

## Arquetipos Funcionales de Pastizal: Recuperando el eslabón perdido de la evaluación de pastizales en la Patagonia

MARCOS H. EASDALE<sup>✉</sup>; DANIEL A. CASTILLO<sup>1</sup>; MARÍA V. L. ARAMAYO<sup>2</sup>; MARIO E. SELLO<sup>1</sup>; FERNANDO UMAÑA<sup>2</sup>; RAFAEL A. MADDIO<sup>2</sup>; DAIANA V. PERRI<sup>1</sup>; CLARA FARIÑA<sup>1</sup> & OCTAVIO A. BRUZZONE<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Instituto de Investigaciones Forestales y Agropecuarias Bariloche (IFAB, INTA-CONICET). San Carlos de Bariloche, Río Negro, Argentina. <sup>2</sup>Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, INTA-EEA Bariloche. San Carlos de Bariloche, Río Negro, Argentina.

**RESUMEN.** La evaluación de pastizales en regiones áridas y semiáridas de la Patagonia argentina es una herramienta clave tanto para planificar el manejo ganadero como para realizar evaluaciones ambientales y seguir procesos complejos (e.g., desertificación e impacto del cambio climático). Mientras la mayoría de los métodos de evaluación de pastizales asignan esfuerzos a resolver el dato (parcelas de evaluación a campo) o a la extensión de la información (clasificaciones a escala de paisaje usando sensores remotos), la variación temporal de la vegetación concentra menos atención. Las razones de este déficit podrían responder al costo de realizar evaluaciones a campo en el largo plazo o a las cortas series de datos satelitales disponibles hasta hace dos décadas. Una ventaja actual es contar con series de datos satelitales de >20 años, lo cual posibilita estudiar la dinámica (i.e., la variabilidad temporal y espacio-temporal) de la productividad de la vegetación. Nuestro objetivo fue evaluar la aplicación de un método de clasificación funcional de la vegetación, analizando la complementación de información entre aspectos estructurales y funcionales de ambientes de pastizal a escala de un predio ganadero. Comparamos los resultados obtenidos por una clasificación de unidades de paisaje y fisionomía de la vegetación con los de una clasificación y caracterización de la dinámica de la productividad de la vegetación a partir del protocolo que denominamos Arquetipos Funcionales de Pastizal. Los resultados enfatizan la necesidad de incorporar la dinámica de la productividad vegetal como un factor clasificatorio y no como una variable dependiente de una clasificación estructural definida de manera previa. Discutimos la potencialidad y los pasos futuros en la integración de ambos abordajes a escala predial en sistemas ganaderos de Patagonia como herramienta para la evaluación complementaria estructural y funcional de pastizales, orientada a la planificación y al manejo adaptativo.

[Palabras clave: regiones áridas, estepas, mallines, ganadería, pastoralismo, manejo adaptativo]

**ABSTRACT.** Rangeland functional archetypes: Recovering the missing link of the rangeland assessment in Patagonia. Rangeland assessment in the arid and semi-arid regions of Patagonia, Argentina, is a key tool both in livestock management and in environmental evaluations and monitoring of complex processes such as desertification and the impact of climate change. Although most rangeland assessment methods have assigned efforts to data resolution (field assessment plots) or information extension (landscape-scale classifications using remote sensing), the temporal variation of the vegetation has received less attention. It can be argued that the reasons for this deficit respond to the cost of carrying out field evaluations over time and/or to the short series of satellite data available until a couple of decades ago. However, a current advantage is that there are already more than 20 years of satellite data series, which opens up new possibilities to guide greater efforts in the study of the dynamics, that is, the temporal and spatiotemporal variability of the vegetation productivity. Our objective was to evaluate the application of a vegetation functional classification method, analyzing the complementation of information between structural and functional aspects of rangelands at a farm scale. In particular, we compared the results obtained by a classification of landscape units and physiognomy of vegetation and the results of a classification with a characterization of the dynamics of the vegetation productivity from the protocol that we have called Rangeland Functional Archetypes. The results emphasize the need to incorporate the dynamics of vegetation productivity as a classifying factor and not as a dependent variable of a previously defined structural classification. We discuss the potential and future steps to move forward in the integration of both approaches at the farm scale in the livestock systems of Patagonia, as a tool for a complementary structural and functional assessment of rangelands, oriented towards planning and adaptive management.

