

Promoción de la actividad silvopascícola mediante el uso de vallados virtuales como base al control del desarrollo del estrato arbustivo de sotobosque

Ainhoa Urkijo^{1,*} , Andrea Martínez-Arribas¹, Lucía Varela-Castro¹ , Ibone Ametzaga-Arregi² , Isabel Albizu¹ 

(1) Departamento de Conservación de Recursos Naturales, NEIKER – Instituto Vasco de Investigación y Desarrollo Agrario, Basque Research and Technology Alliance (BRTA), Spain.

(2) Departamento de Biología Vegetal y Ecología, Universidad del País Vasco (UPV/EHU), Spain.

* Autora de correspondencia / Corresponding author: A. Urkijo [aurkijo@neiker.eus]

> Recibido / Received: 20/11/2025 – Aceptado / Accepted: 12/06/2026

Cómo citar / How to cite: Urkijo, A., Martínez-Arribas, A., Varela-Castro, L., Ametzaga-Arregi, I., & Albizu, I. (2026). Promover la actividad silvopascícola mediante el uso de vallados virtuales como base al control del desarrollo del estrato arbustivo de sotobosque. *Ecosistemas* 35(3): 3148. <https://doi.org/10.7818/ECOS.3148>

Promoción de la actividad silvopascícola mediante el uso de vallados virtuales como base al control del desarrollo del estrato arbustivo de sotobosque

Resumen: En los últimos años se está dando una tendencia al abandono rural que promueve la matorralización de pastos y sotobosques, lo que, junto con el cambio climático, aumenta el riesgo de incendios. En este contexto, el objetivo de este estudio es promover la adopción de prácticas silvopascícolas para el control del desarrollo del estrato arbustivo de sotobosque mediante el uso de vallados virtuales que atraigan al sector ganadero. Este ensayo se realizó en dos ecosistemas forestales en Orozko (*Pinus radiata*) (Bizkaia) y en Jauregi (*Quercus faginea*) (Araba), donde se introdujeron vacas Terreñas y ovejas Sasiardi, respectivamente, en otoño de 2023 y 2024. Los muestreos se realizaron en parcelas de pastoreo y control (estas últimas delimitadas mediante vallados virtuales). En cada parcela se analizó la cantidad de biomasa, la cobertura de los grupos funcionales de vegetación, y su relación con la actividad del ganado durante el periodo de pastoreo. El ganado vacuno redujo la biomasa de helecho y evitó el desarrollo de la argoma (*Ulex gallii*), por fricción mecánica. Su actividad se correlacionó positivamente con la cobertura de gramíneas y graminoides, y negativamente con el musgo. El ganado ovino redujo la cobertura de zarzas y especies arbustivas, aunque su actividad se correlacionó positivamente con estos grupos, lo cual indica su capacidad de alimentarse de esta vegetación. En conclusión, el silvopastoralismo en combinación con el uso de vallados virtuales es una práctica con un alto potencial para el control de la matorralización del sotobosque, lo que permite reducir el riesgo de incendio.

Palabras clave: biomasa; despoblamiento rural; matorralización; nuevas tecnologías

Promoting livestock silvopastoral activity through the use of virtual fences as a basis for the control of the development of the understory shrubs

Abstract: In recent years, a trend toward rural abandonment has emerged, promoting the encroachment of scrubland and understory, which, together with climate change, has increased the risk of wildfires. Therefore, the objective of this study was to promote silvopastoral practices to control the development of the understory vegetation through the use of new tools such as virtual fences, which could also be useful to attract the livestock sector. This work was conducted in two forest ecosystems in Orozko (*Pinus radiata*) (Bizkaia) and Jauregi (*Quercus faginea*) (Araba), where Terreña cattle and Sasiardi sheep were introduced, respectively, in autumn of 2023 and 2024. Samples were taken from grazed and control plots (the latter delimited by virtual fencing). In each plot biomass quantity, the cover of the vegetation functional groups, and their correlation with livestock activity was assessed. Cattle reduced fern biomass and prevented the development of the gorse (*Ulex gallii*) by trampling. Besides, their activity was positively correlated with graminoids and graminoids and negatively correlated with moss. Sheep reduced bramble and total shrub cover, although their activity was positively correlated with these groups, indicating their ability to feed on this vegetation. In conclusion, silvopastoralism combined with the use of virtual fences is a practice with high potential for controlling understory scrub encroachment, thereby reducing the risk of wildfires.

Keywords: biomass; new technologies; rural depopulation; shrub encroachment

Introducción

Para 2030 se espera que en la Unión Europea se abandone la gestión de un 2.9 % de la superficie agrícola útil (Schuh et al., 2020), lo cual es indicativo del auge del fenómeno de despoblamiento rural. Este proceso trae consigo el abandono de la actividad y gestión de los terrenos forestales, agrícolas y ganaderos (Lasanta et al., 2017; Schuh et al., 2020) y de las razas de ganado autóctonas (Velado-Alonso et al., 2020). Pero no solo eso, también se asocia a la pérdida de la cultura y el conocimiento tradicional agrarios (Quintas-Soriano et al., 2023), esenciales para la gestión sostenible del entorno (Quintas-Soriano et al., 2023).

En sistemas de montaña, el abandono rural se relaciona con extensos procesos de matorralización, tanto de los pastos, como de los sotobosques de los ecosistemas forestales (Busqué et al., 2016), lo que disminuye la heterogeneidad del paisaje (MacDonald et al., 2000; Bracchetti et al., 2012; Schneider y Hering, 2024) y aumenta la cantidad de biomasa combustible (Pausas y Fernández-Muñoz, 2012). Esto supone un riesgo en el escenario de cambio climático en el que nos encontramos (Doblas-Miranda et al., 2017), donde la severidad de los incendios forestales ha aumentado (MITECO, 2022). Así, entre las medidas más comunes para hacer frente a la matorralización están los desbroces mecánicos del estrato arbustivo (Ferrer et al., 2001; Kirkland et al., 2024), las quemadas prescritas y el propio pastoreo. En este contexto, la ganadería extensiva y el silvopastoralismo (el pastoreo bajo arbolado) resultan de especial interés para paliar toda esta problemática, siendo además prácticas con un gran potencial para fomentar la actividad ganadera debido a su rentabilidad económica (Lloret et al., 2024) o la diversificación de la producción (O'Grady et al., 2024).

La planificación del manejo del silvopastoralismo ha de considerar diversas características del ecosistema forestal como la especie, estructura o densidad arbórea. Resulta igual de importante la elección de la especie de ganado, puesto que cada una tiene diferentes hábitos alimenticios y preferencias, y la carga ganadera (Putfarken et al., 2008; Shingu et al., 2010; Vidal-Cardos et al., 2025). Asimismo, la raza ganadera es de suma importancia, ya que las autóctonas están mejor adaptadas al entorno y pueden, por ello, hacer un mayor uso de los recursos naturales del paisaje (Hoffmann 2013). Por último, la estacionalidad de la campaña ganadera también afecta a la tendencia natural del ganado a adentrarse en los ecosistemas forestales, ya que en función de la época del año los ecosistemas forestales pueden tener una diferente fenología. Ejemplo de ello serían los bosques de especies de hoja caduca tardía que pueden tener una mayor producción del estrato herbáceo en primavera (Graves et al., 2009), como algunos bosques de *Quercus* spp. (Taüll et al., 2012). Considerando esta estacionalidad, cabe destacar que el otoño puede ser una época propicia para el silvopastoralismo (Taüll et al., 2012; Urkijo et al., 2023), debido al agotamiento de los recursos herbáceos en los pastos abiertos (Mandaluniz et al., 2009) y a la producción de recursos alternativos como los frutos en los bosques.

Pese a los diversos beneficios que conlleva el silvopastoralismo (como la reducción del riesgo de incendio (Rouet-Leduc et al., 2021; Batcheler et al., 2024)) y su larga tradición (como los sistemas de Dehesa), las normativas actuales todavía no incluyen definiciones claras para esta práctica (den Herder et al., 2017; Mosquera-Losada et al., 2018) y no existen pautas concretas para una gestión silvopascícola sostenible que respete el funcionamiento y la regeneración natural del bosque (O'Grady et al., 2024). Por ello, son varios los proyectos y estudios que buscan suplir esta falta y ejemplo de ello son el LIFE AgroForAdapt (LIFE20 CCA/ES/001682), que se centra en la adaptación al cambio climático en agroecosistemas agrícolas y forestales en las zonas mediterráneas de la península ibérica, o el LIFE SILFORE (LIFE21-CCA-ES-LIFE SILFORE/101074445), que estudia distintos sistemas silvopastorales de la zona atlántica de la península ibérica como medida de mitigación del riesgo de incendio, entre otros.

La irrupción de las nuevas tecnologías en el sector ganadero podría facilitar la adopción de una gestión silvopascícola, contribuyendo de manera indirecta, además, a mantener la actividad ganadera en las zonas rurales. Los vallados virtuales son un ejemplo de estas nuevas herramientas que se están implementando, los cuales permiten una gestión del pastoreo mediante datos de geoposicionamiento y sin necesidad de cierres físicos. Estos dispositivos funcionan vía satelital en base a límites virtuales que el/la ganadero/a diseña: cuando el ganado se acerca a estos límites los dispositivos emiten unas señales sonoras primero y un pulso eléctrico después, en caso de haber ignorado las sonoras, para hacer retroceder al animal. Por ello, en los últimos años muchos estudios se han centrado en probar estos dispositivos, concluyendo que podrían ser eficientes para la gestión del pastoreo (Campbell et al., 2019; Kearton et al., 2019; Lomax et al., 2019; Campbell et al., 2020; Marini et al., 2020; Hamidi et al., 2021; Langworthy et al., 2021; Aaser et al., 2022). Aun así, al estar en desarrollo, es necesario seguir estudiando su efecto en el bienestar de los animales (Kearton et al., 2019; Verdon et al., 2021; Wilms et al., 2024) y en el diferente funcionamiento que podrían tener en las distintas especies y razas de ganado, así como en los diferentes tramos de edad (Verdon y Rawnsley, 2020).

La combinación del silvopastoralismo con estas nuevas tecnologías puede ser de gran utilidad tanto para la gestión silvícola como para fomentar la ganadería en los espacios forestales, animando a los/as ganaderos/as a explorar nuevas metodologías y diferentes agroecosistemas. Además, esta combinación contribuiría al control de procesos de matorralización del sotobosque (Öllerer et al., 2019; Rouet-Leduc et al., 2021) y a la reducción de riesgo de incendio, mayor en algunas plantaciones forestales alóctonas que por sus características fisiológicas podrían tener una mayor facilidad para arder (Cruz et al., 2024; Nunes et al., 2005). De esta manera, este estudio plantea como objetivo principal: la evaluación del efecto del silvopastoralismo sobre el desarrollo del estrato arbustivo de sotobosque y su papel en la disminución del riesgo de incendio mediante la cuantificación de la biomasa de sotobosque y la monitorización de los grupos funcionales de vegetación. Así, se espera que la cobertura y biomasa de las especies arbustivas del sotobosque disminuyan como consecuencia del pastoreo. Al mismo tiempo, también se plantea evaluar la viabilidad de los vallados virtuales para la gestión del pastoreo bajo arbolado.

Metodología

Área de estudio

Este estudio se realizó en el contexto del proyecto LIFE SILFORE, en dos áreas demostrativas forestales de 5 ha cada una, situadas en 2 zonas bioclimáticas diferentes de la Comunidad Autónoma del País Vasco (CAPV) durante los años 2023 y 2024 (Fig. 1, Izquierda). La primera área demostrativa se sitúa en Orozko (Bizkaia) (Fig. 1, Derecha - arriba) y se trata de una plantación de *Pinus radiata* de 25 años y unos 344 pies/ha con una regeneración natural en el sotobosque. Aquí el clima es templado, con una temperatura media anual de 13.68 °C y una precipitación anual de 911.9 l/m² en 2023 y de 14.22 °C y 830.4 l/m² en 2024 (Euskalmet, 2025). Esta área demostrativa se ubica sobre una pequeña colina, cuya cima se sitúa en la parte central, y cuenta con 3 pistas circulares concéntricas que se comunican y llevan hasta la cima. Es por ello una zona ventosa y en pendiente (el 70 % de su superficie está en una pendiente de entre 20-50 %). El sotobosque está dominado por especies arbóreas típicas de bosque mixto (*Quercus* spp., *Fagus sylvatica*, *Betula pubescens*, *Prunus spinosa*, *Ilex aquifolium* etc.) y por especies arbustivas como *Rubus* spp.,

Ulex gallii, o *Erica* spp. En esta área demostrativa se introdujo la vaca Terreña. Esta raza autóctona es más rústica que otras razas de la misma especie y está, por ello, más adaptada al medio montañoso de la CAPV ([Federación de asociaciones de criadores de ganado bovino Terreño de Euskadi, 2021](#)). Además, se diferencia por su coloración castaña con oscurecimientos centrífugos desde el tronco, así como por sus extremidades finas y de gran fortaleza. La vaca Terreña ha sido considerada en peligro de extinción, por lo que el Gobierno Vasco ha promovido su cría.

