



8º CONGRESO FORESTAL ESPAÑOL

La **Ciencia forestal** y su contribución a
los **Objetivos de Desarrollo Sostenible**



8CFE

Edita: Sociedad Española de Ciencias Forestales

Cataluña | Catalunya - 27 junio | juny - 1 julio | juliol 2022

ISBN 978-84-941695-6-4

© Sociedad Española de Ciencias Forestales

Organiza



Evaluación económica de la pérdida del servicio ecosistémico de aprovisionamiento en ecosistemas pascícolas de montaña debido al desajuste de los regímenes tradicionales de fuego y pastoreo

DURÁN LÁZARO, M.¹, CANALS TRESSERRAS, R.M. ¹, SAN EMETERIO GARNIANDÍA, L.¹, MÚGICA AZPILICUETA, L. ¹ y IBARROLA SUBIZA, A.¹

¹ Instituto de Innovación y Sostenibilidad en la Cadena Agroalimentaria (IS-FOOD), Departamento de Agronomía, Biotecnología y Alimentación, Universidad Pública de Navarra (UPNA), Campus Arrosadía, 31006, Pamplona, España.

Resumen

Uno de los mayores retos a los que se enfrentan los ecosistemas pascícolas de montaña es al declive de la ganadería extensiva. Este trabajo cuantificó económicamente la pérdida del servicio ecosistémico de aprovisionamiento de alimento para el ganado debido a la expansión de *Brachypodium rupestre* en el Pirineo navarro favorecida por el desajuste de los regímenes tradicionales de fuego y pastoreo. Para ello, se aplicó el enfoque económico del método de sustitución a partir de datos procedentes de inventarios florísticos y detallada información zootécnica. El número de raciones alimenticias perdidas fue de 50.007, lo que supone un coste total de 21.146€ (107€/ha) para la temporada de pastoreo del año 2019 según la estimación económica menos costosa. Este tipo de trabajos pueden ser una buena herramienta para sensibilizar a la sociedad, a los responsables políticos, y en especial a las partes interesadas (ganaderos, gestores del territorio, etc.) del problema de la degradación de los pastos de montaña y la importancia de conservarlos bajo una gestión sostenible.

Palabras clave

Brachypodium rupestre, pastos de montaña, servicio ecosistémico de aprovisionamiento, quemas prescritas, pastoreo, degradación, método de sustitución.

1. Introducción

Los pastos naturales forman parte del paisaje en mosaico de las zonas de montaña, albergan una gran biodiversidad y nos proveen de numerosos servicios ecosistémicos como los de aprovisionamiento (alimentos, materias primas, etc.), regulación (calidad del aire y del agua, almacenamiento de carbono, etc.), apoyo (hábitats para flora y fauna, mantenimiento de diversidad genética, etc.) y culturales (turismo, recreo, etc.) (MEA, 2005; Sollenberger et al, 2019). Respecto al patrimonio cultural, la gestión de los pastos de montaña representa un ancestral legado de la interacción entre los humanos y los herbívoros. Las grandes manadas de herbívoros salvajes y los regímenes naturales de incendios moldearon estos espacios abiertos. Gradualmente, el hombre fue adquiriendo el control de la gestión del territorio, los herbívoros domésticos adquirieron el rol de las grandes manadas y los incendios naturales pasaron a ser quemas controladas enfocadas a frenar los procesos de matorralización. Una gestión sostenible de los pastos de montaña promueve comunidades florísticas de alto valor ambiental y gran importancia económica al abastecer de alimento al ganado durante el periodo estival (Bernués et al, 2014; Sebastià et al, 2008). Sin embargo, en las últimas décadas profundos cambios socioeconómicos están afectando a las zonas rurales de montaña. El abandono rural, el envejecimiento de la población y la modernización del sector primario, enfocado a la intensificación de las explotaciones ganaderas, se ha visto reflejado en un fuerte descenso del número de animales pastantes. El abandono del pastoreo implica la desaparición de sus efectos sobre el ecosistema –consumo de biomasa, pisoteo, deposiciones, etc.– por lo que la composición florística de los pastos se ve alterada y se favorece la acumulación de biomasa. En el particular caso del Pirineo navarro, la acumulación de biomasa ha incentivado un uso más recurrente del fuego con el objetivo de reducir esa biomasa no pastada. Este desacople de los

regímenes tradicionales de fuego y pastoreo —altas cargas ganaderas y quemas puntuales frente a bajas cargas ganaderas y quemas recurrentes— ha provocado un drástico cambio de la composición florística y ha favorecido la expansión de la especie *Brachypodium rupestre* (Múgica et al, 2021).



Figura 1. Proceso de degradación de los pastos debido a la expansión de *B. rupestre* en relación a la gestión de la ganadería y el fuego.

En Europa, el género *Brachypodium* sp. es uno de los géneros con más representación de gramíneas altas o “tallgrasses”. Este término aglutina al grupo de gramíneas que tienden a dominar las cubiertas vegetales por la altura que son capaces de alcanzar, su expansión clonal, la acumulación de su propia biomasa y la capacidad de monopolizar los recursos del suelo y la luz (Baba et al, 2016; Grime, 2001; Mojzes et al, 2003). En los pastos calcáreos de Europa podemos encontrar las especies perennes *B. pinnatum*, *B. genuense* y *B. rupestre*. Pese a la variabilidad genética que en la actualidad sabemos que las separa (Catalá et al, 2015), en todas ellas se observan patrones de expansión similares ligados al cese de las actividades ganaderas que limitaban su desarrollo (Poschlod & WallisDeVries, 2002; Vitasović et al, 2014). Las nuevas circunstancias abióticas unido a sus características fisiológicas y morfológicas les confieren la capacidad de desplazar al resto de especies acompañantes, generando una fuerte pérdida de diversidad florística (Baba et al, 2012; Bobbink & Willems, 1987; Bricca et al, 2020; Niedrist et al, 2009; Tardella et al, 2017). Por otro lado, su escasa digestibilidad y palatabilidad se traduce en un rechazo por parte de los animales a ser consumidas, originando la acumulación de su propia materia muerta, y en el caso del Pirineo navarro perpetuando el uso abusivo del fuego bajo una percepción confusa del problema por parte de los ganaderos locales que en la mayoría de los casos no son conscientes de la degradación ambiental que supone la expansión de esta gramínea (Canals, 2019; Canals et al, 2014).