[Keywords: arid regions, steppes, wetlands, livestock, pastoralism, adaptive management]

## INTRODUCCIÓN

La evaluación de pastizales en regiones áridas y semiáridas de la Patagonia, Argentina, es una herramienta clave tanto en la planificación de un manejo ganadero sustentable en sistemas extensivos de producción como en evaluaciones ambientales y en el seguimiento de procesos complejos (e.g., la desertificación y el impacto del cambio climático). Desde un punto de vista productivo, esta evaluación busca caracterizar la base forrajera para estimar la receptividad ganadera, determinada sobre todo por la estructura de la vegetación, la productividad primaria (McNaughton et al. 1989) y la calidad forrajera anual (Golluscio et al. 1998). La estimación en un predio se realiza para sus diferentes subdivisiones (i.e., cuadros y potreros de manejo) con el objetivo de ajustar la carga promedio anual a la disponibilidad anual de alimento (Golluscio 2009), buscando evitar problemas de sobrepastoreo y procesos de degradación. Desde una perspectiva ambiental, la evaluación de pastizales busca estudiar aspectos estructurales y funcionales de los ecosistemas de pastizales, y se enfoca en los componentes de suelo y vegetación para comprender procesos ecológicos (Ludwig and Tongway 1995; Aguiar and Sala 1999; Ludwig et al. 2005; Gaitán et al. 2014). A continuación, se presenta un breve recorrido por los métodos de evaluación de pastizales desarrollados para los ambientes de la Patagonia.

### *Métodos de evaluación de pastizales disponibles para la Patagonia: un breve resumen*

La evaluación de pastizales en Patagonia, ya sea para una aproximación ambiental o productiva, ha tenido siempre el dilema de priorizar la recolección de datos con muy alta resolución (espacial o temporal) o generar información para grandes superficies y largos períodos de tiempo, más acordes a la escala en la cual se toman decisiones de manejo ganadero (Easdale et al. 2019). Dada la extensión y la heterogeneidad de la vegetación de los establecimientos ganaderos, la determinación directa de la disponibilidad de forraje por medio de cortes de biomasa o del análisis de la estructura de la vegetación y la composición florística es laboriosa y costosa en tiempo y en recursos económicos. Por otro lado, existe una debilidad asociada a la sincronía en el ajuste de la carga ganadera anual respecto de la receptividad, dado que los requerimientos del ganado en pastoreo presentan una variabilidad estacional que no tienen un correlato metodológico en las

evaluaciones de la vegetación, basadas en caracterizaciones realizadas en un momento determinado del año. Si bien se procura reducir la incertidumbre originada en la extrapolación de datos puntuales a un paisaje o al período anual, detrás de la elección sobre qué metodología emplear, yace una disputa entre el costo del trabajo y la calidad de la información, para decisiones de manejo que involucran grandes extensiones espaciales y variaciones temporales.

Aproximación ambiental. Desde una perspectiva ambiental, los métodos de evaluación de pastizales en la Patagonia estuvieron orientados a estudiar tanto aspectos estructurales y funcionales de los ecosistemas de pastizal para comprender procesos ecológicos y su relación con factores climáticos, hidrológicos y geomorfológicos, o con factores antrópicos principalmente asociados al manejo del pastoreo. En este sentido, una de las líneas de trabajo fue la de los modelos de estados y transiciones (MET) (Westoby et al. 1989), desarrollada hacia principios de los años '90 en distintas unidades de paisaje o comunidades vegetales (e.g., Paruelo et al. 1993). Dichos modelos identifican aspectos estructurales y funcionales clave en términos de suelo y de estructura de vegetación de un sitio ecológico determinado, identifican posibles estados alternativos y definen umbrales críticos que marcarían potenciales transiciones entre estados, disparando procesos irreversibles (Briske et al. 2005). Uno de los aspectos centrales en la generación de información para caracterizar los diferentes estados alternativos en estepas refiere a la estructura de parches y la composición florística de una comunidad vegetal. Los modelos disponibles en la actualidad y los avances más recientes se basan en datos tomados a escala de parcelas o transectas de muestreo (López et al. 2011; López et al. 2013; Kropf et al. 2015). El reconocimiento de la necesidad de avanzar en la generación de este tipo de información a escala de paisaje o sitio ecológico es reciente, considerando de manera explícita la variación espacial (Bestelmeyer et al. 2011). Sin embargo, ese cambio de escala no es trivial y requiere de nuevos métodos que atiendan a esa necesidad; en especial, en regiones con heterogeneidad elevada (Bestelmeyer et al. 2009).