La segunda área demostrativa se sitúa en Jauregi (Araba) ([Fig. 1, Derecha- abajo](#)) en un bosque mixto de *Quercus faginea* de unos 826 pies/ha. Esta zona cuenta con un clima submediterráneo que en 2023 tuvo una temperatura media anual de 12.7 °C y una precipitación acumulada anual de 612.2 l/m² y en 2024, de 12.45 °C y 769.8 l/m² ([Euskalmet, 2025](#)). Esta área demostrativa tiene dos zonas de diferentes características: 1 ha en la parte más sureste se sitúa en una vaguada y es, por ello, mucho más húmeda con un terreno más pantanoso, mientras que las 4 ha restantes están a mayor altitud y tienen un relieve más regular (el 70 % de la superficie está en una pendiente de entre 20-30 %). Su sotobosque se compone de varias especies arbustivas como *Rubus* spp., *Erica* spp. o *Ulex gallii*. En esta área demostrativa se introdujo la oveja Sasiardi, una raza autóctona que ha tenido tradicionalmente un pastoreo extensivo y está adaptada a los territorios montañosos y fríos ([MAPA, 2019](#)). Su nombre en euskera significa "oveja de matorral", lo que indica su mayor afinidad por este tipo de vegetación en comparación con otras razas. Estas ovejas son de tamaño pequeño y de extremidades finas y ágiles que les permiten moverse por terrenos más difíciles. Al igual que la vaca Terreña, la oveja Sasiardi también se trata de una raza minoritaria en la CAPV.

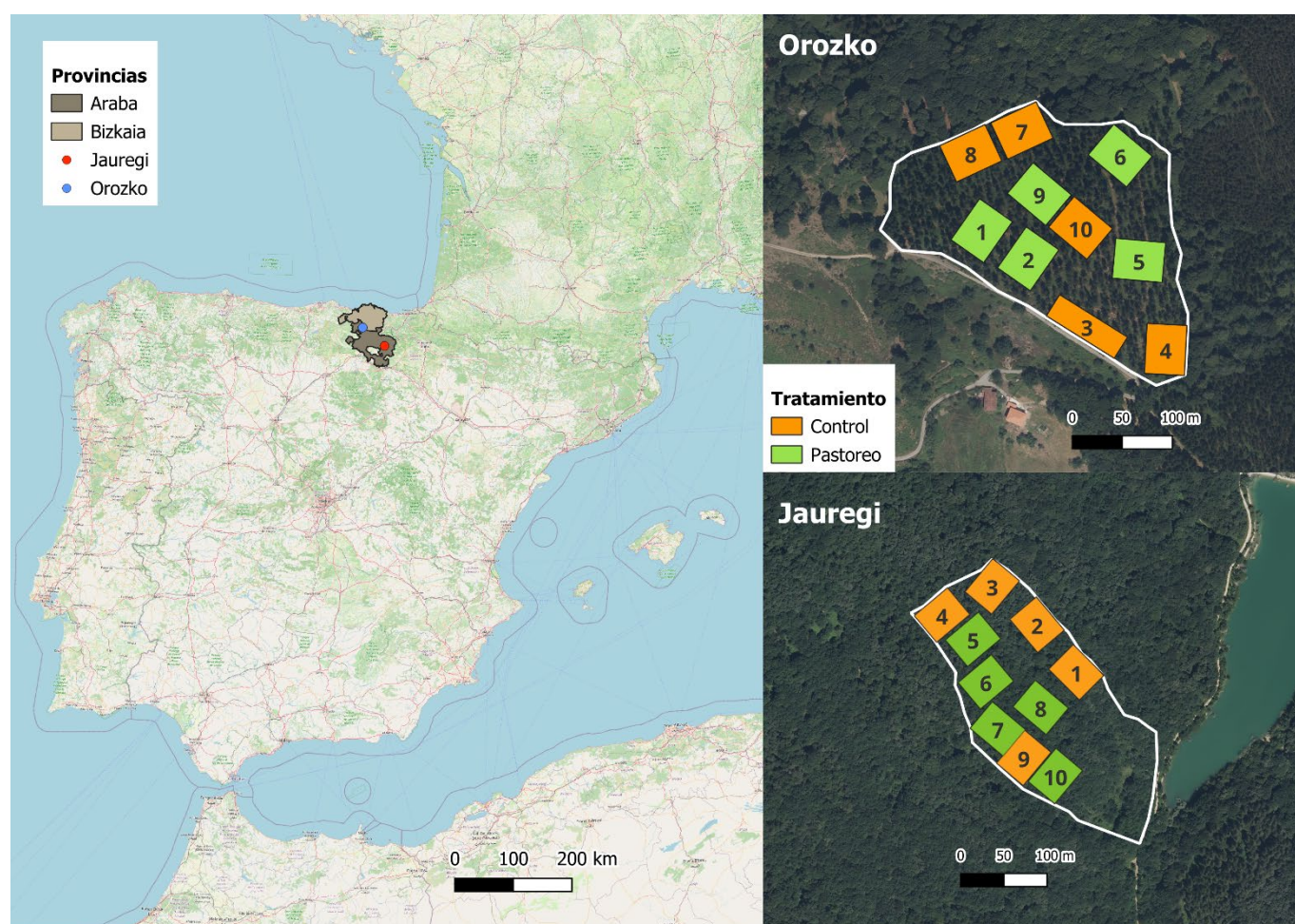


Figura 1. Izquierda: mapa de la península ibérica (OpenStreetMap, 2026) con las provincias de Bizkaia (gris claro) y Araba (gris oscuro) resaltadas, y las áreas demostrativas de Orozko (azul) y Jauregi (rojo) marcadas. Derecha: mapa de las áreas demostrativas de Orozko (arriba) y Jauregi (abajo) con las parcelas de control en naranja y las de pastoreo en verde.

Figure 1. On the left: map of the Iberian Peninsula (OpenStreetMap, 2026) with the provinces of Bizkaia (light grey) and Araba (dark grey) highlighted, and the demonstrative areas of Orozko (blue) and Jauregi (red) signalled. On the right: map of the demonstrative areas of Orozko (above) and Jauregi (below) with the control plots in orange and the grazing plots in green.

Muestreo

El ganado se introdujo en las áreas demostrativas en otoño para proteger la regeneración natural del bosque (los brotes) y para explorar el potencial de estos ecosistemas en esta época del año en la que los recursos empiezan a escasear en otros ecosistemas pascícolas. De esta manera, en Orozko en 2023 se introdujeron 10 vacas del 4 de diciembre al 26 de diciembre (23 días), lo que supuso una carga ganadera de 1.74 UA/ha (UA= unidades animales). En 2024, en cambio, el periodo de pastoreo

fue del 29 de octubre al 12 de diciembre (45 días) y se introdujeron 10 novillas y 2 vacas, 2.09 UA/ha. El resto del tiempo el área demostrativa permaneció excluida al ganado.

En Jauregi en 2023 se introdujeron 30 ovejas del 24 de diciembre al 4 de enero (12 días), es decir, una carga ganadera de 0.78 UA/ha. En 2024, en cambio, se introdujeron 30 ovejas (0.78 UA/ha) del 19 de octubre al 1 de diciembre, habiéndolas sacado del 11 al 21 de noviembre para pasar campaña veterinaria (34 días). El resto del tiempo permaneció excluida al ganado.

En cada área demostrativa se georreferenciaron 5 parcelas de 2000 m² a las que se les aplicó un tratamiento de pastoreo y otras 5 parcelas control de exclusión del ganado (**Fig. 1, Derecha**). La exclusión del ganado de las parcelas control se implementó mediante vallados virtuales (ver apartado *Vallados virtuales*). Los muestreos se realizaron antes (pre-) y después (post-) del tratamiento de pastoreo. En cada parcela se estimó la biomasa vegetal presente y se caracterizó la vegetación.

Para el muestreo de biomasa se utilizaron cuadrados de 1 x 1 m situados aleatoriamente en cada parcela, dentro de los cuales se cortó la vegetación mediante una cizalla eléctrica. En los momentos pre-pastoreo de 2023 y 2024 se recogió la biomasa de 3 cuadrados por parcela, mientras que en los momentos post-pastoreo se recogió 1 cuadrado. A su vez, las 3 muestras recogidas en el pre-pastoreo de 2023 y 1 de las 3 muestras recogidas en el pre-pastoreo de 2024 fueron clasificadas en tres grupos: vegetación comestible (herbácea y parte apetecible de las arbustivas), parte leñosa y/o no apetecible de las arbustivas, y helecho, descartando la hojarasca o necromasa. Este material se pesó, se introdujo en la estufa a 72 °C durante 48 horas y se volvió a pesar en seco para el cálculo de la cantidad de biomasa.

La caracterización de la vegetación se realizó a nivel de grupo funcional. Para ello, en cada parcela se estimó la cobertura de los distintos grupos mediante 5 cuadrados de 1 x 1 m² a una distancia de 12.5 m entre ellos y dispuestos formando una cruz. Así, se estimó la cobertura de zarza (*Rubus* spp.), argoma (*Ulex gallii*), ericáceas (*Erica cinerea*, *E. arborea*, *Daboecia cantabrica*), especies arbustivas en total (suma de los grupos citados), helecho (*Pteridium aquifolium*), gramíneas y graminoides, dicotiledóneas, musgo, suelo desnudo, hojarasca (hojas caídas) y necromasa (biomasa del sotobosque seca). A su vez, también se registró el número de plántulas de las especies arbóreas presentes en cada cuadrado y se tomaron 10 medidas de la altura del estrato arbustivo.

Vallados virtuales

Esta herramienta se utilizó para delimitar el perímetro de toda el área demostrativa de Orozko y de Jauregi (en combinación con un cierre físico). Al mismo tiempo, también se utilizó para delimitar las parcelas de control (no pastoreo) dentro de las áreas demostrativas, a las cuales no debía acceder el ganado. Los dispositivos empleados fueron de la marca NOFENCE. El funcionamiento de estos vallados se basa en el diseño remoto de límites dentro de los cuales se cierra al ganado. A cada animal se le coloca un dispositivo y cuando éste se acerca a los límites virtuales, éstos interaccionan con el dispositivo emitiendo unas señales sonoras primero, con el objetivo de avisar al animal, y un pulso eléctrico después, en caso de que el animal no hubiese retrocedido. Para el análisis del comportamiento del ganado se utilizó la información GPS que registran estos dispositivos, específicamente las señales *poll*, que se registran cada 30 minutos, además de las señales acústicas y pulsos eléctricos.

Análisis de datos

El análisis de datos se realizó mediante el programa estadístico R ([R Core Team, 2022](#)) y el programa QGIS ([QGIS Development Team, 2021](#)). Para comenzar, se visualizó la cantidad de biomasa (kg materia seca ha⁻¹) y sus fracciones (comestible, arbustiva no apetecible, y de helecho) de las parcelas de pastoreo en el momento pre-pastoreo de 2023 y 2024 para ver el efecto que tuvo el ganado sobre ella. Al mismo tiempo, se analizó estadísticamente el efecto que tuvieron sobre la cantidad total de biomasa las variables explicativas de tratamiento (pastoreo vs. control) y momento de muestreo (pre- vs. post-pastoreo) mediante un análisis de la varianza (ANOVA). Este análisis se realizó por separado para 2023 y 2024. Finalmente, se analizaron las correlaciones de Spearman (paquete *Hmisc* ([Harrell, 2025](#))) entre los registros GPS de los vallados virtuales (señales *poll* de posición cada 30 minutos) y las diferentes fracciones de la biomasa.