2. Objetivos

A pesar de los concluyentes resultados que arrojan los estudios relacionados con la expansión de *B. rupestre* (Canals et al, 2019, 2017; San Emeterio et al, 2021), y el relevante papel de la

ganadería extensiva, la concienciación y transmisión del conocimiento científico a los gestores del territorio resulta difícil y compleja. Dado que en la sociedad actual el valor ambiental que generan los ecosistemas carece aún de precio de mercado, encontrar una metodología que permita cuantificar la degradación ambiental, aunque sea relacionada con un único servicio ecosistémico, puede permitir despertar conciencia y justificar acciones de mejora y de restauración. Por ello, este trabajo cuantifica económicamente el coste asociado a la pérdida del servicio ecosistémico de aprovisionamiento ligado a la expansión de *B. rupestre* debido al desajuste de los regímenes tradicionales de fuego y pastoreo.

3. Metodología

El valle de Aezkoa, es el valle más occidental de la cordillera pirenaica (42,53' - 43,3' N, 1,8' - 1,17' W). Abarca una superficie de 198 Km² y sus 873 habitantes se distribuyen en nueve municipios (Abaurrea alta, Abaurrea baja, Aria, Aribé, Garaioa, Garralda, Orbaizeta, Orbara y Villanueva de Aezkoa). Su clima es frío en invierno con numerosas nevadas, y suave y con nieblas en verano. La temperatura media anual es de 9,3 °C y las precipitaciones acumuladas alcanzan los 1.856 mm al año (estación climática de Irabia, <http://meteo.navarra.es>). Por las características ambientales que conserva la zona, la mayoría de su superficie quedó enclavada en la zona ZEC Roncesvalles-Selva de Irati (Figura 1). En el texto de su plan de gestión, quedó plasmado el objetivo de asegurar el estado de conservación de los pastizales bajo un modelo de gestión sostenible que garantice la permanencia de la actividad ganadera de la zona (Decreto Foral 9/2011, de 7 de febrero). La ganadería extensiva ha sido el pilar económico del valle de Aezkoa. Durante el invierno los animales permanecen en las zonas bajas del valle alimentándose de forrajes concentrados o ensilados, y en verano son trasladados a las zonas más altas donde se alimentan del pasto disponible. La mayor unidad de pasto del valle se conoce como Puertos Grandes (1.692 ha) y limita al norte con Francia. La calidad y cantidad de pasto disponible también ha sido aprovechada por ganaderos del vecino valle francés de Cize. El uso compartido de las superficies de pasto forjó las facerías. Esta figura, basada en antiguos acuerdos previos al establecimiento de las modernas fronteras, establecía las bases para un uso compartido de los pastos por parte de ganaderos de ambas partes de la vertiente pirenaica a cambio del pago de un canon económico. Concretamente, la facería Aezkoa/Cize, permanece actualizada y vigente desde 1556 y son mayoritariamente los rebaños franceses los que aprovechan la superficie del lado español (Razquin et al, 2012). En la campaña de pastos del año 2021 el canon pagado por el valle del Cize a Aezkoa alcanzó los 76.011€.

Estas zonas de pastos naturales se desarrollan entre los 800 y 1.400 msnm y albergan comunidades florísticas formadas por un diverso dosel de especies herbáceas (*Festuca rubra*, *Agrostis capillaris*, *Danthonia decumbens*, *Achillea millefolium*, *Potentilla erecta*, *Gallium saxatile*, *Brachypodium rupestre*, etc.). Sin embargo, en algunas zonas, encontramos extensas áreas degradadas dominadas por *B. rupestre*. Las cubiertas diversas y degradadas son fácilmente distinguibles por su composición botánica, por lo que en primer lugar cuantificamos la pérdida de cantidad y calidad del pasto comparándolos florísticamente con el objetivo de llegar a determinar el número de raciones alimenticias perdidas. A continuación, determinamos su coste bajo la hipotética situación en la que los ganaderos no puedan disponer de pasto natural y tuvieran que alimentar al ganado en pesebre. Este enfoque se basa en el método de sustitución de Champ (2017) y busca estimar un valor económico del recurso ambiental perdido, considerando la opción menos costosa. Esta metodología incluye dos posibles tipos de análisis: el del coste de reemplazo o el de la equivalencia de recursos. Las principales limitaciones del primer tipo de análisis recaen en la dificultad de encontrar un recurso exactamente igual al perdido y el riesgo de subestimar el coste que supondría producir ese recurso de forma artificial. Por ello, se adoptó el segundo análisis donde se considera el coste económico de la compensación para la víctima por la pérdida del recurso (Chapman et al, 2018), en nuestro caso la compensación a los ganaderos por el coste del alimento de los animales. La cantidad del recurso perdido se puede reflejar en biomasa de forraje, y la evaluación del servicio que proporciona corresponde concretamente al servicio ecosistémico de

aprovisionamiento de alimento para el ganado. Sin embargo, este análisis se representa mediante el coste por hectárea considerándolo constante en el tiempo y el espacio. Para hacer frente a esta limitación, y por la variedad de posibles escenarios, desarrollamos un análisis de sensibilidad en el que se consideró la variable digestibilidad de *B. rupestris* a lo largo de su desarrollo y la calidad de la ración de reemplazo.