Desde una perspectiva ambiental, otra de las líneas de trabajo estuvo motivada por estudios de la estructura y la dinámica ecológica de pastizales, enfocada en procesos de degradación y desertificación en regiones

áridas (Tongway and Ludwig 1994). Los avances en este sentido refieren a estudios de la métrica de paisaje, análisis de suelo y de la estructura y la dinámica de la vegetación, los tipos de parche e interparche y su relación, la diversidad o diferentes servicios ecosistémicos (e.g., Bisigato and Bertiller 1997; Aguiar and Sala 1999; Bisigato et al. 2005; Oñatibia and Aguiar 2016). De manera análoga a los MET, estos estudios se enfocaron en escalas experimentales, pequeñas parcelas de estudio, transectas de muestreo en unidades de paisaje con distinto pastoreo histórico o en gradientes de pastoreo en referencia a una aguada. Propuestas recientes buscan aumentar la cobertura espacial y temporal de las evaluaciones en ecosistemas de la Patagonia, como el caso del Monitoreo Ambiental para Regiones Áridas y Semiáridas (MARAS) (Oliva et al. 2019). Este sistema evalúa los siguientes aspectos biofísicos de los pastizales: a) la composición florística; b) la cobertura del suelo; c) la estructura de parches, y d) la estabilidad y función de los interparches. El análisis a escala regional se realiza mediante el agregado de todos los puntos de muestreo, cuya ubicación se define sobre la base de criterios estructurales; en particular, la geomorfología y la composición florística a escala de comunidad.

**Aproximación productiva.** La evaluación de pastizales orientada al manejo ganadero tiene el objetivo de calcular la receptividad ganadera por unidad de superficie. Para ello, los métodos existentes utilizan estrategias basadas en dos vías alternativas o combinación entre ambas para estimar disponibilidad forrajera y receptividad ganadera: 1) a partir de la distinción de la composición florística y proporción de cobertura forrajera respecto de la cobertura vegetal total, con muestreo a campo, o 2) a partir de la estimación de una fracción de la productividad primaria neta aérea de un pastizal.

Entre los métodos del primer grupo, uno muy utilizado en la provincia de Chubut es el método del valor pastoral (MVP) (Nakamatsu et al. 1998; Elissalde et al. 2002). El MVP permite estimar la receptividad ganadera como el cociente entre la disponibilidad forrajera y el consumo animal individual anual. La disponibilidad forrajera se estima como el producto entre el factor de uso (asignando coeficientes) y la producción forrajera (estimada a campo). El método sintetiza la calidad forrajera de la vegetación, evaluada mediante transectas

de muestreo a escala de stand completo, en un área determinada (incluye vegetación y suelo desnudo). En cada stand se analiza el valor pastoral, considerando la composición florística y un ajuste por calidad específica de la especie, y su cobertura vegetal.

Otro método correspondiente al mismo grupo refiere al método Bariloche o expeditivo, basado en el uso de guías para la evaluación de pastizales desarrolladas sobre todo para las provincias de Neuquén y Río Negro (GEP) (Siffredi et al. 2013). Se elabora un mapa del establecimiento con información satelital y se realiza el muestreo a campo en estaciones de evaluación forrajera de pastizales (EFP), distribuidas de manera representativa en base a las unidades de paisaje, tipos fisonómico-florísticos (TFF) y cuadros de pastoreo del establecimiento. La metodología consiste en estimar la cobertura de especies dominantes, la cobertura vegetal y forrajera promedio, la productividad forrajera e indicadores de la condición o salud general del pastizal y su tendencia.

Finalmente, otro método desarrollado para la región austral de la Patagonia es el método Santa Cruz (MSC) (Borrelli et al. 2001). Es similar al anterior, ya que propone el uso de mapas del establecimiento elaborados con información satelital y con muestreos a campo. Combina estimaciones de biomasa mediante cortes de pastos cortos y hierbas en zona de pampas, y técnicas de doble muestreo (i.e., botanal) en mallines, sotobosque y pasturas cultivadas.