Por otro lado, se compararon las parcelas de pastoreo frente a las de control en los dos momentos de muestreo dentro del mismo año para ver el efecto inmediato del ganado. Así, tanto para 2023 como para 2024, por separado, se estudió el efecto de 2 variables explicativas: tratamiento (pastoreo vs. control) y momento de muestreo (pre- vs. post-pastoreo). Estos análisis se realizaron sobre la cantidad de biomasa total (kg materia seca ha⁻¹), la cobertura de los distintos grupos funcionales de vegetación, el número de plántulas total y la altura del estrato arbustivo (solo en 2024) (variables respuesta) mediante el test de Kruskal-Wallis en el caso de las variables no paramétricas y mediante ANOVA en el caso de las variables paramétricas. En el caso de los datos no paramétricos, debido a las características del test Kruskal-Wallis, las variables explicativas se analizaron por separado y no se estudiaron las interacciones. Sin embargo, para los datos paramétricos, cuando el resultado de la ANOVA mostró una interacción significativa entre momento de muestreo y tratamiento se realizó un test post-hoc de Tukey. Los gráficos se generaron con los paquetes *ggplot2* ([Wickham, 2016](#)) y *cowplot* ([Wilke, 2015](#)). Después, al igual que con la biomasa, se analizaron las correlaciones de Spearman (paquete *Hmisc* ([Harrell 2025](#))) entre los registros GPS de los vallados virtuales (señales *poll* de posición cada 30 minutos) y los distintos grupos funcionales de vegetación en las mismas parcelas. Para finalizar con la vegetación, se analizó el cambio en la composición de la comunidad botánica, realizando para ello un análisis permutacional de la varianza (PERMANOVA) en base a la distancia de Bray-Curtis y el porcentaje de similitud (SIMPER), ambos análisis con el paquete *vegan* ([Oksanen et al., 2001](#)).

Por último, se visualizó la actividad del ganado generando un mapa de cuadrícula (5 x 5 m) en el que se proyectó la cantidad de registros GPS de los vallados virtuales para cada área demostrativa y para cada periodo de pastoreo (2023 y 2024) indicando las zonas de mayor ocupación del ganado.

Resultados

Biomasa

En el análisis de las parcelas de pastoreo en el momento pre-pastoreo (para el cual se recogieron 3 muestras/parcela), se observó que en Orozko, la biomasa total se vio siempre reducida de 2023 a 2024 (Fig. 2). La biomasa comestible se redujo en las parcelas 1 y 2, pero aumentó en las parcelas 5, 6 y 9. La biomasa arbustiva se redujo en todas las parcelas menos en la 1. Finalmente, la biomasa de helecho se redujo en todas las parcelas a excepción de la 2. No obstante, al relacionar estas fracciones con la actividad del ganado, no se correlacionaron con los registros GPS en ninguno de los dos años de estudio.

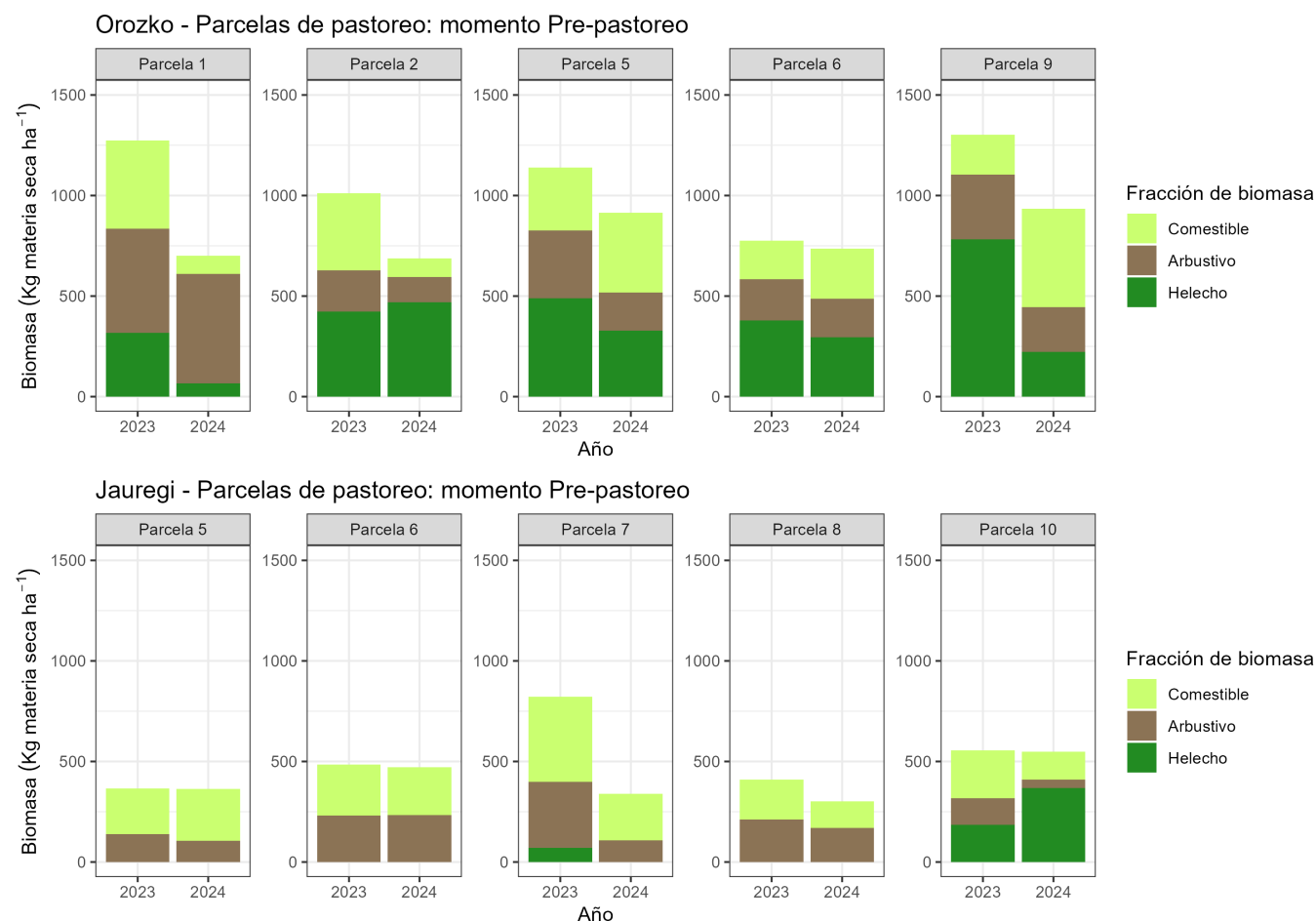


Figura 2. Gráfica de barras para la cantidad de biomasa (kg materia seca ha⁻¹) en las parcelas de pastoreo y el momento pre-pastoreo en Orozko y Jauregi. La fracción de biomasa se clasifica en helecho, arbustiva (no apetecible) y comestible.

Figure 2. Bar plot for biomass quantity (dry matter kg ha⁻¹) at grazing and control plots and at before-grazing moment in Orozko and Jauregi. Biomass fraction (*Fracción de biomasa*) is classified as fern (*helecho*), not palatable-shrub (*arbustiva (no apetecible)*) and palatable (*comestible*).

En Jauregi, en las parcelas de pastoreo en el momento pre-pastoreo la biomasa total, la biomasa comestible y la biomasa arbustiva (no apetecible) disminuyeron de 2023 a 2024 (Fig. 2), a excepción de la biomasa comestible en la parcela 5 que aumentó. En cuanto a la biomasa de helecho, esta solo se recogió en las parcelas 7 y 10, las cuales mostraron tendencias contrarias entre años: en la parcela 7 disminuyó, mientras que en la 10 aumentó. Como se observa en la Figura 2, la biomasa de helecho fue escasa en todas las parcelas, excepto en la 10, en la cual aumentó en 2024. Además, la cantidad de registros GPS de las parcelas de pastoreo en el pre-pastoreo se correlacionó negativamente con la biomasa total ($r = -0.77$; $p = 0.009$) y la biomasa de helecho ($r = -0.77$; $p = 0.009$).

Por otro lado, al comparar la cantidad de biomasa total entre las parcelas de pastoreo y las parcelas control en cada año, en Orozko el tratamiento no tuvo un efecto significativo. Sin embargo, el momento de muestreo (pre y post-pastoreo) tuvo un efecto significativo sobre ésta, el año 2023 siendo mayor en el pre-pastoreo en comparación con el post-pastoreo ($df = 1$; $F = 4.58$; $p = 0.048$). En 2024 el momento de muestreo no afectó a la biomasa ($df = 1$; $F = 3.59$; $p > 0.05$) (Fig. 3).

En Jauregi, en cambio, pese a que en 2023 el tratamiento de pastoreo no afectó a la cantidad de biomasa del sotobosque ($df = 1$; $F = 0.34$; $p > 0.05$), en 2024 ésta disminuyó en las parcelas de pastoreo frente a las de control ($df = 1$; $F = 5.19$; $p = 0.037$) (Fig. 3).

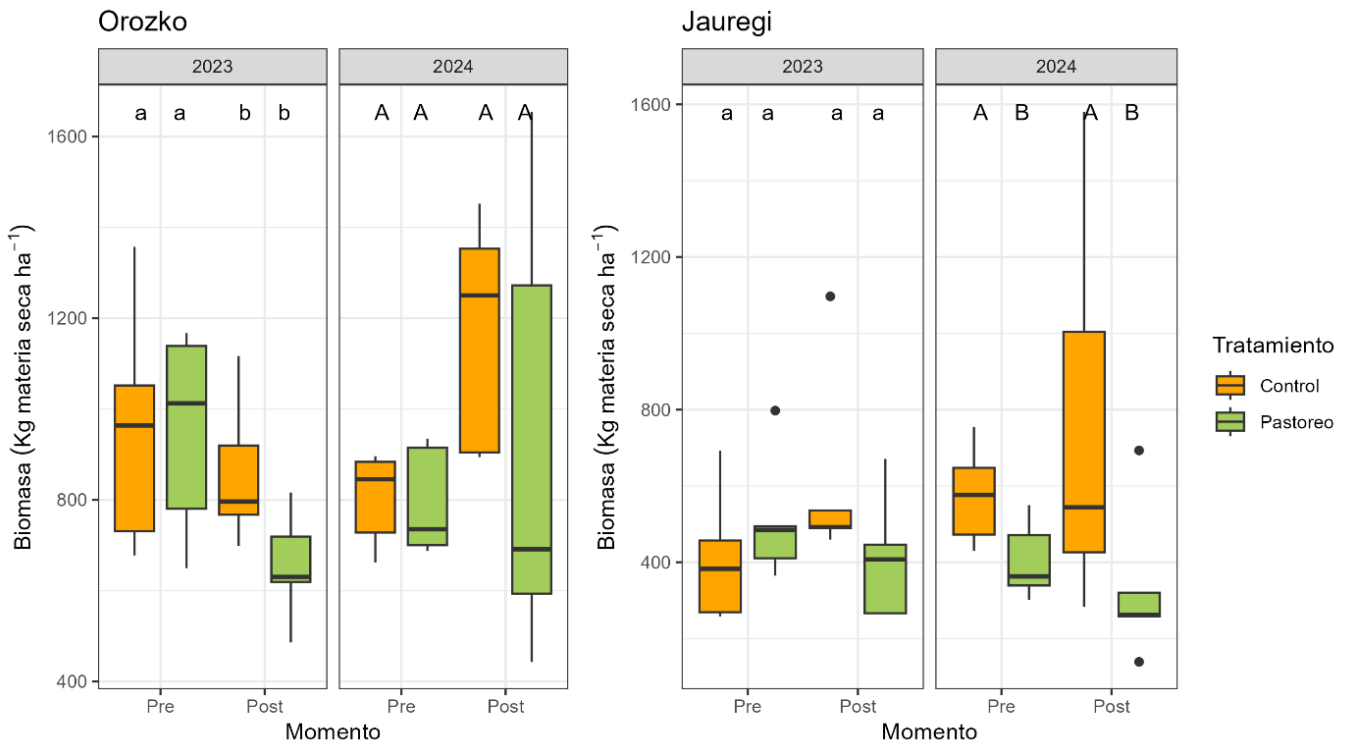


Figura 3. Diagramas de caja para biomasa (kg materia seca ha⁻¹) en Orozko y en Jauregi, en 2023 y 2024, en los momentos de muestreo pre- y post-pastoreo. En verde las parcelas de pastoreo y en naranja las parcelas control (no pastoreo). Las letras indican las diferencias significativas (minúsculas en 2023 y mayúsculas en 2024) y los puntos indican los valores *outliers*.

Figure 3. Boxplots for biomass production (dry matter kg ha⁻¹) in Orozko and Jauregi, in 2023 and 2024, before (*Pre*) and after (*Post*) grazing. Grazing plots (*pastoreo*) are expressed in green and control plots in orange. Letters express significant differences (small letters for 2023 and capital letters for 2024) and points indicate *outliers*.