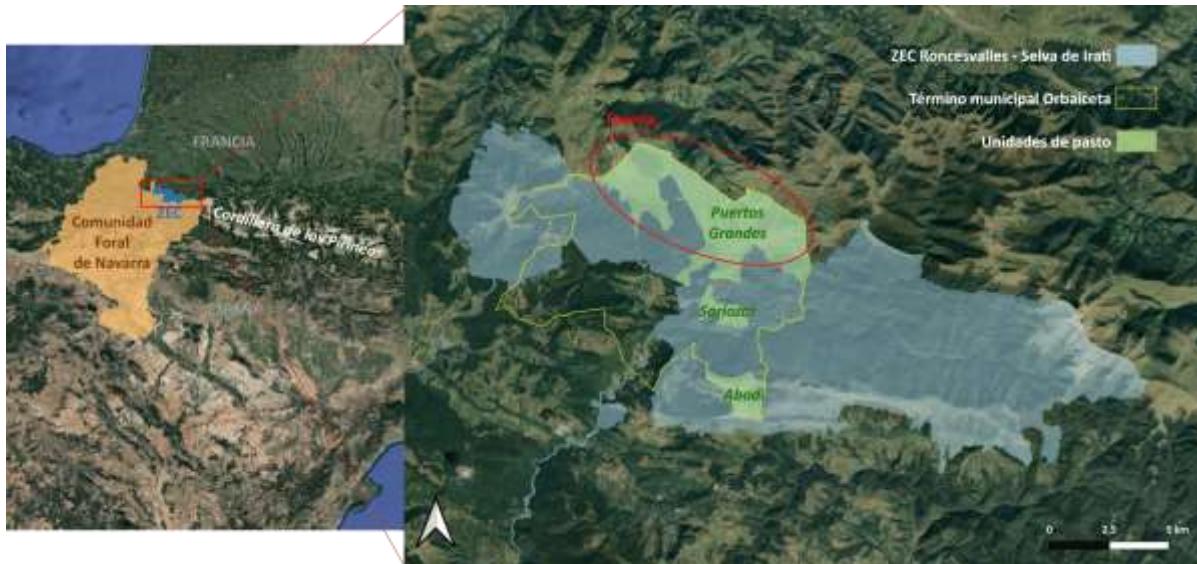


Figura 2. Localización geográfica de la zona ZEC Roncesvalles-Selva de Irati en la cordillera pirenaica y dentro de la Comunidad Foral de Navarra (izquierda). Localización de las unidades de pasto dentro del término municipal de Orbaiceta perteneciente al Valle de Aezkoa (derecha).

Gracias a la cartografía disponible de estudios previos en el valle de Aezkoa (Proyecto de ordenación de los recursos pascícolas del monte Aezkoa (POP), Ferrer y Canals, 2008), se eligieron ocho zonas con diferentes coberturas de *B. rupestris* y se realizaron inventarios florísticos siguiendo el método del “*point quadrat*”. Para ello, se identificaron las especies que entraron en contacto con una varilla colocada verticalmente a una distancia de 50 cm a lo largo de dos transectos de 20 m cada uno. Los datos florísticos se sometieron a un análisis de componentes principales (PCA). Se calcularon los índices de diversidad de riqueza de especies y de Shannon-Wiener, y se realizó un análisis simple de la varianza (anova) para determinar la significancia de la cobertura de *B. rupestris* (R Core Team, 2015).

El índice del valor pastoral (PFV, *pastoral forage value*) (Daget & Poissonet, 1971) se aplica con el objetivo de clasificar y evaluar los recursos pastorales disponibles, realizar evaluaciones ecológicas y planificar una gestión sostenible de los pastos (Argenti & Lombardi, 2012; Pittarello et al, 2016). El PFV oscila entre 0 y 100 y se basa en el índice de calidad específica de cada especie (ISQ, *index specific quality*), entre 0 y 5, según su palatabilidad, digestibilidad, productividad, etc. (Jouplet, 1999). Se aplica la siguiente ecuación, donde SCI hace referencia a la contribución específica de cada especie (*i*) en cada transecto:

$$\text{PFV} = 0.2 \sum_{i=1}^n (\text{SCI}_i * \text{ISQ}_i)$$

Una vez calculado el PFV podemos transformarlo en cantidad de energía multiplicándolo por el coeficiente k cuyo valor depende de las características regionales de altitud y clima de la zona de estudio, entre 50 y 60 para el valle de Aezkoa. De este modo la energía queda representada en unidades forrajeras por hectárea (FU, *forage units*), un parámetro habitualmente utilizado para comparar piensos. La diferencia entre la energía promedio que suministran las cubiertas diversas

frente a las degradadas nos permite estimar la energía perdida a causa de la expansión de *B. rupestris*.

Para transformar la energía perdida en número de raciones alimentarias para el ganado es necesario conocer la capacidad de ingesta de alimento (Kg materia seca al día) y el suministro diario de energía (FU/día) necesarios para satisfacer las demandas de producción y mantenimiento de cada tipo de animal. A partir de censos reales de los animales que forman la cabaña ganadera del valle de Aezkoa (ovejas, vacas y caballos) y utilizando el programa informático INRAtion-Prévalim (INRA, 2017-2019) se diseñó y se puso precio a dos tipos de raciones acordes con situaciones reales que se dan en el valle: una ración más económica basada en productos producidos en la misma granja y otra ración más costosa a partir de productos comprados en el mercado exterior. Para cada tipo de animal se seleccionó la ración más barata, de acuerdo con la premisa del análisis de equivalencia de recursos (Figura 3).

Como complemento a la evaluación económica se realizó un análisis de sensibilidad analizando dos posibles supuestos: a) la variación de energía suministrada por el pasto a lo largo de la temporada de pastoreo y b) la variación del coste de la ración de reemplazo. En el primer caso, la bibliografía consultada atribuye a *B. rupestris* un valor del índice de calidad de 1, sin embargo su digestibilidad disminuye rápidamente y los animales rechazan su consumo, por lo que ante esta situación el valor de cero es más acorde a la realidad. En el segundo caso, la climatología marca la diferencia entre los años favorables y desfavorables para la producción de forraje de proximidad o la necesidad de hacer uso de productos de mercados exteriores marcados por la volatilidad de los precios del mercado e influenciados por la globalización.