Entre los métodos del segundo grupo se encuentra el método de la productividad primaria neta aérea (MPPNA-IC). Al igual que el método del valor pastoral, permite estimar la receptividad ganadera como el cociente entre la disponibilidad forrajera y el consumo animal individual (Golluscio et al. 2009). La diferencia radica en que este método calcula la disponibilidad forrajera como el producto entre la PPNA y el índice de cosecha (IC); o sea, la porción de la PPNA que podría ser consumida por los herbívoros (Golluscio et al. 1998). Si bien la PPNA se puede estimar cosechando biomasa a campo, dada la gran heterogeneidad de la vegetación y las extensas áreas en Patagonia, suele estimarse mediante modelos que se basan en datos provistos por sensores remotos. El modelo conceptual más utilizado es el de Monteith (1972), el cual estipula que la PPNA es la resultante de la relación entre la fracción de la radiación

fotosintéticamente activa incidente que es absorbida por la vegetación (fAPAR) y un coeficiente de conversión de energía en biomasa ( $\epsilon$ ). En base a este modelo, algunos estudios efectuaron estimaciones de PPNA para distintas zonas de la Patagonia (e.g., Jobbágy et al. 2002; Paruelo et al. 2004; Buono et al. 2010; Irisarri et al. 2012). Por otro lado, el IC se estima a partir de la relación establecida por Oesterheld et al. (1992) entre la biomasa de herbívoros domésticos y la PPNA en sistemas productivos. Algunos trabajos recientes efectuaron estimaciones de productividad forrajera mediada por el IC en la Patagonia (e.g., Golluscio et al. 2010; Easdale and Aguiar 2012).

Finalmente, otro método también basado en la PPNA estimada mediante sensores remotos propone una alternativa para el cálculo de la receptividad ganadera. En este caso, la proporción de la PPNA que puede ser consumida por los herbívoros se calcula mediante la asignación de coeficientes de 1) la proporción de cobertura forrajera en relación a la cobertura vegetal total, y 2) un factor de uso por parte de los animales (MPPNA-CF) (Hunt and Miyake 2006). Esta metodología fue utilizada a escala regional en la Patagonia, de manera comparativa con la MPPNA-IC, siendo los únicos métodos actualmente disponibles para realizar estimaciones a escala regional (Easdale and Aguiar 2012).

#### *La perspectiva funcional de la vegetación*

Mientras que la mayoría de los métodos de evaluación de pastizales han asignado esfuerzos en la resolución del dato (e.g., monitores o parcelas de evaluación a campo) o en la extensión de la información (e.g., clasificaciones no supervisadas usando sensores remotos), la dinámica de la vegetación ha concentrado menos atención. Se puede argumentar que las razones de este déficit responden al costo que tiene realizar evaluaciones a campo a lo largo del tiempo o a las cortas series de tiempo de datos satelitales disponibles hasta hace un par de décadas. Sin embargo, una ventaja actual es que ya se cuenta con series de datos satelitales de más de 20 años, lo cual habilita nuevas posibilidades para orientar esfuerzos en la dinámica, o sea la variabilidad temporal y espacio-temporal, de la productividad de la vegetación.

El funcionamiento de la vegetación se refiere a la dinámica de variables clave. Este abordaje fue propuesto para discriminar biozonas,

tomando como base de clasificación las características funcionales de la vegetación principalmente asociadas a variaciones temporales de la productividad primaria neta aérea (Soriano and Paruelo 1992; Paruelo et al. 1998a). Los tipos funcionales constituyen un antecedente y caracterizan la vegetación utilizando el NDVI como variable proxy de la actividad de la vegetación mediante un análisis que combina estadísticos obtenidos del ciclo anual: a) media; b) rango, y c) mes con valor máximo (Paruelo et al. 1998b). El foco está puesto en la estacionalidad (variación periódica a lo largo del año), pero no incorpora de manera explícita variaciones en otras escalas temporales. El aumento en la longitud de las series de datos con sensores remotos ha permitido abordar de una manera más integral los distintos componentes de frecuencia que caracterizan la dinámica de la productividad de la vegetación estimada mediante índices espectrales (e.g., Easdale et al. 2022). Sin embargo, este promisorio avance en la cantidad de datos satelitales requiere de nuevos abordajes para poder analizar y detectar patrones en la dinámica que sean de interés para la comprensión del funcionamiento de los ecosistemas y para el manejo pastoril.