Vegetación

En Orozko, la cobertura de especies arbustivas (Fig. 4A) y la de los helechos (Fig. 4B) no estuvo significativamente afectada por el tratamiento. Sin embargo, el momento de muestreo tuvo un efecto significativo sobre ellas en 2024 (Tabla 1), siendo la cobertura de especies arbustivas y la cobertura de helechos mayores en el pre-pastoreo (Figs. 4A y 4B). En 2023, la cobertura de helecho mostró una tendencia a ser menor en el post-pastoreo de las parcelas de pastoreo, aunque no hubo una interacción significativa entre el momento de muestreo y el tratamiento ($df= 1$; $F= 0.012$; $p> 0.05$).

En cuanto a la argoma, en 2023 hubo una mayor cobertura en las parcelas de pastoreo que en las de control (Tabla 1) (Fig. 4C), aunque para 2024 esta tendencia se mantuvo, las diferencias significativas no fueron significativas ($H= 1.95$; $p> 0.05$).

En 2023 el número de plántulas disminuyó en el post-pastoreo (Tabla 1) (Fig. 4D), aunque no tuvo un efecto del tratamiento de pastoreo ($F= 1.35$; $p>0.05$). En 2024 el número de plántulas no se vio afectado por el tratamiento ($H= 0.21$; $p> 0.05$) ni por el momento de muestreo ($H= 0.25$; $p> 0.05$).

Tabla 1. Resultados significativos de la ANOVA (df , F , p) y test de Kruskal-Wallis (H , p) para el efecto del momento de muestreo y tratamiento sobre los grupos funcionales de vegetación y la altura de las arbustivas en Orozko en 2023 y 2024.

Table 1. Significant results of ANOVA (df , F , p) and Kruskal-Wallis test (H , p) for the effect of the sampling moment (*Momento*) and treatment (*Tratamiento*) on the vegetation functional groups and shrub height in Orozko in 2023 and 2024. *Especies arbustivas*= shrubs; *Helechos*= ferns; *Argoma*= gorse; *Plántulas*= seedlings; *Alturas*= shrub height.

	Año	Momento	Tratamiento	Interacción
Especies arbustivas	2023			
	2024	$df= 1$ $F= 6.27$ $p= 0.023$		
Helechos	2023			
	2024	$df= 1$ $F= 7.30$ $p= 0.016$		
Argoma	2023		$H= 5.54$ $p=0.019$	
	2024			
Plántulas	2023	$df= 1$ $F= 5.16$ $p= 0.037$		
	2024			
Alturas	2024			$df= 1$ $F= 7.41$ $p= 0.015$

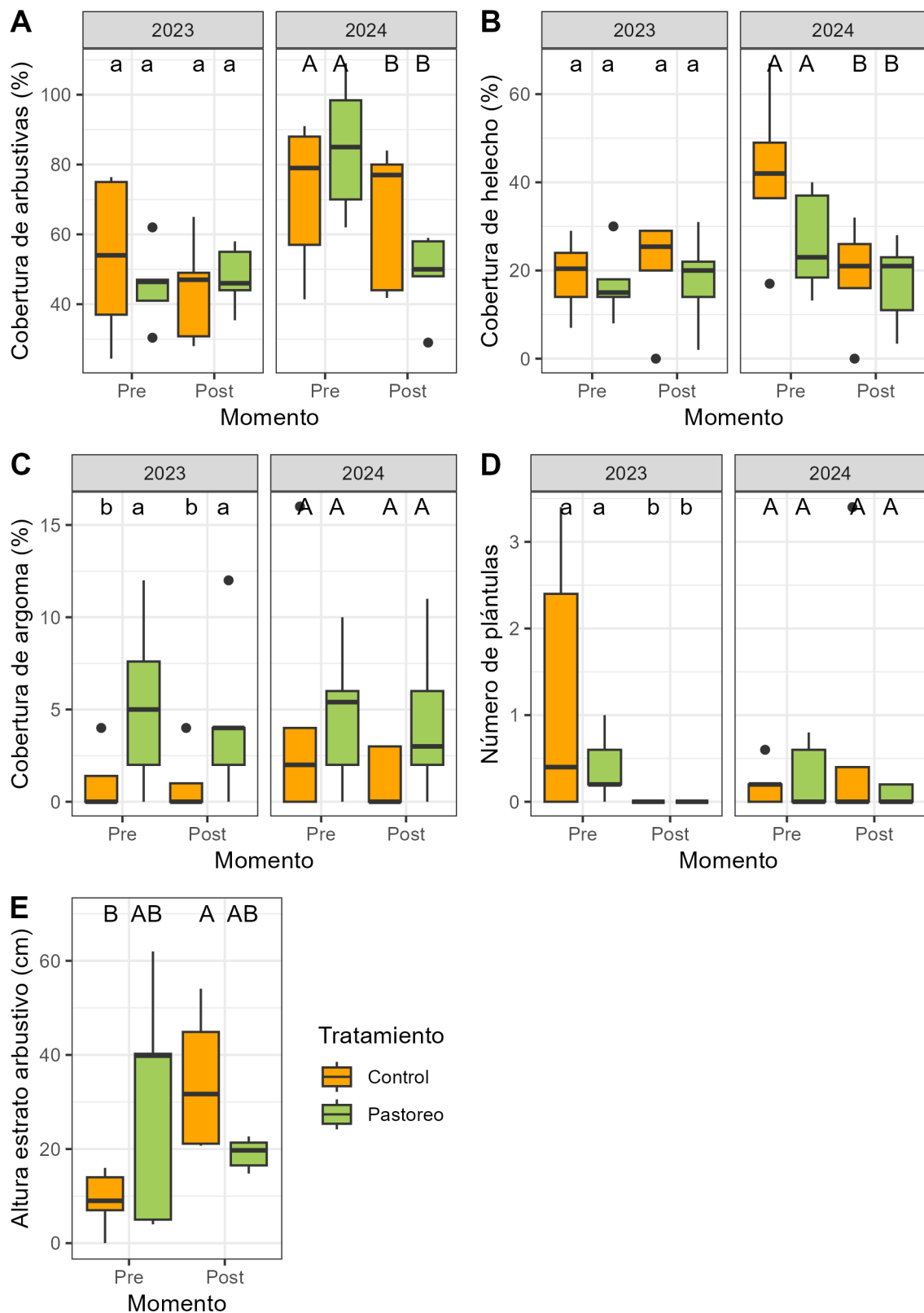


Figura 4. Diagramas de caja para cobertura (%) total de especies arbustivas (**A**), de helecho (**B**) y argoma (*Ulex gallii*) (**C**), para número de plántulas (**D**), y para altura del estrato arbustivo (**E**) en Orozko, en 2023 y 2024, en los momentos de muestreo pre- y post-pastoreo. En verde las parcelas de pastoreo y en naranja las parcelas control (no pastoreo). Las letras indican las diferencias significativas (minúsculas en 2023 y mayúsculas en 2024) y los puntos indican los valores *outliers*.

Figure 4. Boxplots for total shrub (*arbustivas*) (**A**), fern (*helecho*) (**B**), and gorse (*argoma*) (**C**) coverage (%), number of seedlings (*plántula*) (**D**), and shrub height (*altura*) (**E**) in Orozko and Jauregi, in 2023 and 2024, before (*Pre*) and after (*Post*) grazing. Grazing plots (*pastoreo*) are expressed in green and control plots in orange. Letters express significant differences (small letters for 2023 and capital letters for 2024) and points indicate *outliers*.

A su vez, el tratamiento y el momento de muestreo tuvieron una interacción significativa sobre la altura media del estrato arbustivo del sotobosque en 2024 (Tabla 1). Aunque el test de Tukey no mostró valores p menores de 0.05, las mayores diferencias se dieron en las parcelas de control, entre el momento pre- y post-pastoreo ($p=0.072$). Así, mientras que en las parcelas control la altura media aumentó, en las parcelas de pastoreo se mantuvo (Fig. 4E). El resto de los grupos funcionales no se vio afectado ni por el tratamiento ni por el momento de muestreo (Tabla A1).

Por otro lado, en las parcelas de pastoreo el número de registros GPS obtenido durante todo el periodo de pastoreo de las vacas se correlacionó positivamente con la cobertura de gramíneas o graminoides en el pre-pastoreo ($r=0.71$; $p=0.022$) y negativamente con la cobertura de musgo en el pre-pastoreo ($r=-0.64$; $p=0.044$).

En Jauregi, el tratamiento de pastoreo afectó principalmente a la cobertura de especies arbustivas y de zarzas (*Rubus* spp.), las cuales mostraron el mismo patrón (Figs. 5A y 5B, respectivamente). En 2023 el momento de muestreo tuvo un efecto significativo para ambas (Tabla 2) y, además, el momento de muestreo y el tratamiento mostraron una interacción significativa. Así, el test de Tukey mostró diferencias entre las parcelas de pastoreo y control en el momento post-pastoreo (arbustivas $p=0.019$ y zarzas $p=0.034$), entre los momentos pre- y post- en las parcelas de pastoreo (arbustivas y zarzas $p<0.001$), y entre el control en el pre- y el pastoreo en el post- (arbustivas $p=0.014$ y zarzas $p=0.037$). En las parcelas control la cobertura de especies arbustivas y zarzas aumentó del pre- al post-tratamiento, mientras que en las de pastoreo disminuyó. En cambio, en 2024, tanto el tratamiento, como el momento de muestreo tuvieron un efecto significativo sobre la cobertura de zarzas y la cobertura de especies arbustivas en general. Así, su cobertura fue menor en las parcelas de pastoreo y disminuyó del pre- al post-pastoreo.

En 2023 el número de plántulas disminuyó en el post-pastoreo para ambos tratamientos (Tabla 2), pero no hubo diferencias significativas entre ellos ($F=1.64$; $p>0.05$) (Fig. 5C). En 2024 este parámetro no se vio afectado por el momento de muestreo y el pastoreo ($H=1.29$; $p>0.05$). El resto de los grupos funcionales no se vio afectado ni por el tratamiento ni por el momento de muestreo (Tabla A1).

Tabla 2. Resultados significativos de la ANOVA (df, F, p) para el efecto del momento de muestreo y tratamiento sobre los grupos funcionales de vegetación en Jauregi en 2023 y 2024.

Table 2. Significant results of ANOVA (df, F, p) for the effect of the sampling moment (*Momento*) and treatment (*Tratamiento*) on the vegetation functional groups in Jauregi in 2023 and 2024. *Especies arbustivas*= shrubs; *Zarzas*= bramble; *Plántulas*= seedlings.

	Año	Momento			Tratamiento			Interacción		
Especies arbustivas	2023	df= 1	F= 14.98	p= 0.001	df= 1 F= 18.78 p= 0.001			df= 1 F= 13.14 p= 0.002		
	2024	df= 1	F= 8.65	p= 0.009						
Zarzas	2023	df= 1	F= 13.63	p= 0.002	df= 1 F= 11.34 p= 0.004			df= 1 F= 14.10 p= 0.002		
	2024	df= 1	F= 5.97	p= 0.027						
Plántulas	2023	df= 1	F= 6.57	p= 0.021						
	2024									

A su vez, el número de registros GPS de las ovejas obtenido durante todo el periodo del ensayo en las parcelas de pastoreo se correlacionó positivamente con la cobertura de zarzas ($r=0.64$; $p=0.050$) y de arbustivas ($r=0.66$; $p=0.038$), ambas correspondientes al momento pre-pastoreo.

Al comparar la composición de la vegetación de sotobosque en las parcelas de pastoreo, en el momento pre-, los resultados del análisis PERMANOVA indicaron que ni en Orozko ni en Jauregi cambió la composición de la vegetación en estas parcelas de 2023 a 2024 ($F=1.30$; $p>0.05$, y $F=0.63$; $p>0.05$, respectivamente). Según el análisis SIMPER los grupos de vegetación que más cambiaron según el año en las parcelas de pastoreo del momento pre- en Orozko fueron: las zarzas (con una contribución no acumulada de 0.24) y las gramíneas o graminoides (contribución no acumulada de 0.19), lo que explicó un total del 43 % de la variabilidad interanual. En Jauregi, en cambio, los grupos que más influyeron en la diferenciación de la composición del sotobosque en las parcelas de pastoreo en el momento pre- fueron: las gramíneas o graminoides (contribución no acumulada 0.35) y la hojarasca (contribución no acumulada 0.17), lo que explicó el 52 % de las diferencias.