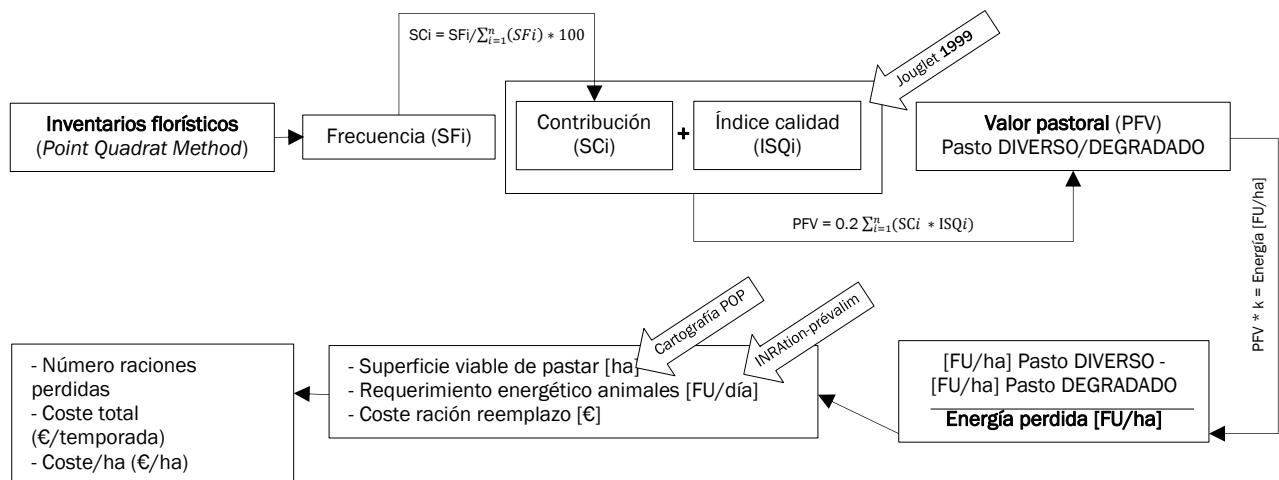


Figura 3. Esquema de la metodología a seguir para estimar el número de raciones alimenticias perdidas y su coste.

4. Resultados

Con un total de 800 puntos inventariados, el análisis de componentes principales separó los 16 inventarios según su composición florística. La proporción de la varianza del primer eje fue del 67.8% y de 9.2% para el segundo. Los inventarios del lado izquierdo de la ordenación correspondieron a cubiertas en las que la cobertura de *B. rupestris* osciló entre el 29% y el 83%. Las cubiertas con un porcentaje de cobertura de *B. rupestris* superior al 75% fueron las zonas más degradadas y aquellas entre un 25% y un 75% representaron cubiertas en fuerte proceso de degradación donde la gramínea se está expandiendo rápidamente formando grandes rodales (Figura 1). Los inventarios ordenados a la derecha del eje principal obtuvieron coberturas de *B. rupestris* inferiores al 25% y fueron cubiertas florísticamente más diversas (Figura 4). Los índices de diversidad de riqueza de especies y de Shannon-Wiener mostraron una gran significancia entre las cubiertas diversas y degradadas ($F =$

25.8, $p < 0.001$; $F = 18.46$, $p < 0.001$). El promedio de especies en las zonas diversas y degradadas fue de 22 y 11, respectivamente. En el mismo orden, el índice de diversidad de Shannon-Wiener fue de 2.51 y 1.55. A medida que aumenta la frecuencia de *B. rupestre* se observa una disminución de las especies acompañantes (*Festuca rubra*, *Agrostis capillaris*, *Cruciata glabra*, *Plantago lanceolata*, *Hieracium pilosella*, etc.) (Figura 4).

La superficie total de pastos del valle de Aezkoa es de 2.147 ha distribuidas en tres unidades de pastos (Puertos Grandes, Sariozar y Abodi). Gracias a la cartografía previa del POP sabemos que en 1.134,01 ha está presente *B. rupestre* formando parte natural de pastos diversos (846.25 ha, cobertura $Br < 25\%$), de pastos en avanzado proceso de degradación (96.85 ha, cobertura Br entre 25-75%) o en pastos ya degradados (190.91 ha, coberturas $Br > 75\%$). Sin embargo, para una estimación lo más real posible de la superficie de pasto viable de ser mejorada o recuperada, se cruzó la cartografía de coberturas de *B. rupestre* y pendientes, generando un nuevo mapa que agrupó los pastos diversos, en proceso de degradación y degradados en: zonas con pendientes superiores al 50% ($> 15^\circ$) inapropiadas para el pastoreo (273.41 ha), zonas con pendientes intermedias entre el 30 y el 50% ($7^\circ-15^\circ$) aptas sólo para ser pastadas por ganado ovino (512.17 ha) y zonas llanas con pendientes inferiores al 30% aptas para ser pastadas por ganado ovino, bovino y caballar (348.43 ha). De este modo la superficie degradada pero con gran potencial para ser pastada fue de 200.05 ha (Figura 5).

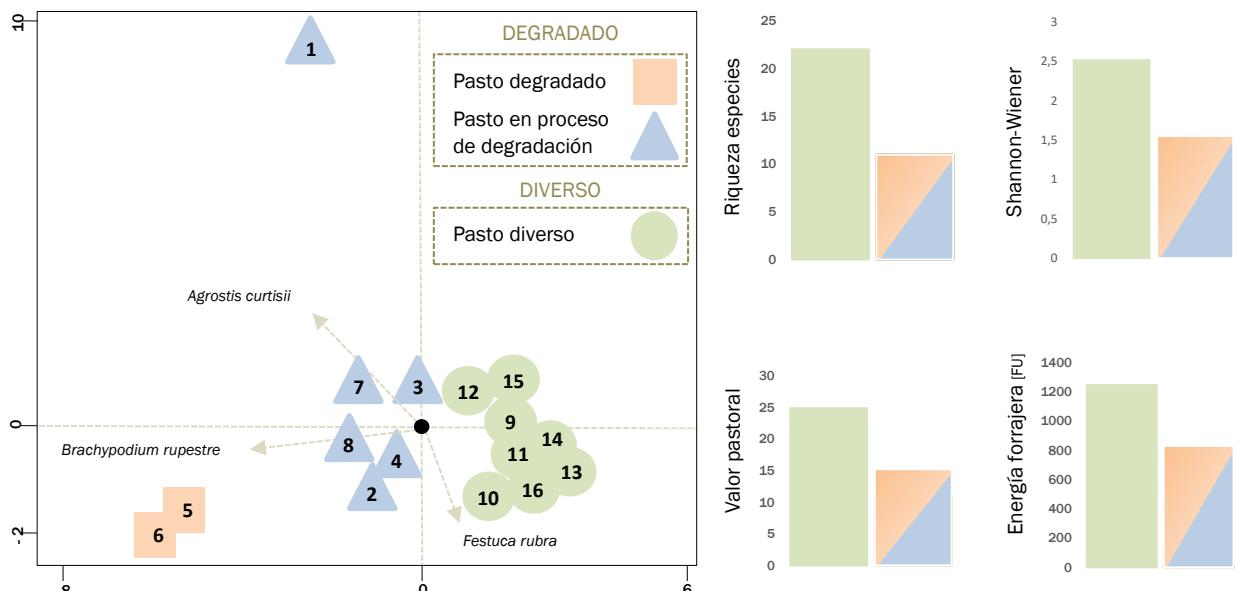


Figura 4. Ordenación del análisis de componentes principales basada en los inventarios florísticos (izquierda). Resultados de los índices de diversidad (riqueza de especies y Shannon-Wiener), el valor pastoral y la energía forrajera de los pastos diversos frente a los pastos degradados (derecha).