Recientemente se han propuesto los arquetipos funcionales de la vegetación como un abordaje metodológico que busca detectar patrones de comportamiento temporal de la productividad de la vegetación, identificando y clasificando distintas frecuencias que forman parte de las series de datos de índices espectrales, para caracterizar su dinámica (Bruzzone and Easdale 2021). Para los fines de este trabajo, un Arquetipo Funcional de Pastizal es una clase que representa un ambiente de pastizal caracterizado por la distribución de la variabilidad en el conjunto de frecuencias que describen la dinámica de la productividad de la vegetación, estimada a partir de la serie temporal de mediciones de un índice de vegetación, en un período determinado. El objetivo fue evaluar dicha propuesta como método de clasificación funcional de la vegetación y la complementación de información entre aspectos estructurales y funcionales de ambientes de pastizal a escala de un predio ganadero. En particular, analizamos la capacidad de clasificar y describir ambientes de pastizal desde una perspectiva funcional y comparamos dichos resultados con los obtenidos por una clasificación que incluyó las unidades de paisaje y la fisionomía de

la vegetación del área de estudio. El trabajo estuvo guiado por la siguiente pregunta: ¿aporta información novedosa considerar la dinámica de la productividad de la vegetación como una variable clasificatoria, utilizada de manera independiente respecto de una clasificación estructural? Discutimos la potencialidad y los pasos futuros para avanzar en la integración de ambos abordajes a escala predial en sistemas ganaderos de la Patagonia, como herramienta para la evaluación complementaria estructural y funcional de pastizales, orientada a la planificación y al manejo adaptativo.

## MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio de caso se llevó a cabo en la Estancia Pilahue, en la provincia de Río Negro (Figura 1) (Aramayo et al. 2019). El establecimiento presenta una importante variación altitudinal (entre 900 y 1300 m sobre el nivel del mar) determinado por zonas más bajas con presencia de vegas y mallines y zonas de meseta de altura. En algunas áreas se presentan pendientes mayores a 45%. El clima es frío y semiárido, con temperaturas medias de 8 °C y precipitaciones medias anuales de

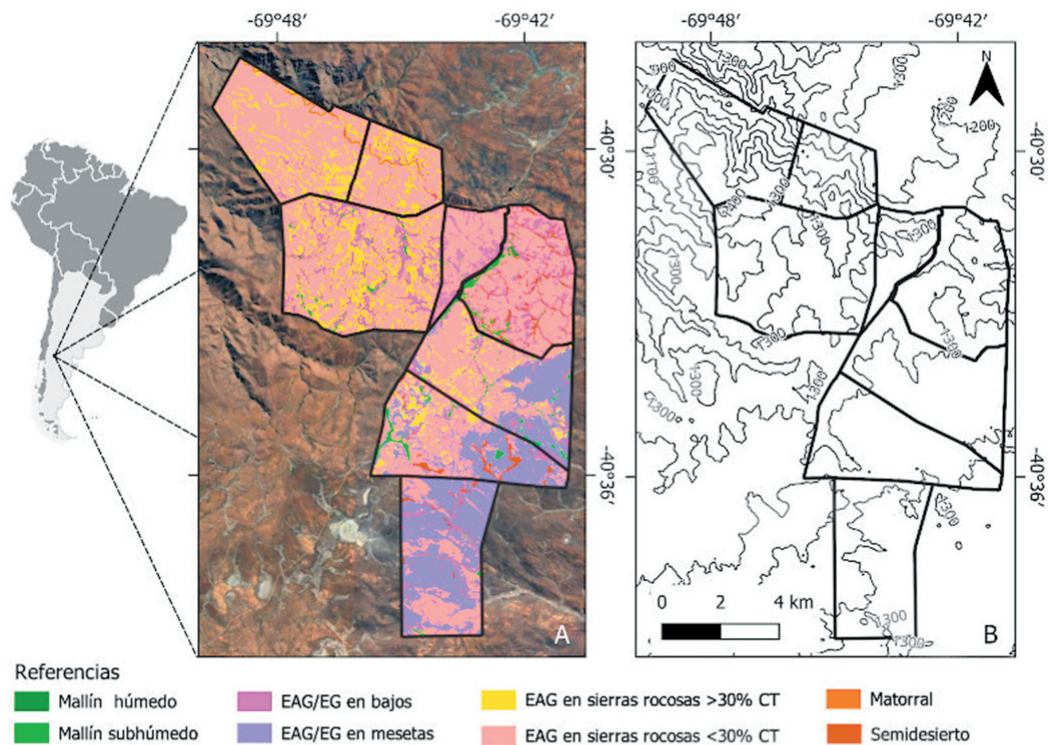
200 mm, concentradas en invierno. El predio tiene una superficie de 11110 ha; está ubicado en el área ecológica de Sierras y Mesetas Occidentales. La vegetación predominante corresponde a estepas arbustivo-graminosas y gramíneas, dominadas por *Azorella prolifera*, *Adesmia* spp., *Nassauvia* spp., *Senecio* spp., *Pappostipa speciosa* y *Poa ligularis* (Bran et al. 2000). Al momento de la evaluación, la principal actividad productiva de la estancia era la cría de ovejas Merino para la producción de lana fina y carne, dependiente fundamentalmente de la oferta forrajera del pastizal natural.