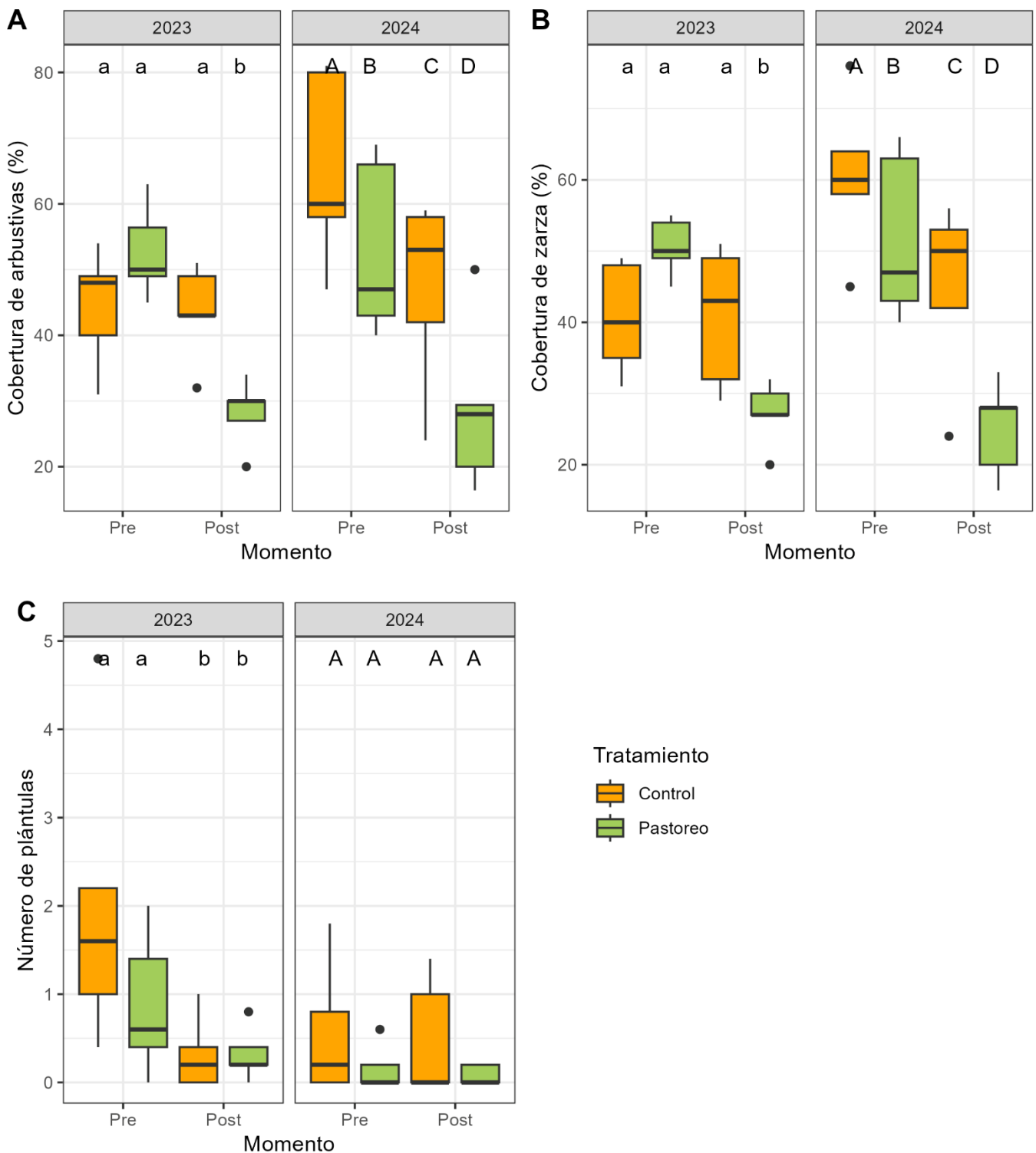


Figura 5. Diagramas de caja para la cobertura total de especies arbustivas (%) (A), cobertura de zarzas (*Rubus* spp.) (B), y número de plántulas (C) en Orozko y Jauregi, en 2023 y 2024, en los momentos de muestreo pre- y post-pastoreo. En verde las parcelas de pastoreo y en naranja las parcelas control (no pastoreo). Las letras indican las diferencias significativas (minúsculas en 2023 y mayúsculas en 2024) y los puntos indican los valores *outliers*.

Figure 5. Boxplots for total shrub (*arbustivas*) (A) and bramble (*zarza*) (*Rubus* spp.) (B) coverage (%), and for number of seedlings (*plántula*) (C) in Orozko and Jauregi, in 2023 and 2024, before (*Pre*) and after (*Post*) grazing. Grazing plots (*pastoreo*) are expressed in green and control plots in orange. Letters express significant differences (small letters for 2023 and capital letters for 2024) and points indicate *outliers*.

Movimiento del ganado y efecto de los vallados virtuales

En Orozko en 2023 se tomaron 10 780 registros GPS, lo que supuso un 8.5 % del total, y de los cuales 1171 fueron señales sonoras (10.86 %) y 8 pulsos eléctricos (0.07 %). En 2024 se tomaron 30 115 registros, el 8.1 % del total, de los cuales 2724 fueron señales sonoras (9.04 %) y 351 pulsos eléctricos (1.16 %). La densidad máxima de registros en 2023 fue de 25 registros cuadrícula⁻¹ (0.04 reg. m⁻² día⁻¹) y en 2024 de 97 registros cuadrícula⁻¹ (0.09 reg. m⁻² día⁻¹). El ganado vacuno exploró toda el área demostrativa de manera similar, a excepción de la zona central que forma una pequeña cima y es por lo tanto el área más elevada y de mayor exposición (Fig. 6). Aunque hubo más zonas de concentración en 2024, probablemente debido al mayor número de días en los que el ganado permaneció en el área demostrativa, la distribución de las vacas fue parecida en ambos años: la zona situada más al sureste del área demostrativa fue la más transitada por el ganado, junto con la zona más al oeste (entrada al área demostrativa).

En cuanto a Jauregi, en 2023 se tomaron 22 819 registros (el 4.41 % del total): 909 señales sonoras (3.98 %) y 28 pulsos eléctricos (0.12 %). En 2024, se tomaron 35 737 registros (el 6.6 % del total): 1451 señales sonoras (4 %) y 718 pulsos eléctricos (2 %). Este año, la mayor parte de los registros dentro de las exclusiones se dieron en la parcela 9 (el 3.75 % en 2023 y el 5.30 % en 2024), la cual está rodeada de parcelas de pastoreo. La densidad máxima de registros en 2023 fue de 144 registros cuadrícula⁻¹ (0.48 reg. m⁻² día⁻¹) y en 2024, en cambio, de 278 registros cuadrícula⁻¹ (0.33 reg. m⁻² día⁻¹). Se observó que el ganado ovino evitó pastar en la zona sureste del área demostrativa, la cual se diferenciaba del resto del área por estar a una menor altitud y ser más húmeda. De esta manera, se identificó un núcleo en el que las ovejas pastaron tanto en 2023 como en 2024, y otro núcleo en el que también se concentraron en 2024. Aunque no se vea representado en el mapa generado, en 2024 algunas de las ovejas traspasaron los límites de las zonas de exclusión de la zona noreste atrayendo al rebaño al completo hacia ellas. Esta información puede que no quedase debidamente registrada porque se trató de un corto periodo de tiempo en torno al final del periodo de pastoreo a causa del agotamiento de la batería de algunos dispositivos.

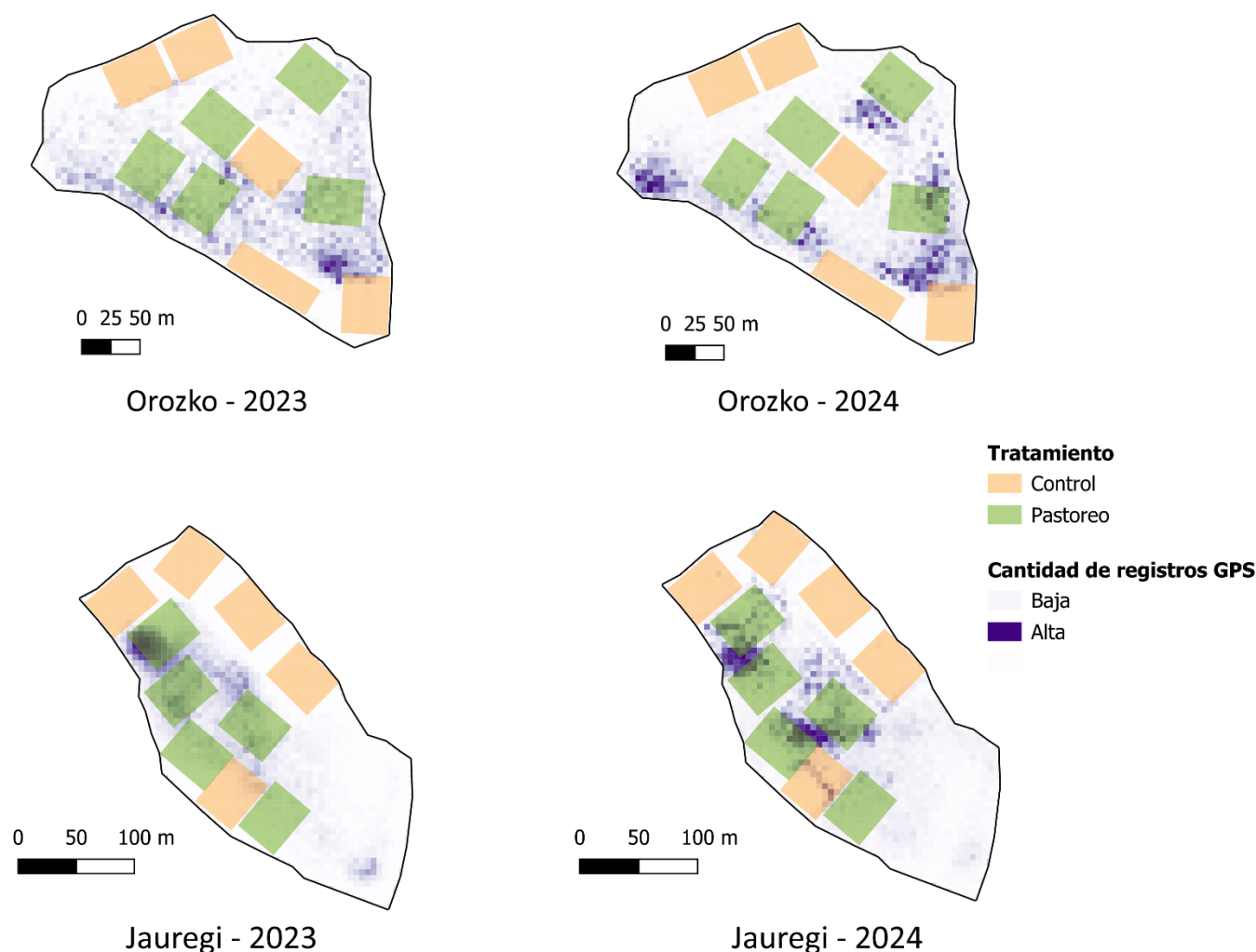


Figura 6. Mapa de la cantidad de registros GPS de los vallados virtuales en Orozko y Jauregi, en 2023 y 2024. En naranja las parcelas control y en verde las parcelas de pastoreo. Las celdas en morado oscuro indican un mayor número de registros GPS del ganado.

Figure 6. GPS register quantity map of virtual fences in Orozko and Jauregi, in 2023 and 2024. Control plots are expressed in orange and grazing plots in green. Dark purple cells indicate a higher number of GPS registers.

Discusión

Este estudio demuestra que combinar el silvopastoralismo y la gestión del pastoreo mediante vallados virtuales puede ser eficaz para controlar el desarrollo del estrato arbustivo de sotobosque a la vez que se aumenta la superficie pastable para el ganado en épocas en las que los recursos pascícolas se han visto reducidos.

Al tratarse de diferentes tipos de agroecosistemas forestales pastoreados con distintas especies de ganado, se ha visto que los animales han interactuado de diferente manera con la vegetación de sotobosque. Esto podría estar relacionado con el hecho de que el ganado bovino y ovino tienen dietas complementarias de manera natural (Putfarken et al., 2008) y que el ganado ovino puede tener un mayor carácter ramoneador (Uzun et al., 2016), aunque en caso de escasez puedan alimentarse del mismo tipo de vegetación (Putfarken et al., 2008). No obstante, el pastoreo diferencial de las especies ganaderas debería de ser analizado introduciendo estas especies en un mismo agroecosistema forestal (bien por separado, bien de manera combinada) y observando el comportamiento y hábitos alimenticios de cada una.