Para determinar la energía que suministran los pastos diversos y degradados, se otorgó el valor intermedio de 0.5 al índice de calidad específica de *B. rupestre*. De este modo, el valor pastoral y la energía disponible en los pastos diversos fue de 24.87 y 1243.5 FU/ha, y de 15.22 y 829.9 FU/ha para los pastos degradados. Por tanto, la energía perdida debido a la expansión de *B. rupestre* fue de 413.6 FU/ha.

Para transformar esta energía en número de raciones se requirió de un profundo conocimiento de las necesidades energéticas y el coste de las raciones para los diferentes animales (oveja, vaca y caballo) acorde a la etapa en la que se encuentran durante el periodo estival (mantenimiento, preñez, lactancia, etc.), además de conocer la composición del alimento más utilizado por los ganaderos

locales (paja de cereales, ensilados, pienso concentrado, heno de alfalfa, etc.). La mayoría de ganaderos que crían ovejas concentran los partos en noviembre para el abastecimiento de cordero al mercado en Navidad y mantienen el periodo de lactancia para la producción de queso hasta finales de la primavera. El ovino suele tener una tasa de reposición de animales del 20% y la madurez sexual la alcanza a los 16 meses de vida. Por tanto, un rebaño de ovejas estándar está formado por un 80% de ovejas preñadas y un 20% de ovejas de reposición. La situación más habitual para el ganado vacuno es concentrar los partos en otoño y engordar los terneros en cebaderos. La tasa de reposición es del 13% y las novillas se cruzan al cabo de 2.5 años. De este modo, el rebaño bovino durante el verano está formado por un 74% de vacas adultas preñadas y un 26% de novillas de entre uno y dos años. En cuanto al ganado caballar, las yeguas permanecen en las zonas altas después de los partos, su reposición es del 10% y la primera cubrición ocurre a los 3 años, dando lugar en verano a rebaños formados por un 70% de yeguas preñadas, un 30% de yeguas jóvenes de uno a tres años y una pequeña proporción de sementales.

Una vez establecida la composición estándar de los rebaños se concluyó que el requerimiento energético y el coste de cada ración para un rebaño compuesto sólo de ovejas (100%) era de 1.71 FU y 0.36€, del mismo modo, para un rebaño mixto de ovino (28%), bovino (53%) y caballar (19%) fue de 6.29 FU y 1.25€ por ración. Por tanto el número de raciones perdidas para el primer tipo de rebaño (ovino 100%) ascendió a 46.475 raciones, lo que supone un coste total y promedio de 16.731€ y 104.8€/ha. Para el rebaño mixto fue de 3.532 raciones, que alcanzaron un coste de 4.415€ o 109.2€/ha. Dado que la superficie con potencial para ser pastoreada era de 200.05 ha, la pérdida de valor de aprovisionamiento de alimento para el ganado en el valle de Aezkoa para la temporada y precios del año 2019 fue de 21.146€ o 107€/ha.

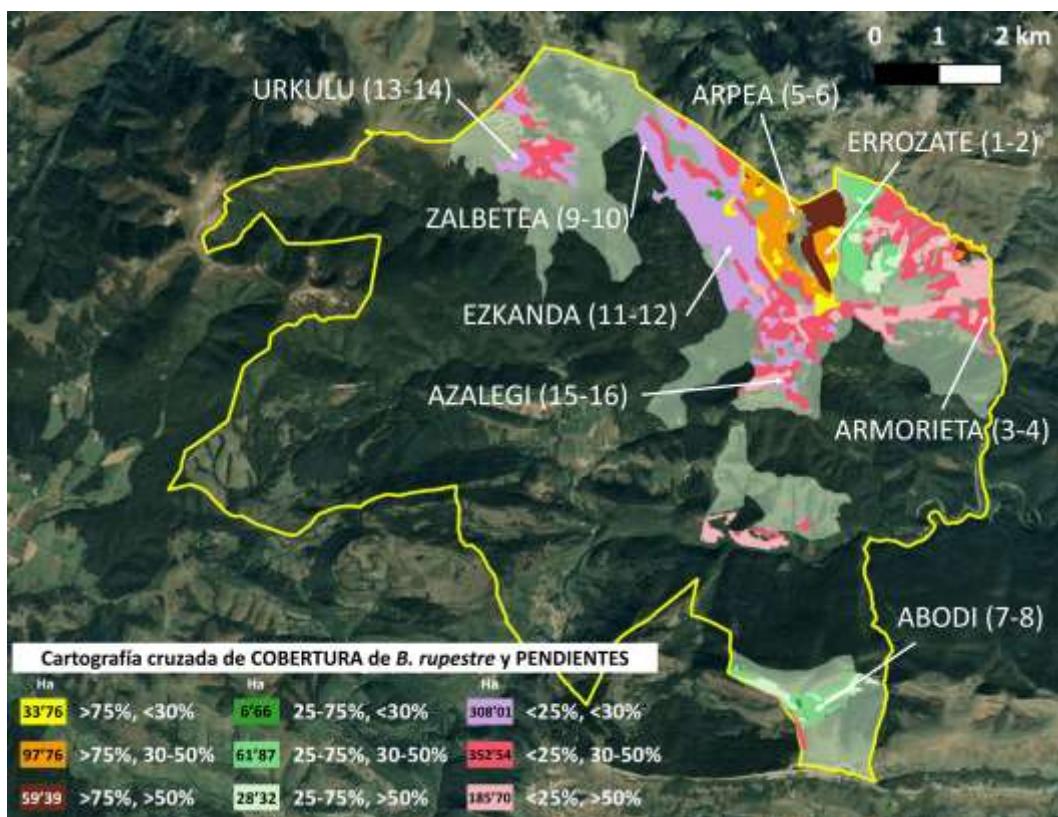


Figura 5. Mapa obtenido a partir de la cartografía cruzada de pendientes y coberturas de *B. rupestris*, situación de las ocho zonas seleccionadas para hacer los inventarios florísticos y su numeración.