### Clasificación de unidades de paisaje y de la fisonomía de la vegetación

La evaluación de pastizales se realizó siguiendo la metodología de Siffredi et al. (2013), de acuerdo con el protocolo detallado en Aramayo et al. (2019).

### Cartografía de base

Se utilizaron imágenes del satélite Sentinel 2 y se emplearon las bandas del espectro visible e infrarrojo cercano de 10 m de resolución óptica. Para seleccionar las



**Figura 1.** A) Mapa de tipos fisonómicos de la vegetación de la Estancia Pilahue. B) Niveles altitudinales. EAG: estepas arbustivo-graminosas. EG: estepas gramíneas. CT: cobertura total.

**Figure 1.** A) Map of vegetation physiognomic types of Pilahue Ranch. B) Altitudinal levels. EAG: shrubgrass steppes. EG: grass steppes. CT: total coverage.

imágenes se priorizó la calidad, la ausencia de nubosidad y la disponibilidad de las escenas correspondientes al fin de la estación de primavera (17 de diciembre 2018) por ser las fechas en las que se observó la respuesta máxima de la vegetación.

Una vez definida la escena, se recortó el área de interés utilizando los límites perimetrales del establecimiento. Se realizó una clasificación no supervisada con 11 clases. Con este resultado parcial se corroboraron las clases con puntos de control a campo (n=42) de acuerdo con Chuvieco (2010). Dada la importancia relativa de los mallines en la oferta forrajera de esta región, se realizó una clasificación más exhaustiva para estos ambientes. La clase mallín se utilizó como máscara para hacer un recorte de la imagen multiespectral, y se realizó una nueva clasificación para discriminar los tipos de ambiente de mallín en dos clases. Así se obtuvo una capa final de ocho unidades de paisaje y fisonomía de la vegetación de todo el establecimiento (Figura 2).