Silvopastoralismo en Orozko

En primer lugar, la reducción de biomasa total que se dio en Orozko en las parcelas de pastoreo de 2023 a 2024 en el momento pre-pastoreo pudo estar ocasionada principalmente por la reducción de biomasa de helecho. La cantidad de biomasa en las parcelas de pastoreo en post-pastoreo de 2024 muestra una gran variabilidad, lo que refleja la selectividad diferencial del ganado en base a las características del pasto y accesibilidad de las parcelas (Amezaga et al., 2004). Sin embargo, el pastoreo pudo haber contribuido a frenar el aumento natural del helecho que se debía haber observado al inicio del siguiente periodo de pastoreo (en el pre- de 2024) por su ciclo natural (Gil da Costa et al., 2024).

De manera similar, debido al uso del terreno y del pisoteo (McEvoy et al., 2006), el ganado vacuno podría tener la capacidad de disminuir la cobertura de argoma: a pesar de haber mostrado una cobertura mayor en las parcelas de pastoreo desde el principio del ensayo en 2023, en 2024 su cobertura se igualó entre parcelas de pastoreo y control, lo que indica que su desarrollo en las parcelas de pastoreo ha sido menor. El control de la argoma (*U. gallii*) es de especial interés para la prevención de incendios, ya que se trata de una especie que forma densas matas de biomasa combustible (De Luis et al., 2004) cuya germinación de semillas es estimulada por el fuego (Calvo et al., 2002). Sin embargo, se trata de una especie de poco interés para el ganado vacuno (Mandaluniz et al., 2011), por lo que su control se podría haber dado por fricción mecánica y pisoteo.

Si bien la cobertura de especies más apetecibles como las gramíneas y graminoides no disminuyó por el pastoreo, las vacas mostraron una mayor querencia hacia las parcelas con mayor cobertura de este grupo funcional de vegetación. Esto reflejaría la selección del ganado vacuno por zonas de mayor oferta de alimento, coincidiendo con Uzun et al. (2016), quienes sugieren que el ganado vacuno prioriza los alimentos herbáceos. A su vez, el ganado vacuno rechazó las parcelas en las que el musgo tenía una mayor cobertura, puesto que éste no resulta una fuente de alimento apetecible (Fraser et al., 2009). De esta manera, se podría concluir que el principal impacto del ganado vacuno sobre el sotobosque habría sido por fricción mecánica, aunque la oferta de alimento condicionaría el movimiento del ganado atrayéndolo hacia ciertas zonas.

Pese al efecto sobre la biomasa y la vegetación de sotobosque, el número total de plántulas no estuvo afectado por el pastoreo. Si bien hubo una menor presencia de plántulas en 2023 independientemente del tratamiento, el cual pudo estar causado por otros factores externos, en 2024 no se vio una reducción. Esto sería indicador de que la actividad ganadera (carga ganadera y calendario de pastoreo) no ha sido tan intensa como para perjudicar la regeneración del bosque y por tanto comprometer su conservación. No obstante, es necesario seguir monitorizando las plántulas y brotes y controlando la intensidad del pastoreo, ya que ésta es una actividad que puede llegar a perjudicar su desarrollo (López-Sánchez et al., 2014, 2016).

En cuanto al movimiento del ganado dentro del área demostrativa, este se puede ver afectado por distintos factores como la exposición a diversas condiciones ambientales, aparte de la vegetación de sotobosque, lo que repercutiría en el uso del territorio (Graunke et al., 2011). Por ejemplo, en Orozko las vacas evitaron el uso de la zona central del área demostrativa que consiste en una cima y tiene, por ello, una mayor exposición al viento, la cual genera una respuesta de rechazo en el ganado (Graunke et al., 2011).

Silvopastoralismo en Jauregi

En Jauregi, en cambio, no se dio una reducción de la biomasa tan clara en las parcelas de pastoreo en el momento pre-pastoreo. De hecho, la biomasa se mantuvo en niveles similares, a excepción de la parcela 7, en la que se dio una reducción de la biomasa comestible y arbustiva (no apetecible). Debido a que tanto la biomasa comestible, como la arbustiva no apetecible disminuyeron, se podría decir que la biomasa se vio reducida por consumo y por fricción mecánica del ganado ovino. El aumento de la cantidad de biomasa de helecho, en cambio, estaría asociada al adelanto de los muestreos en el calendario, ya que este grupo tendría sus coberturas máximas en verano (Gil da Costa et al., 2024).

No obstante, la cobertura del estrato arbustivo y de las zarzas sí que se vieron reducidas por el pastoreo del ganado ovino. Al igual que el ganado caprino, el ganado ovino tendría una mayor facilidad para extraer las partes más nutritivas de distintas especies (Fraser et al., 2009) y para alimentarse, así, de las hojas de las zarzas (Uzun et al., 2016). Además, las ovejas seleccionaron parcelas donde la cobertura de zarzas y especies arbustivas era mayor, lo que refleja su interés alimenticio. Por ello, el ganado ovino, y la raza Sasiardi en especial, podría ser de gran interés para el pastoreo del sotobosque. Esto hace necesario continuar con el estudio del potencial de esta raza en un marco de gestión de silvopastoralismo, así como profundizar en sus necesidades y bienestar al realizar esta práctica. Por último, el número de plántulas no se vio afectado por el pastoreo,

aunque sí por el momento de muestreo (al igual que en Orozko). Esto también sería indicativo de que la intensidad del pastoreo ha sido adecuada para no comprometer la regeneración natural del sotobosque.

Respecto al movimiento de las ovejas dentro del área demostrativa, se observó que, pese a su tendencia natural a pernoctar en un único sitio, en este ensayo eligieron dos zonas de pernocta. Esto podría estar relacionado con las señales sonoras de los vallados virtuales, modificando su movimiento y selección del lugar de pernocta en base a su interacción con el propio perímetro del área demostrativa y los límites de las parcelas de exclusión situadas en el entorno.

Funcionamiento de los vallados virtuales

Respecto a la efectividad de los vallados virtuales, habría que asumir un porcentaje de error de precisión de la función GPS de estos dispositivos que han podido indicar registros dentro de las parcelas que realmente se dieron fuera de ellas, y al revés. Aun así, este estudio muestra que pueden ser eficaces para la gestión del pastoreo en un sotobosque. Existen varios estudios que concluyen que los vallados virtuales permiten una gestión a distancia de los pastos tanto para el ganado bovino (Campbell et al., 2019; Lomax et al., 2019; Campbell et al., 2020; Hamidi et al., 2021; Langworthy et al., 2021; Aaser et al., 2022), como el ovino (Marini et al., 2018; Kearton et al., 2019; Marini et al., 2022). No obstante, la mayoría de los estudios se realizan en pastos o sistemas controlados, a diferencia de éste que se plantea en ecosistemas forestales con presencia de fauna silvestre. Si bien la mayoría de los estudios realizados apuntan a que tras unos primeros días de entrenamiento, el ganado aprende el funcionamiento del vallado resultando en una disminución del porcentaje de pulsos eléctricos (Marini et al., 2018; Campbell et al., 2019; Lomax et al., 2019; Campbell et al., 2020; Hamidi et al., 2021; Langworthy et al., 2021; Aaser et al., 2022; Marini et al., 2022), éstos pueden persistir debido al carácter del ganado, su respuesta ante las señales de los dispositivos, o incluso los problemas de cobertura.

En Orozko, no hubo problemas reseñables en relación con el funcionamiento del vallado virtual, ya que las vacas por lo general respetaron las parcelas de exclusión (el porcentaje de registros dentro de estas fue muy bajo), lo que indicaría que esta tecnología es adecuada para esta especie ganadera. En el caso de las ovejas, por el contrario, las tendencias en su comportamiento hicieron que los vallados fallaran en algún momento puntual. La bibliografía indica que los vallados son efectivos en rebaños pequeños en los que los animales no se dispersan demasiado (Marini et al., 2018). En este ensayo, aunque el rebaño fue de tamaño pequeño (30 ovejas) y su tendencia general fue la de mantenerse en un solo rebaño, en torno al final del periodo de pastoreo alguna oveja se escapó del recinto virtual entrando en las zonas de exclusión y haciendo que otras ovejas las siguieran. Posiblemente, debido a la falta de cobertura/batería de los vallados o a la escasez de comida las ovejas ignoraron el pulso eléctrico y siguieron adelante. Estos resultados indican que, a pesar de aprender el mecanismo del vallado virtual, el carácter gregario de las ovejas puede hacer que éstas ignoren las señales acústicas y pulsos eléctricos. Hay que tener en cuenta que uno de los principales motivos que promueven el movimiento del ganado es la búsqueda de recursos alimenticios (Hamidi et al., 2021), la cual condiciona la actividad y distancia recorrida tanto del ganado bovino, como del ovino (Dumont et al., 1998; Mandaluniz et al., 2011). En consecuencia, la gestión mediante los vallados virtuales del ganado ovino debería de ser más cuidadosa, haciendo hincapié en el aprendizaje y prestando especial atención a las ovejas escapadas, puesto que su influencia sobre el resto del rebaño podría llegar a surtir un gran efecto. Por este motivo, es necesario continuar realizando estudios para entender cómo responde el ganado a este tipo de herramientas en sistemas silvopastorales en los que los recursos no son tan abundantes como en los pastos herbáceos abiertos o en los que tienen que cambiar de hábitos.

Conclusiones

Por todo ello, se podría decir que la gestión silvopascícola del ganado mediante vallados virtuales permite controlar el desarrollo del estrato arbustivo de sotobosque. Al tratarse de diferentes agroecosistemas forestales y especies ganaderas, el efecto sobre la vegetación observado ha sido distinto en ambas áreas de demostración. De esta manera, es de interés continuar con el estudio de un comportamiento diferencial de la especie ganadera en un mismo tipo de agroecosistema.

Por lo general, el ganado ovino, concretamente la raza Sasiardi, podría tener un gran potencial para el silvopastoralismo, interaccionando principalmente con las especies arbustivas y las zarzas. Sin embargo, su carácter gregario haría necesario un mayor seguimiento de sus movimientos y comportamiento. De cualquier manera, las vacas Terreñas, por su gran tamaño, contribuirían a controlar la vegetación de sotobosque, en especial los helechos y argoma. En consecuencia, sería interesante explorar la opción de combinar ambas especies y realizar un pastoreo mixto en un mismo ecosistema forestal para un mayor control del estrato arbustivo.

Los vallados virtuales permiten zonificar el grado de pastoreo en el sotobosque de los sistemas forestales según el interés que tenga. Sin embargo, al tratarse de agroecosistemas de menor cantidad de recursos, sería necesario hacer un seguimiento diario del movimiento del ganado e identificar cuándo empiezan a agotarse los recursos.

En definitiva, los vallados virtuales podrían resultar una alternativa adecuada para facilitar la gestión de los agroecosistemas silvopastorales y fomentar este tipo de actividad ganadera que contribuya al control del desarrollo del estrato arbustivo y, por lo tanto, a reducir el riesgo de incendio. Esto podría, además, indirectamente ayudar a impulsar el desarrollo de las comunidades rurales y a frenar su abandono.

Contribución de los autores

Ainhoa Urkijo: data curation, formal analysis, methodology, visualization, writing – original draft, writing – review & editing. **Andrea Martinez-Arribas:** data curation, formal analysis, methodology, visualization, writing – review & editing. **Lucía Varela-Castro:** data curation, formal analysis, methodology. **Ibone Ametzaga-Arregi:** investigation, supervision, writing – review & editing. **Isabel Albizu:** conceptualization, formal analysis, funding acquisition, investigation, methodology, project administration, resources, supervision, visualization, writing – review & editing.

Disponibilidad de datos y código

Dado que, a la fecha de aceptación de este artículo, este proyecto está todavía en curso e incluye registros de ubicación del ganado de diferentes ganaderos, se prefiere mantener la privacidad, por lo que los datos serán facilitados bajo solicitud razonable a la autora de correspondencia, A. Urkijo (aurkijo@neiker.eus).

Financiación, permisos requeridos, potenciales conflictos de interés y agradecimientos

Este trabajo se ha realizado con la financiación del proyecto LIFE SILFORE (LIFE21-CCA-ES-LIFE SILFORE/101074445). No se ha requerido ningún permiso especial para realizar el ensayo. Las autoras no declaran ningún conflicto de interés.

Agradecer a los ganaderos participantes en el proyecto, al Ayuntamiento de Orozko y la Junta Administrativa de Jauregi-Azilu por los permisos para realizar los ensayos, al personal de apoyo de NEIKER, y a Lucía Ayuso y Carlota Fernández.