El análisis de sensibilidad nos mostró la variabilidad de estos costes según el efecto del valor del índice de calidad de *B. rupestris*, acorde a la pérdida de su digestibilidad, y la calidad de la ración de reemplazo que decidiera utilizar cada ganadero. De este modo el análisis osciló entre 55€/ha antes de la pérdida de digestibilidad de *B. rupestris* (ISQ = 1) y considerando la ración de reemplazo más económica, y 173€/ha después de la pérdida de calidad de la gramínea (ISQ = 0) y la ración más costosa (Figura 6).

Ganado OVINO	Preñez	Joven
Requerimiento energético	Bajo	Bajo
Fuente del alimento	Producción propia	Producción propia
Forraje tipo 1	Pradera heno 85% ms	Ensilado 60% ms
Forraje tipo 2		Paja cereal 88% ms
Forraje tipo 3		Pienso calidad media 91% ms
kg Forraje tipo 1	1.2	2.4
kg Forraje tipo 2		0.2
kg Forraje tipo 3		0.7
Ingesta diaria (kg materia seca)	1.0	2.3
FU Forraje tipo 1	0.80	0.90
FU Forraje tipo 2		0.50
FU Forraje tipo 3		1.00
Energía (FU) por ración	0.82	1.93
Coste (€/kg) Forraje tipo 1	0.12	0.09
Coste (€/kg) Forraje tipo 2		0.06
Coste (€/kg) Forraje tipo 3		0.27
Total Coste (€) por ración	0.14	0.42

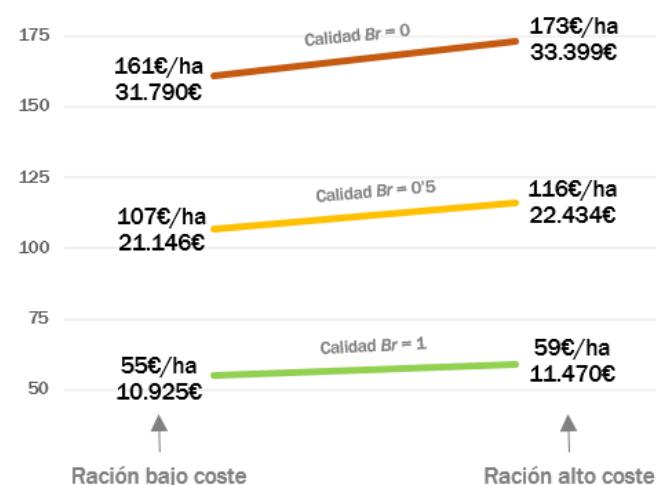


Figura 6. Ejemplo de las raciones de bajo coste simuladas para el ganado ovino (izquierda) y los resultado del análisis de sensibilidad, donde se tuvo en cuenta el coste del alimento de reemplazo y la pérdida de digestibilidad de *B. rupestris* (derecha).

5. Discusión

En los pastos de Aezkoa, cada hectárea que se ve afectada por la expansión de *B. rupestris* supone una pérdida de aprovisionamiento de alimento de 107€/ha por temporada de pastoreo, en caso de reemplazar el alimento natural por el forraje más económico producido normalmente en la misma explotación. La pérdida de alimento para el ganado puede acarrear graves consecuencias en la economía de toda la región. No disponer de los pastos puede dar lugar a una mayor demanda de las zonas bajas de los valles, una mayor competencia de estos espacios y por tanto un aumento de precios por su escasez. Que la ganadería extensiva tenga que depender de alimentos de mercados externos caracterizados por la volatilidad y fluctuación de precios puede suponer una baja rentabilidad y alta vulnerabilidad de estos sistemas de producción (de Roest et al, 2018; Dronne, 2018).

El bienestar animal y la calidad de los productos también se ven negativamente afectados con la intensificación de los sistemas productivos. El movimiento libre de los animales por los pastos, la selectiva selección de alimento que realizan y el ambiente fresco de las zonas altas en veranos cada vez más calurosos influyen positivamente en su salud y garantiza productos de mejor calidad (Cabiddu et al, 2019; Elgersma, 2015). Para la región, los prestigiosos quesos de la zona (Idiazabal o Ossau-Iraty) podrían ver comprometida su productividad ante el declive de la calidad de los pastos de montaña.

La disminución del número de animales pastantes afecta a las comunidades vegetales que ven alterada su composición por procesos de matorralización, forestación o expansión de especies con estrategias muy competitivas (Dullinger et al, 2003; Niedrist et al, 2009). La mayoría de estos procesos implica la pérdida del paisaje en mosaico asociado con el declive de los usos tradicionales en el territorio y una histórica adaptación de las especies a desarrollarse en ambientes extremos (bajas temperaturas, largos períodos nivosos, intensa radiación solar, etc.) sometidos a ancestrales regímenes de herbivoría (primero herbívoros salvajes y luego herbívoros domésticos). En el caso de *B. rupestris* en Aezkoa, su expansión supone la pérdida de la mitad de las especies, de 22 a 11.

Ante la posibilidad de llevar a cabo acciones de mejora y recuperación de la calidad de los pastos, la región se enfrenta a problemas específicos como pueden ser la pendiente, la altitud y la accesibilidad a algunas zonas. Salvar las pendientes supone un gran esfuerzo a la hora de dirigir el ganado, y en el caso de pendientes intermedias (30-50%), sólo el ganado ovino sería capaz de pastar estas superficies. La arraigada tradición del uso del fuego en la zona también supone un gran hándicap en la gestión de los pastos. Con el objetivo de que el ganado aproveche el rebrote primaveral tras las quemas invernales, numerosas zonas con fuertes pendientes son sometidas a quemas recurrentes que no son posteriormente pastoreadas, lo que supone acciones ineficaces con conocidos efectos negativos para el medio ambiente. Por ello, los esfuerzos de mejora de los pastos deberían enfocarse en las zonas más aptas y con más probabilidad de recuperación bajo una gestión sostenible. Los resultados de este trabajo también ponen de manifiesto la importancia de conocer las características que se dan en cada región para adecuar la gestión a cada territorio concreto.