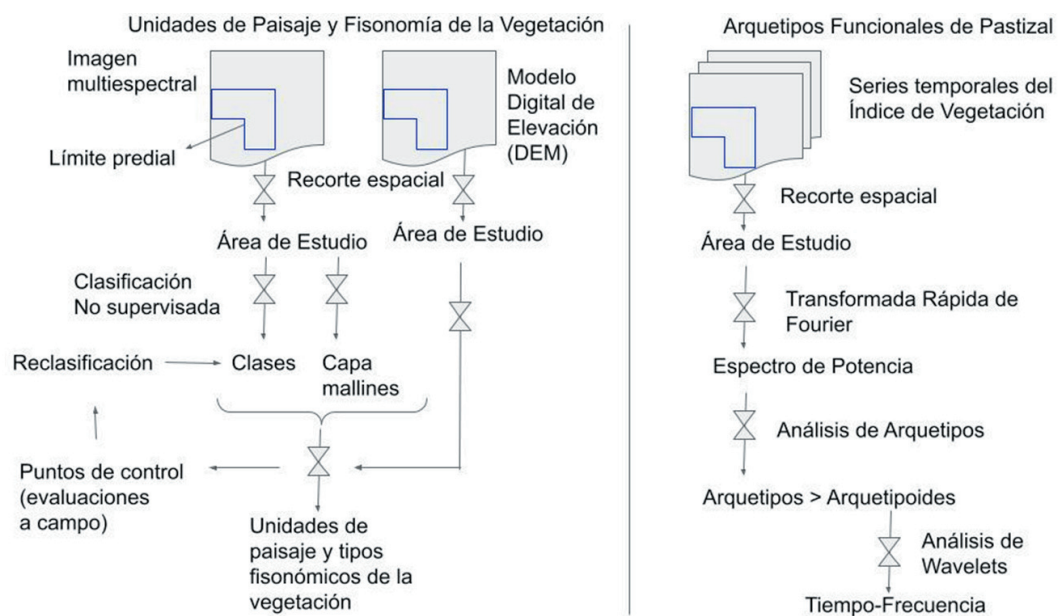
#### *Evaluación de vegetación a campo: determinación de los tipos fisonómicos*

Se efectuaron evaluaciones a campo en 42 estaciones entre el 25 y el 28 de noviembre de 2019, distribuidas en ocho cuadros de manejo ganadero del establecimiento, y abarcando las comunidades vegetales predominantes

en cada uno de ellos. En cada estación de evaluación se estimó la cobertura de especies dominantes y la cobertura vegetal total. Dicha información se utilizó para validar y caracterizar la fisonomía de la vegetación, tomando como base a las clases obtenidas en la clasificación de la imagen multiespectral.

#### *Arquetipos Funcionales de Pastizal: Protocolo a escala predial*

Arquetipos Funcionales de Pastizal refiere a un protocolo de análisis de la dinámica de la productividad de la vegetación a escala predial (Figura 2). El mismo consiste en utilizar series de datos de índices espectrales obtenidos de sensores remotos como variable proxy de la actividad fotosintética de la vegetación. La unidad de análisis es el píxel de información y la extensión es el predio en estudio. Como primera medida, se obtiene un recorte del área de interés (i.e., cubo espacio-temporal) y luego se procede a aplicar la transformada rápida de Fourier a las series de tiempo del índice de vegetación seleccionado, con el objetivo de obtener el espectro de potencia de cada píxel contenido en área bajo estudio. El espectro de potencia permite determinar la distribución de la potencia de una señal a lo largo de un intervalo de frecuencias dado por la longitud del período de observación y la resolución temporal de la serie de datos. En el protocolo desarrollado, dicho



**Figura 2.** Procedimiento metodológico para obtener la capa de unidades de paisaje y fisonomía de la vegetación (información estructural) y protocolo de Arquetipos Funcionales de Pastizal (información funcional).

**Figure 2.** Methodological procedure to obtain the layer of landscape units and vegetation physiognomy (structural information) and protocol of Rangeland Functional Archetypes (functional information).

intervalo incluye la frecuencia asociada al ciclo anual, las frecuencias altas que refieren a ciclos intraanuales y las frecuencias bajas vinculadas a ciclos interanuales. Luego se utiliza la información del espectro de potencia para realizar una clasificación mediante el análisis de arquetipos. Es un enfoque comparativo que permite identificar patrones recurrentes entre casos en los que no se pueden esperar regularidades generales, siendo un método sensible para capturar tanto situaciones extendidas como singularidades. Un Arquetipo Funcional de Pastizal es una abstracción que representa una dinámica ideal de la productividad de la vegetación, generada en base a los datos temporales de un índice de vegetación, la cual es el resultado de una interacción histórica entre clima, ecosistema pastizal y herbivoría (que incluye el manejo pastoril). Para tener una aproximación empírica a dicha dinámica, se seleccionan aquellos casos que mejor representan cada arquetipo, denominados arquetipoides, y que son aquellos píxeles con la mayor ponderación individual y la mayor similitud en términos del coeficiente de correlación, respecto de un arquetipo. Entonces, para comprender las características de la dinámica de la vegetación de las zonas más representativas de un predio, se procede a aplicar un análisis de wavelets a las series de tiempo de dichos arquetipoides. De esta manera, se caracterizan las formas de las ondas que contiene una serie (sean regulares, irregulares o asimétricas) utilizando distintas escalas o ventanas de tiempo. Finalmente, la dinámica de la productividad de la vegetación de un predio es descripta por la cercanía relativa de todos los píxeles respecto a los sitios más representativos de los arquetipos, definidos por los arquetipoides.

