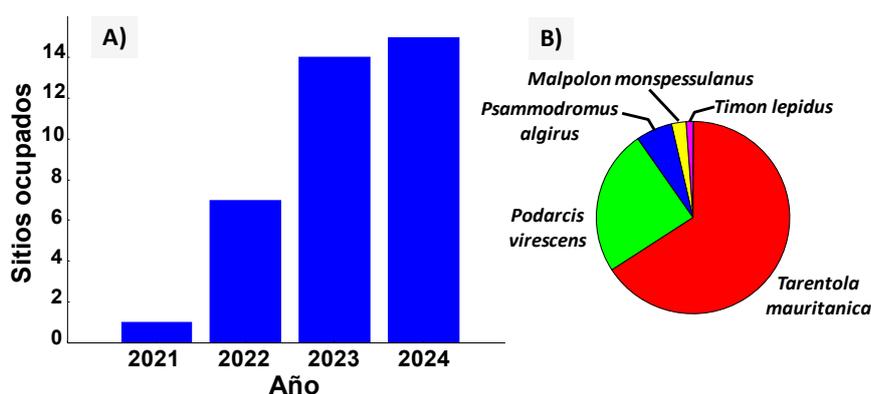


Figura 32. Resultados básicos de la colonización de muros experimentales por reptiles. A) Número de sitios experimentales en los que se detectaron reptiles utilizando los muros instalados. B) Reparto entre especies de las 82 observaciones de reptiles realizadas en muros experimentales en el conjunto de las campañas de muestreo.

Como consecuencia del asentamiento de reptiles en los muros experimentales (y de modo mucho menos relevante en las grandes piedras utilizadas para limitar la circulación por fuera de la pista), la

abundancia de éstos en los transectos experimentales se ha ido elevando hasta aproximarse a la detectada en zonas con muros de piedra seca antiguos. Así, en los transectos con muros experimentales se detectaron alrededor de 0,4 individuos/transecto en los dos primeros años; y esta cifra subió hasta los 2,2 y 2,6 individuos por transecto el tercer y cuarto años, respectivamente. Por el contrario, las abundancias de reptiles en los transectos control se han mantenido relativamente estables, oscilando entre 0,2 y 0,6 individuos/muestra. A modo de comparación, en los transectos con muros antiguos se han detectado entre 2,1 y 4,1 individuos/muestra. Este efecto se vincula mayoritariamente con el asentamiento de especies rupícolas/fisurícolas de los géneros *Podarcis* y *Tarentola* (figura 33), si bien se ha comprobado también la ocupación de los muros del proyecto por especies mucho menos abundantes como *Timon lepidus* o *Malpolon mospessulanus*. El caso de *Tarentola* es muy destacable, por cuanto (siendo una especie poco estudiada) es considerada una especie más común en asentamientos humanos que en entornos rurales, y durante los muestreos se han encontrado de forma recurrente en los muros, y en varias ocasiones hasta 4 salamanguetas simultáneamente ocupando un mismo muro del proyecto de apenas 7m de longitud.

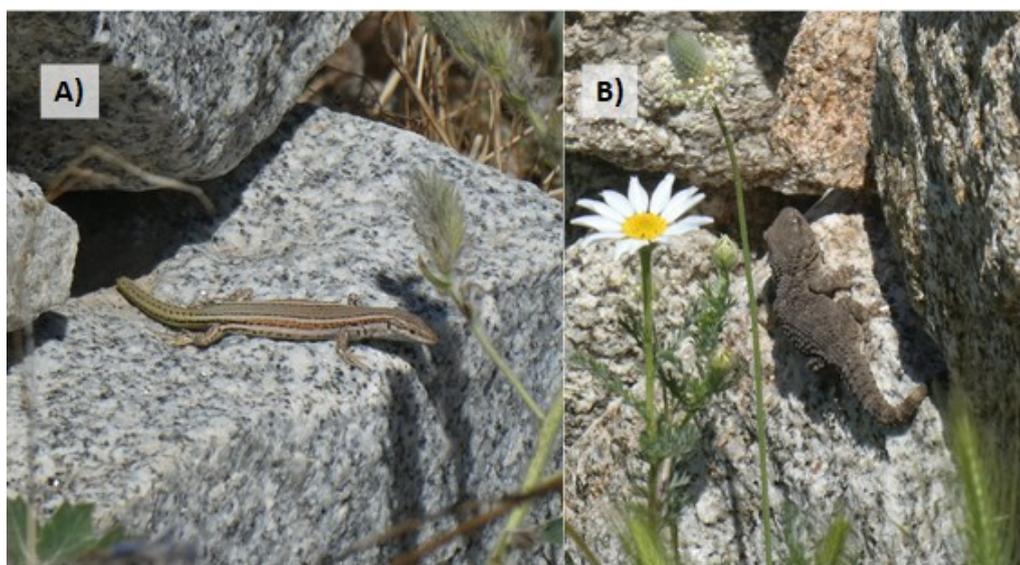


Figura 33. El seguimiento realizado durante el proyecto muestra que las tapias de piedra seca son rápidamente colonizadas por dos especies comunes de reptiles, como *Podarcis virescens* (A) y *Tarentola mauritanica* (B); aumentando con ello la abundancia local de dichas especies en los tramos de vías pecuarias intervenidos.

Por tanto, se puede concluir que la construcción de muros de piedra seca en tramos de vías pecuarias que no disponían de estructuras de este tipo es un procedimiento efectivo para proveer refugio a los reptiles; que no tardan en ocuparlos y establecer núcleos poblacionales en su entorno. De hecho, esta situación se refleja en un incremento local de la abundancia de reptiles en torno a las tapias, que es patente una vez transcurridos 2-3 años de su construcción.

5. Conclusiones generales

Las actuaciones de restauración ecológica llevadas a cabo en el marco del proyecto LIFE CAÑADAS han demostrado ser efectivas en la restauración de pastizales erosionados y embastecidos en vías pecuarias de la Comunidad de Madrid. A través de intervenciones específicas, como el bloqueo del paso de vehículos fuera de los viales habilitados para tal fin en los tramos de vías pecuarias, el descompactado del terreno y el uso de ganado para el pastoreo, se ha logrado una significativa recuperación de estos hábitats. Las parcelas tratadas mostraron una mejora significativa, acercándose a las condiciones de referencia, lo que subraya la eficacia de la aproximación de restauración ecológica utilizada en el proyecto LIFE CAÑADAS.

La instalación de muros de piedra seca para proporcionar refugio a los reptiles también ha sido una medida muy exitosa. La rápida colonización de estas estructuras por especies como *Podarcis virescens* y *Tarentola mauritanica* ha incrementado la abundancia local de reptiles en las vías pecuarias restauradas. Esto sugiere que la incorporación de elementos estructurales para la mejora en la disponibilidad de hábitat puede ser una estrategia efectiva para mejorar la biodiversidad y aumentar la biodiversidad de la fauna local.

Además, el seguimiento de comunidades de invertebrados como hormigas y coleópteros mostró que los tratamientos de restauración llevados a cabo en el proyecto también tuvieron efectos positivos sobre estos grupos. Las parcelas que recibieron tratamientos de pastoreo y descompactado presentaron una mayor riqueza de especies en comparación con las parcelas control, indicando que estas prácticas no solo restauran la vegetación, sino que también favorecen la diversidad de invertebrados.

En resumen, los resultados obtenidos a lo largo del proyecto LIFE CAÑADAS evidencian que las intervenciones de restauración ecológica pueden tener efectos positivos duraderos. Estos resultados son de gran importancia para abordar la gestión, conservación y restauración de vías pecuarias.