El análisis de sensibilidad destacó la importancia de hacer frente a la expansión de *B. rupestris* con un pastoreo dirigido temprano al inicio de su desarrollo cuando la energía que puede aportar la gramínea a los animales aún es relativamente buena. Sin embargo, las fechas de inicio del periodo de pastoreo dependen del clima y las nevadas tardías son muy comunes en la zona. Cuando la mayoría de los animales son trasladados a las zonas altas, *B. rupestris* ya presenta un estado avanzado de desarrollo. Esta rápida pérdida de digestibilidad se tradujo en una pérdida económica que puede oscilar entre los 106 y 114€/ha por temporada. Su desarrollo en las cubiertas diversas, junto a otras especies muy apreciadas por los animales, se ve más limitado por una mayor frecuencia de defoliación y pisoteo, sin embargo, en las zonas degradadas sin presencia animal se va generando una continua acumulación de materia muerta que prácticamente imposibilita el pastoreo (Canals et al, 2017). Pese a las ventajas que supondría el pastoreo temprano guiado, el clima de la zona y la duración del periodo de ordeño en las zonas de valle influyen negativamente en los pastores a la hora de decidir el momento adecuado para trasladar a los animales a los pastos de altura.

6. Conclusiones

Valorar económicoamnete un recurso ambiental y cualquier servicio ecosistémico puede resultar una eficaz herramienta para concienciar a los sectores implicados, los gestores del territorio y los responsables políticos. En este trabajo de investigación se estimó el valor monetario que supone la pérdida del servicio ecosistémico de aprovisionamiento basándonos en inventarios florísticos para determinar la cantidad de energía que suministran los pastos y el precio que supondría su obtención en el mercado. Este tipo de evaluación puede ser un enfoque eficaz para sensibilizar a la población rural, y en especial a aquella dedicada al sector ganadero que hace uso del recurso alimentario que ofertan gratuitamente los pastos de montaña. En la especial relación que guardan los valles de Aezkoa y el Cize por el uso conjunto de los pastos, garantizar su cantidad y calidad puede ser de vital importancia para la perduración de la principal actividad económica de la zona sumado a la importancia ambiental que supone su conservación para el conjunto de la sociedad (materias primas, regulación de los sistemas biofísicos, resguardo de biodiversidad genética, identidad cultural, valor paisajístico, etc.) (Cole, 2013). El método de sustitución aplicado a través del análisis de equivalencia de recursos puede ser complementado con otras técnicas o enfoques que puedan ayudar a destacar

y explicar las consecuencias que supondría perder la tradicional gestión ganadera de los ecosistemas pascícolas de montaña.

7. Agradecimientos

Las chicas del grupo de pastos de la Universidad Pública de Navarra agradecemos enormemente el apoyo e interés recibido por parte de la administración y la Junta Central del valle de Aezkoa. Gracias a Vicente Ferrer (consultoría belardi) por colaborar en los análisis cartográficos, a Jose Luis Páez (INTIA) por sus conocimientos del sector primario del ZEC Roncesvalles-Selva de Irati y a Fernando Lera (UPNA) por la supervisión del análisis económico. Gracias a todos ellos por su profesionalidad y apoyo personal. Este trabajo ha contado con la ayuda financiera del Programa Interreg SUDOE (Proyecto Open2preserve-SOE2/P5/E0804), Fundación “la Caixa” y Fundación CAN (Ministerio de Ciencia e Innovación - CGL2011-29746) y del programa de doctorado de la UPNA que financia a María Durán y Leire Múgica.

8. Bibliografía

- ARGENTI, G.; LOMBARDI, G.; 2012. The pasture-type approach for mountain pasture description and management. *Ital. J. Agron.* 7 293 – 299.
- BABA, W.; KALAJI, H.M.; KOMPAŁA-BABA, A.; GOLTSEV, V.; 2016. Acclimatization of photosynthetic apparatus of tor grass (*Brachypodium pinnatum*) during expansion. *PLoS One* 11 1 – 27.
- BABA, W.; KUROWSKA, M.; KOMPAŁA-BABA, A.; WILCZEK, A.; DŁUGOSZ, J.; SZAREJKO, I.; 2012. Genetic diversity of the expansive grass *Brachypodium pinnatum* in a changing landscape: Effect of habitat age. *Flora* 207 346 – 353.
- BERNUÉS, A.; RODRÍGUEZ-ORTEGA, T.; RIPOLL-BOSCH, R.; ALFNES, F.; 2014. Socio-cultural and economic valuation of ecosystem services provided by Mediterranean mountain agroecosystems. *PLoS One* 9
- BOBBINK, R.; WILLEMS, J.H.; 1987. Increasing dominance of *Brachypodium pinnatum* (L.) Beauv. in chalk grasslands: A threat to a species-rich ecosystem. *Biol. Conserv.* 40 301 – 314
- BRICCA, A.; CATORCI, A.; TARDELLA, F.M.; 2020. Intra-specific multi-trait approach reveals scarce ability in the variation of resource exploitation strategies for a dominant tall-grass under intense disturbance. *Flora* 270 151665
- CABIDDU, A.; DELGADILLO-PUGA, C.; DECANDIA, M.; MOLLE, G.; 2019. Extensive ruminant production systems and milk quality with emphasis on unsaturated fatty acids, volatile compounds, antioxidant protection degree and phenol content. *Animals* 9
- CANALS, R.M.; 2019. Landscape in motion: Revisiting the role of key disturbances in the preservation of mountain ecosystems. *Geophys. Res. Lett.* 45 515 – 531
- CANALS, R.M.; MÚGICA, L.; DURÁN, M.; SAN EMETERIO, L.; 2019. Soil bacterial functional diversity mirrors the loss of plant diversity by the expansion of a native tall-grass in high mountain grasslands. *Plant Soil* 445 243 – 257
- CANALS, R.M.; PEDRO, J.; RUPÉREZ, E.; SAN-EMETERIO, L.; 2014. Nutrient pulses after prescribed winter fires and preferential patterns of N uptake may contribute to the expansion

of *Brachypodium pinnatum* (L.) P. Beauv. in highland grasslands. *Appl. Veg. Sci.* 17 419 – 428

CANALS, R.M.; SAN EMETERIO, L.; DURÁN, M.; MÚGICA, L.; 2017. Plant-herbivory feedbacks and selective allocation of a toxic metal are behind the stability of degraded covers dominated by *Brachypodium pinnatum* in acidic soils. *Plant Soil* 415 373 – 386

CATALÁ, P.; LÓPEZ-ÁLVAREZ, D.; DÍAZ-PÉREZ, A.; SANCHO, R.; LÓPEZ-HERRÁNZ, M.L.; 2015. Phylogeny and evolution of the genus *Brachypodium*. En: VOGEL, J. (eds.): *Plant Genetics and Genomics: Crops Models*. Springer International Publishing Switzerland

CHAMP, P.A.; BOYLE, K.J.; BROWN, T.C.; 2017. A primer on nonmarket valuation. The Economics of Non-market goods and resources. Springer, Dordrecht.