Referencias

- Aaser, M. F., Staahltoft, S. K., Korsgaard, A. H., Trige-esbensen, A., Kristian, A., Alstrup, O., ... Linder, A. C. (2022). Is Virtual Fencing an Effective Way of Enclosing Cattle? Personality, Herd Behaviour and Welfare. *Animals*, (12), 842. <https://doi.org/10.3390/ani12070842>
- Amezaga, I., Mendarte, S., Albizu, I., Besga, G., Garbisu, C., & Onaindia, M. (2004). Grazing intensity, aspect, and slope effects on limestone grassland structure. *Journal of Rangeland Management*, 57(6), 606-612. <https://doi.org/10.2307/4004016>
- Batcheler, M., Smith, M. M., Swanson, M. E., Ostrom, M., & Carpenter-Boggs, L. (2024). Assessing silvopasture management as a strategy to reduce fuel loads and mitigate wildfire risk. *Scientific Reports*, 14(1), 1-9. <https://doi.org/10.1038/s41598-024-56104-3>
- Bracchetti, L., Carotenuto, L., & Catorci, A. (2012). Land-cover changes in a remote area of central Apennines (Italy) and management directions. *Landscape and Urban Planning*, 104(2), 157-170. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.09.005>
- Busqué, J., Rosa García, R., Celaya, R., Albizu, I., Aldai, N., Aldaz, J., ... Ruiz, R. (2016). Integración de trabajos de investigación para la gestión sostenible de los pastos de montaña del {Norte} peninsular. En *Innovación Sostenible en Pastos: Hacia una Agricultura de Respuesta al Cambio Climático. 55ª Reunión Científica de la de la Sociedad Española para el estudio de los pastos*. <http://hdl.handle.net/10532/3517>
- Calvo, L., Tárrega, R., & De Luis, E. (2002). Secondary succession after perturbations in a shrubland community. *Acta Oecologica*, 23(6), 393-404. [https://doi.org/10.1016/S1146-609X\(02\)01164-5](https://doi.org/10.1016/S1146-609X(02)01164-5)
- Campbell, D. L. M., Lea, J. M., Keshavarzi, H., & Lee, C. (2019). Virtual Fencing Is Comparable to Electric Tape Fencing for Cattle Behavior and Welfare. *Frontiers in Veterinary Science*, 6(December), 1-13. <https://doi.org/10.3389/fvets.2019.00445>
- Campbell, D. L. M., Ouzman, J., Mowat, D., Lea, J. M., Lee, C., & Llewellyn, R. S. (2020). Virtual fencing technology excludes beef cattle from an environmentally sensitive area. *Animals*, 10(6), 1-15. <https://doi.org/10.3390/ani10061069>
- Cruz, Ó., Riveiro, S. F., García-Duro, J., Casal, M., & Reyes, O. (2024). European Atlantic deciduous forests are more resilient to fires than Pinus and Eucalyptus plantations. *Forest Ecology and Management*, 561(April). <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2024.121849>
- De Luis, M., Baeza, M. J., Reventós, J., & González-Hidalgo, J. C. (2004). Fuel characteristics and fire behaviour in mature Mediterranean gorse shrublands. *International Journal of Wildland Fire*, 13(1), 79-87. <https://doi.org/10.1071/WF03005>
- den Herder, M., Moreno, G., Mosquera-Losada, R. M., Palma, J. H. N., Sidiropoulou, A., Santiago Freijanes, J. J., ... Burgess, P. J. (2017). Current extent and stratification of agroforestry in the European Union. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 241, 121-132. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.03.005>
- Doblas-Miranda, E., Alonso, R., Arnan, X., Bermejo, V., Brotons, L., de las Heras, J., ... Retana, J. (2017). A review of the combination among global change factors in forests, shrublands and pastures of the Mediterranean Region: Beyond drought effects. *Global and Planetary Change*, 148, 42-54. <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2016.11.012>
- Dumont, B., Dutronc, A., & Petit, M. (1998). How Readily Will Sheep Walk for a Preferred Forage? *Journal of Animal Science*, 76(4), 965-971. <https://doi.org/10.2527/1998.764965x>
- Euskalmet. (2025). *Behaketa. Estazioen datuak*. <https://www.euskalmet.euskadi.eus/behaketa/estazioen-datuak/>
- Federación de asociaciones de criadores de ganado bovino Terreño de Euskadi. (2021). *La raza - Vaca Terreña*. <https://vacaterrena.eus/la-raza/>
- Ferrer, C., Barrantes, O., & Broca, A. (2001). La Noción de Biodiversidad en los Ecosistemas Pascícolas Españoles. *Pastos*, 31(2), 129-184. <https://doi.org/10.1078/0031-4056-00130>
- Fraser, M. D., Theobald, V. J., Griffiths, J. B., Morris, S. M., & Moorby, J. M. (2009). Comparative diet selection by cattle and sheep grazing two contrasting heathland communities. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 129(1-3), 182-192. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2008.08.013>
- Gil da Costa, R. M., Povey, A., Medeiros-Fonseca, B., Ramwell, C., O'Driscoll, C., Williams, D., ... Mason, J. (2024). Sixty years of research on bracken fern (*Pteridium* spp.) toxins: Environmental exposure, health risks and recommendations for bracken fern control. *Environmental Research*, 257(February), 119274. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2024.119274>
- Graunke, K. L., Schuster, T., & Lidfors, L. M. (2011). Influence of weather on the behaviour of outdoor-wintered beef cattle in Scandinavia. *Livestock Science*, 136(2-3), 247-255. <https://doi.org/10.1016/j.livsci.2010.09.018>
- Graves, A., Burgess, P., Liagre, F., Pisanelli, A., Paris, P., Moreno, G., ... Dupraz, C. (2009). Farmer perceptions of silvoarable systems in seven European countries. En A. RIGUEIRO-RODRÍGUEZ, J. MCADAM, & M. R. MOSQUERA-LOSADA (Eds.), *Agroforestry in Europe. Advances in Agroforestry* (Vol. 6). Springer.

- Hamidi, D., Komainda, M., Tonn, B., Harbers, J., Grinnell, N. A., & Isselstein, J. (2021). The Effect of Grazing Intensity and Sward Heterogeneity on the Movement Behavior of Suckler Cows on Semi-natural Grassland. *Frontiers in Veterinary Science*, 8(March), 1-14. <https://doi.org/10.3389/fvets.2021.639096>
- Harrell, Jr, F. E. (2025). *Hmisc: Harrell Miscellaneous*. <https://doi.org/10.32614/CRAN.package.Hmisc>
- Hoffmann, I. (2013). Adaptation to climate change--exploring the potential of locally adapted breeds. *Animal: an international journal of animal bioscience*, 7 Suppl 2, 346-362. <https://doi.org/10.1017/S1751731113000815>
- Kearton, T., Marini, D., Cowley, F., Belson, S., & Lee, C. (2019). The effect of virtual fencing stimuli on stress responses and behavior in sheep. *Animals*, 9(1). <https://doi.org/10.3390/ani9010030>
- Kirkland, M., Atkinson, P. W., Aliácar, S., Saavedra, D., De Jong, M. C., Dowling, T. P. F., & Ashton-Butt, A. (2024). Protected areas, drought, and grazing regimes influence fire occurrence in a fire-prone Mediterranean region. *Fire Ecology*, 20(1). <https://doi.org/10.1186/s42408-024-00320-9>
- Langworthy, A. D., Verdon, M., Freeman, M. J., Corkrey, R., Hills, J. L., & Rawnsley, R. P. (2021). Virtual fencing technology to intensively graze lactating dairy cattle. I: Technology efficacy and pasture utilization. *Journal of Dairy Science*, 104(6), 7071-7083. <https://doi.org/10.3168/jds.2020-19796>
- Lasanta, T., Arnáez, J., Pascual, N., Ruiz-Flaño, P., Errea, M. P., & Lana-Renault, N. (2017). Space-time process and drivers of land abandonment in Europe. *Catena*, 149, 810-823. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.02.024>
- Lloret, F., Escudero, A., Lloret, J., & Valladares, F. (2024). An ecological perspective for analysing rural depopulation and abandonment. *People and Nature*, 6(2), 490-506. <https://doi.org/10.1002/pan3.10606>
- Lomax, S., Colusso, P., & Clark, C. E. F. (2019). Does virtual fencing work for grazing dairy cattle? *Animals*, 9(7). <https://doi.org/10.3390/ani9070429>
- López-Sánchez, A., Schroeder, J., Roig, S., Sobral, M., & Dirzo, R. (2014). Effects of cattle management on oak regeneration in northern Californian Mediterranean oak woodlands. *PLoS ONE*, 9(8). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0105472>
- López-Sánchez, A., Perea, R., Dirzo, R., & Roig, S. (2016). Livestock vs. wild ungulate management in the conservation of Mediterranean dehesas: Implications for oak regeneration. *Forest Ecology and Management*, 362, 99-106. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.12.002>
- MacDonald, D., Crabtree, J. R., Wiesinger, G., Dax, T., Stamou, N., Fleury, P., Gutierrez Lazpita, J., & Gibon, A. (2000). Agricultural abandonment in mountain areas of Europe: Environmental consequences and policy response. *Journal of Environmental Management*, 59(1), 47-69. <https://doi.org/10.1006/jema.1999.0335>
- Mandaluniz, N., Aldezabal, A., & Oregui, L. M. (2009). Atlantic mountain grassland-heathlands: structure and feeding value. *Spanish Journal of Agricultural Research*, 7(1), 129-136. <https://doi.org/10.5424/sjar/2009071-405>
- Mandaluniz, N., Aldezabal, A., & Oregui, L. M. (2011). Diet selection of beef cattle on Atlantic grassland-heathland mosaic: Are heathers more preferred than expected? *Livestock Science*, 138(1-3), 49-55. <https://doi.org/10.1016/j.livsci.2010.12.002>
- Marini, D., Llewellyn, R., Belson, S., & Lee, C. (2018). Controlling within-field sheep movement using virtual fencing. *Animals*, 8(3), 1-11. <https://doi.org/10.3390/ani8030031>
- Marini, D., Kearton, T., Ouzman, J., Llewellyn, R., Belson, S., & Lee, C. (2020). Social influence on the effectiveness of virtual fencing in sheep. *PeerJ*, 8, 1-16. <https://doi.org/10.7717/peerj.10066>
- Marini, D., Cowley, F., Belson, S., & Lee, C. (2022). Comparison of virtually fencing and electrically fencing sheep for pasture management. *Animal Production Science*, 62(11), 1000-1005. <https://doi.org/10.1071/AN21459>
- McEvoy, P. M., Flexen, M., & McAdam, J. H. (2006). The effects of livestock grazing on ground flora in broadleaf woodlands in Northern Ireland. *Forest Ecology and Management*, 225(1-3), 39-50. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.12.026>
- MAPA. (2019). *Catálogo oficial de Razas de Ganado de España*. Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación. <https://www.mapa.gob.es/es/ganaderia/temas/zootecnia/razas-ganaderas/razas/catalogo-razas/default.aspx>
- MITECO. (2022). *Los incendios forestales en España 1 de enero - 31 de diciembre 2022*. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. https://www.miteco.gob.es/content/dam/miteco/es/biodiversidad/temas/incendios-forestales/avance_1_enero_31_diciembre_2022_tcm30-560521.pdf
- Mosquera-Losada, M. R., Santiago-Freijanes, J. J., Pisanelli, A., Rois-Díaz, M., Smith, J., den Herder, M., ... Burgess, P. J. (2018). Agroforestry in the European common agricultural policy. *Agroforestry Systems*, 92(4), 1117-1127. <https://doi.org/10.1007/s10457-018-0251-5>
- Nunes, M. C. S., Vasconcelos, M. J., Pereira, J. M. C., Dasgupta, N., Alldredge, R. J., & Rego, F. C. (2005). Land Cover Type and Fire in Portugal: Do Fires Burn Land Cover Selectively? *Landscape Ecology*, 20(6), 661-673. <https://doi.org/10.1007/s10980-005-0070-8>
- O'Grady, A. P., Mendham, D. S., Mokany, K., Smith, G. S., Stewart, S. B., & Harrison, M. T. (2024). Nature-Based Solutions Grazing systems and natural capital: Influence of grazing management on natural capital in extensive livestock production systems. *Nature-Based Solutions*, 6, 100181. <https://doi.org/10.1016/j.nbsj.2024.100181>
- Oksanen, J., Simpson, G. L., Blanchet, F. G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P. R., ... Weedon, J. (2001). *vegan: Community Ecology Package*. <https://doi.org/10.32614/CRAN.package.vegan>
- Öllerer, K., Varga, A., Kirby, K., Demeter, L., Biró, M., Bölöni, J., & Molnár, Z. (2019). Beyond the obvious impact of domestic livestock grazing on temperate forest vegetation – A global review. *Biological Conservation*, 237(June), 209-219. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.07.007>
- Pausas, J. G., & Fernández-Muñoz, S. (2012). Fire regime changes in the Western Mediterranean Basin: From fuel-limited to drought-driven fire regime. *Climatic Change*, 110(1-2), 215-226. <https://doi.org/10.1007/s10584-011-0060-6>
- Putfarken, D., Dengler, J., Lehmann, S., & Härdtle, W. (2008). Site use of grazing cattle and sheep in a large-scale pasture landscape: A GPS/GIS assessment. *Applied Animal Behaviour Science*, 111(1-2), 54-67. <https://doi.org/10.1016/j.applanim.2007.05.012>
- QGIS Development Team. (2021). *QGIS Geographic Information System*. Open Source Geospatial Foundation Project. <http://qgis.osgeo.org>
- Quintas-Soriano, C., Torralba, M., García-Martín, M., & Plieninger, T. (2023). Narratives of land abandonment in a biocultural landscape of Spain. *Regional Environmental Change*, 23(4), 1-16. <https://doi.org/10.1007/s10113-023-02125-z>
- R Core Team. (2022). *A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing. <https://www.r-project.org/>
- Rouet-Leduc, J., Pe'er, G., Moreira, F., Bonn, A., Helmer, W., Shahsavani Zadeh, S. A. A., ... van der Plas, F. (2021). Effects of large herbivores on fire regimes and wildfire mitigation. *Journal of Applied Ecology*, 58(12), 2690-2702. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13972>
- Schneider, A. R., & Hering, D. (2024). Effects of extensive grazing and mowing compared to abandonment on the biodiversity of European grasslands: A meta-analysis. *Applied Vegetation Science*, 27(4), 1-11. <https://doi.org/10.1111/avsc.70003>
- Schuh, B., Andronic, C., Derszniak-Noirjean, M., Gaupp-Berghausen, M., Hsiung, C. H., & Münch, A. (2020). *Research for AGRI Committee – The challenge of land abandonment after 2020 and options for mitigating measures* (Número December). [https://www.europarl.europa.eu/RegData/etudes/STUD/2020/652238/IPOL_STU\(2020\)652238_EN.pdf](https://www.europarl.europa.eu/RegData/etudes/STUD/2020/652238/IPOL_STU(2020)652238_EN.pdf)