CHAPMAN, D.; STEEN, C.; ÖZDEMIROGLU, E.; 2018. Economic valuation for equivalency analysis. Equivalency methods for environmental liability: Assessing damage and compensation under the European environmental liability directive.

COLE, S.; 2013. Equity over efficiency: a problem of credibility in scaling resource-base compensation? *Environ. Econ. Policy* 2 93 – 117

DAGET, P.; POISSONET, J.; 1971. Une Méthode d'analyse phytologique des prairies. *Annales Agronomiques* 22 5 – 41.

DE ROEST, K.; FERRARI, P.; KNICKEL, K.; 2018. Specialisation and economies of scale or diversification and economies of scope? Assessing different agricultural development pathways. *J. Rural Stud.* 59 222 – 231

DRONNE, Y.; 2018. Agricultural raw materials for food and feed: the world. *Inra Prod. Animal*.

DULLINGER, S.; DIRNBÖCK, T.; GRABHERR, G.; 2003. Patterns of shrub invasion into high mountain grasslands of the northern calcareous alps, Austria. *Arct. Antarct. Alp. Res.* 35 434 – 441.

ELGERSMA, A.; 2015. Grazing increases the unsaturated fatty acid concentration of milk from grass-fed cows: A review of the contributing factors, challenges and future perspectives. *Eur. J. Lipid Sci. Technol.* 117 1345 – 1369

FERRER, V.; CANALS, R.M.; 2008. Proyecto de ordenación de los recursos pascícolas forestales del monte Aezkoa nº 1 del CUP. Pamplona: Consultoría Belardi & Universidad Pública de Navarra.

GRIME, J.P.; 2001. Plant strategies, vegetation processes, and ecosystem properties. En: JOHN WILEY & SONS, Chichester, UK.

INRA (2017-2019) INRAtion PrévAlim. Logiciel de rationnement pour bovins, ovins et caprins. In: INRA (ed). France.

JOUGLET, J.; 1999; Les végétations des alpages des Alpes françaises du Sud. Guide technique pour la reconnaissance et la gestion des milieux pâtures d'altitude. Cemagref et Aten, France.

MEA; 2005. Millennium Ecosystem Assessment. Ecosystems and Human Well-being: Synthesis. Island Press, World Resources Institute, Washington DC, USA.

MOJZES, A.; KALPOS, T.; VIRÁGH, K.; 2003. Plasticity of leaf and shoot morphology and leaf photochemistry for *Brachypodium pinnatum* (L.) Beauv. growing in contrasting microenvironments in a semiarid loess forest-steppe vegetation mosaic. *Flora* 198 304 – 320

MÚGICA, L.; CANALS, R.M.; SAN EMETERIO, L.; PERALTA, J.; 2021. Decoupling of traditional burnings and grazing regimes alters plant diversity and dominant species competition in high-mountain grasslands. *Sci. Total Environ.* 790 147917

NIEDRIST, G.; TASSER, E.; LÜTH, C., DALLA, J.; TAPPEINER, U.; 2009. Plant diversity declines with recent land use changes in European Alps. *Plant Ecol.* 202 195 – 210

PITTARELLO, M.; PROBO, M.; LONATI, M.; LOMBARDI, G.; 2016. Restoration of sub-alpine shrub-encroached grasslands through pastoral practices: effects on vegetation structure and botanical composition. *Appl. Veg. Sci.* 19 381 – 390

POSCHLOD, P.; WALLISDEVRIES, M.F.; 2002. The historical and socioeconomic perspective of calcareous grasslands - Lessons from the distant and recent past. *Biol. Conserv.* 104 361 – 376

R Core Team; 2015. R: A language and environment for statistical computing.

RAZQUIN, M.M.; ARANGUREN, E.; TAULL, M.; FERNANDEZ, J.A.; FERRER, V.; GASCOUAT, P.; CANALS, R.M.; 2012. International grassland communaux (*facerías*) in the Pyrenees: history, current situation and future prospects. En: Nuevos retos de la ganadería extensiva: Un agente de conservación en peligro de extinción. 3 – 28

SAN EMETERIO, L.; DURÁN, M.; MÚGICA, L.; JIMÉNEZ, J.J.; CANALS, R.M.; 2021. Relating the spatial distribution of a tall-grass to fertility islands in a temperate mountain grassland. *Soil Biol. Biochem.* 163:108455

SEBASTIÀ, M.T.; DE BELLO, F.; PUIG, L.; TAULL, M.; 2008. Grazing as a factor structuring grasslands in the Pyrenees. *Appl. Veg. Sci.* 11 215 – 222

SOLLENBERGER, L.E.; KOHMANN, M.M.; DUBEUX, J.C.B.; SILVEIRA, M.L.; 2019. Grassland management affects delivery of regulating and supporting ecosystem services. *Crop Sci.* 59 441 – 459

TARDELLA, F.M.; BRICCA, A.; PIERMARTERI, K.; POSTIGLIONE, N.; CATORCI, A.; 2017. Context-dependent variation of SLA and plant height of a dominant, invasive tall grass (*Brachypodium genuense*) in sub-Mediterranean grasslands. *Flora* 229 116 – 123

VITASOVIĆ, I.; TARDELLA, F.M.; GRBEŠA, D.; ŠKVORC, Z.; CATORCI, A.; 2014. Effects of abandonment on the functional composition and forage nutritive value of a North Adriatic dry grassland community (Ćićarija, Croatia). *Appl. Ecol. Environ. Res.* 12 285 – 299.