- Shingu, Y., Kondo, S., & Hata, H. (2010). Differences in grazing behavior of horses and cattle at the feeding station scale on woodland pasture. *Animal Science Journal*, 81(3), 384-392. <https://doi.org/10.1111/j.1740-0929.2010.00748.x>
- Taüll, M., Baiges, T., & Casals, P. (2012). Herbage production, grass quality and stocking in different types of dehesa stands in Catalonia: trees effect. *51 Reunión Científica de la SEEP*. <https://academica-e.unavarra.es/handle/2454/27810>
- Urkijo, A., Ametzaga-Arregi, I., & Albizu, I. (2023). Silvopastoralism in Gorbeia SAC (Basque Country): spatial and temporal selection of woodlands. *Ecosistemas*, 32(2). <https://doi.org/10.7818/ECOS.2456>
- Uzun, F., Ocak, N., Senel, M. Z., & Karadag, Y. (2016). The rates of desirable grazing plant species in rangelands: effect of different animal species and grazing pressures. *Options Méditerranéennes. Serie A, Séminaires Méditerranéens*, 86(114), 83-86.
- Velado-Alonso, E., Morales-Castilla, I., & Gómez-Sal, A. (2020). Recent land use and management changes decouple the adaptation of livestock diversity to the environment. *Scientific Reports*, 10(1), 1-12. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-77878-2>
- Verdon, M., & Rawnsley, R. (2020). The Effects of Dairy Heifer Age at Training on Rate of Learning and Retention of Learning in a Virtual Fencing Feed Attractant Trial. *Frontiers in Animal Science*, 1(December), 1-12. <https://doi.org/10.3389/fanim.2020.618070>
- Verdon, M., Langworthy, A., & Rawnsley, R. (2021). Virtual fencing technology to intensively graze lactating dairy cattle. II: Effects on cow welfare and behavior. *Journal of Dairy Science*, 104(6), 7084-7094. <https://doi.org/10.3168/jds.2020-19797>
- Vidal-Cardos, R., Fàbrega, E., & Dalmau, A. (2025). Geolocation tracking to monitor spatial distribution and habitat selection of cows, horses and sheep grazing in mountainous areas. *Applied Animal Behaviour Science*, 292. <https://doi.org/10.1016/j.applanim.2025.106776>
- Wickham, H. (2016). *Ggplot2: elegant graphics for data analysis*. Springer.
- Wilke, C. O. (2015). *cowplot: Streamlined Plot Theme and Plot Annotations for «ggplot2»*. <https://doi.org/10.32614/CRAN.package.cowplot>
- Wilms, L., Komainda, M., Hamidi, D., Riesch, F., Horn, J., & Isselstein, J. (2024). How do grazing beef and dairy cattle respond to virtual fences? A review. *Journal of Animal Science*, 102(April). <https://doi.org/10.1093/jas/skae108>

Anexo / Annex

Tabla A1. Media $\pm$ error estándar de la cobertura de los grupos funcionales de vegetación (%).

Table A1. Mean $\pm$ standard error of the cover of the vegetation functional groups (%). *Arbustivas*= shrubs; *Zarza*= bramble; *Ericáceas*= ericaceous; *Argoma*= gorse; *Helecho*= ferns; *Gramíneas y graminoides*= grasses and graminoids; *Otras dicotiledóneas*= other dicotyledons; *Plántulas*= seedlings; *Musgo*= moss; *Hojarasca*= litter; *Necromasa*= necromass; *Suelo desnudo*= bare soil.

	2023				2024			
	Pre		Post		Pre		Post	
	Pastoreo	Control	Pastoreo	Control	Pastoreo	Control	Pastoreo	Control
Orozko								
Arbustivas	62.36 $\pm$ 5.80	72.24 $\pm$ 10.89	65.48 $\pm$ 5.35	64.64 $\pm$ 8.52	111.2 $\pm$ 10.27	113.56 $\pm$ 9.13	66.08 $\pm$ 8.23	84.36 $\pm$ 10.42
Zarza	32.76 $\pm$ 5.15	39.88 $\pm$ 9.16	39.2 $\pm$ 5.28	38.4 $\pm$ 8.30	59.6 $\pm$ 6.79	57.68 $\pm$ 13.35	38.2 $\pm$ 4.16	56.8 $\pm$ 11.68
Ericáceas	7.28 $\pm$ 2.07	12.4 $\pm$ 2.28	4.08 $\pm$ 1.92	4.56 $\pm$ 1.90	20.6 $\pm$ 10.66	9.2 $\pm$ 2.82	6.2 $\pm$ 1.53	7.36 $\pm$ 3.04
Argoma	5.32 $\pm$ 2.11	1.08 $\pm$ 0.78	4.4 $\pm$ 2.04	1 $\pm$ 0.77	4.68 $\pm$ 1.73	4.4 $\pm$ 2.99	4.4 $\pm$ 1.91	1.2 $\pm$ 0.73
Helecho	17 $\pm$ 3.63	18.88 $\pm$ 3.85	17.8 $\pm$ 4.8	20.68 $\pm$ 5.43	26.32 $\pm$ 5.23	42.28 $\pm$ 8.15	17.28 $\pm$ 4.44	19 $\pm$ 5.44
Graminoides*	28.88 $\pm$ 9.18	28.28 $\pm$ 10.05	26.4 $\pm$ 8.67	30.8 $\pm$ 3.98	34.2 $\pm$ 9.54	42.4 $\pm$ 8.11	38.4 $\pm$ 3.12	32.6 $\pm$ 6.39
Otras dic.**	3.28 $\pm$ 1.22	3.44 $\pm$ 1.66	3.2 $\pm$ 2.48	3.36 $\pm$ 1.44	0.8 $\pm$ 0.58	2 $\pm$ 1.52	1.2 $\pm$ 0.58	8.48 $\pm$ 4.67
Plántulas	0.4 $\pm$ 0.18	1.24 $\pm$ 0.70	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0.28 $\pm$ 0.17	0.2 $\pm$ 0.11	0.08 $\pm$ 0.05	0.76 $\pm$ 0.66
Musgo	12.68 $\pm$ 7.59	18.32 $\pm$ 10.62	13.6 $\pm$ 7.55	25.44 $\pm$ 14.41	14 $\pm$ 8.55	17.6 $\pm$ 12.50	17 $\pm$ 8.79	20.2 $\pm$ 10.93
Hojarasca	43.2 $\pm$ 5.58	28.88 $\pm$ 4.75	75.2 $\pm$ 4.50	70.8 $\pm$ 2.44	33.2 $\pm$ 4.22	26.28 $\pm$ 9.09	65 $\pm$ 6.28	61.8 $\pm$ 9.62
Necromasa	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	2.8 $\pm$ 2.8	3.4 $\pm$ 2.23
Suelo desnudo	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	5.2 $\pm$ 1.39	5.4 $\pm$ 3.22	0 $\pm$ 0	4.2 $\pm$ 4.2	8.2 $\pm$ 2.92	4.52 $\pm$ 4.37
Jauregi								
Arbustivas	50.6 $\pm$ 2.16	58.68 $\pm$ 3.63	48.2 $\pm$ 3.57	32.6 $\pm$ 4.31	75.4 $\pm$ 8.36	58.32 $\pm$ 4.78	54.88 $\pm$ 8.27	30.76 $\pm$ 5.80
Zarza	40.6 $\pm$ 3.53	50.6 $\pm$ 1.80	40.8 $\pm$ 4.43	27.2 $\pm$ 2.03	60.6 $\pm$ 4.99	51.8 $\pm$ 5.32	45 $\pm$ 5.74	25.08 $\pm$ 3.01
Ericáceas	0 $\pm$ 0	0.28 $\pm$ 0.28	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	1.4 $\pm$ 0.98	0 $\pm$ 0	0.8 $\pm$ 0.49	0.28 $\pm$ 0.28
Argoma	3.8 $\pm$ 3.8	1.8 $\pm$ 1.8	2.8 $\pm$ 2.8	1 $\pm$ 0.63	3.2 $\pm$ 2.03	1.2 $\pm$ 1.2	1.4 $\pm$ 1.4	3.4 $\pm$ 3.4
Helecho	6.2 $\pm$ 2.42	6 $\pm$ 2.51	4.6 $\pm$ 2.04	4.4 $\pm$ 3.43	10.2 $\pm$ 5.90	5.32 $\pm$ 1.57	7.68 $\pm$ 3.75	2 $\pm$ 1.38
Graminoides*	36.08 $\pm$ 9.51	35.48 $\pm$ 9.21	32.28 $\pm$ 9.52	30.8 $\pm$ 5.92	32 $\pm$ 10.75	39.12 $\pm$ 8.90	25.8 $\pm$ 10.08	16.88 $\pm$ 3.28
Otras dic.**	10.2 $\pm$ 2.15	10.48 $\pm$ 4.63	4.64 $\pm$ 1.07	4.56 $\pm$ 1.18	11.48 $\pm$ 2.61	8.2 $\pm$ 2.30	3.72 $\pm$ 0.91	3.32 $\pm$ 1.24
Plántulas	2 $\pm$ 0.76	0.88 $\pm$ 0.36	0.32 $\pm$ 0.18	0.32 $\pm$ 0.13	0.56 $\pm$ 0.34	0.16 $\pm$ 0.12	0.48 $\pm$ 0.30	0.08 $\pm$ 0.05
Musgo	0.88 $\pm$ 0.59	1.4 $\pm$ 0.75	1.6 $\pm$ 1.36	0.68 $\pm$ 0.47	0.64 $\pm$ 0.36	0.64 $\pm$ 0.41	0.6 $\pm$ 0.4	0.52 $\pm$ 0.33
Hojarasca	81.4 $\pm$ 2.34	82.8 $\pm$ 3.31	84 $\pm$ 3.18	77 $\pm$ 5.58	74.8 $\pm$ 11.27	81.6 $\pm$ 5.63	91 $\pm$ 3.25	91.48 $\pm$ 2.21
Necromasa	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	1.4 $\pm$ 0.87	0 $\pm$ 0
Suelo desnudo	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	2.2 $\pm$ 1.96	6.88 $\pm$ 3.80	0.6 $\pm$ 0.4	1.2 $\pm$ 0.58	1.4 $\pm$ 0.68	2.72 $\pm$ 0.71

* Gramíneas y graminoides; ** Otras dicotiledóneas