#### *Fuente de datos*

Se utilizaron imágenes MODIS (producto MODIS13Q1, versión 6) con información del índice de vegetación de diferencia normalizada (en adelante NDVI, por sus siglas en inglés), para el período 2000-2021 (frecuencia de datos cada 16 días y píxel de resolución espacial de 6.25 ha) y para el área de estudio. El preprocesamiento de información se realizó siguiendo el procedimiento efectuado por Easdale et al. (2018). Las imágenes fueron procesadas apilando la secuencia de imágenes en una matriz tridimensional de espacio-tiempo, llamada de aquí en adelante cubo espaciotemporal. Antes de agrupar los datos, se marcaron como inválidos y se ignoraron en el análisis los valores de NDVI menores a cero

y las mediciones cuyo índice de confiabilidad fuese distinto de cero y que constituyeran en conjunto más del 10% de la serie (Didan et al. 2015). En estos casos, no se reconstruyeron datos puntuales por interpolación de otros píxeles cercanos para evitar sesgos en el análisis, representando apenas el 2.5% del total de información analizada. En cambio, para los casos en que la serie contuviera un máximo del 10% de datos faltantes y que la cantidad no fuese superior a dos datos consecutivos, se procedió a reconstruir dichos valores por interpolación armónica de los 16 valores inmediatos, anteriores y posteriores.

Una vez agrupados los datos en cubos espaciotemporales, se obtuvieron como resultado series temporales de NDVI para cada píxel de la grilla utilizada por MODIS. En estas series temporales se identificaron anómalos por medio de la rutina `find_peaks` de la biblioteca de cálculo científico de python `scipy` (Virtanen et al. 2020). Una vez identificados, éstos fueron marcados como inválidos y también ignorados en el resto del análisis.

#### *Análisis de arquetipos y determinación de los arquetipoides*

**Espectros de potencia.** A las series de datos de NDVI de cada píxel se les restó la media (i.e., centrado) y se eliminó la tendencia por medio de un detrending lineal usando la rutina correspondiente de `scipy`. A continuación, cada serie individual fue transformada por medio de la transformación rápida de Fourier (Bingham et al. 1967; Cooley et al. 1969); luego, esta transformación fue convertida en un espectro de potencia por medio del cálculo de la hipotenusa entre el componente real (coseno) y el imaginario (seno) de dicha transformación (Brigham and Morrow 1967). Después, este espectro fue relativizado dividiéndolo por la suma de todos los componentes de frecuencia de la serie, de manera de obtener un espectro relativizado, en el que la suma es uno y cada uno de los componentes individuales contienen la proporción de la variabilidad total explicada por cada frecuencia. De esta manera, la variabilidad fue independiente de la media y de la magnitud del desvío estándar de la serie.

**Análisis de arquetipos.** Los espectros de potencia de las series de NDVI de cada píxel fueron utilizados para realizar una clasificación no supervisada por medio del análisis de arquetipos (Cutler and Breimann

1994), siguiendo el protocolo elaborado por Bruzzone y Easdale (2021). Las matrices de espectros de potencias fueron procesadas con el módulo `py_pcha` (Aslak 2016) para análisis de casco convexo en python. Dicho análisis fue realizado incrementando progresivamente el número de arquetipos desde tres (i.e., el mínimo geométrico para crear un casco convexo) hasta que el criterio de Schwarz (BIC) (Schwarz 1978) comenzó a incrementarse. El número de arquetipos resultante es aquel con menor BIC.

Como resultado se obtuvieron dos matrices: a) una con los arquetipos en sí (i.e., una matriz con los espectros de potencias teóricos correspondientes a cada forma arquetípica de la dinámica de NDVI), y b) una segunda con los pesos, o sea las ponderaciones con las cuales cada píxel se caracteriza como una combinación lineal (y convexa) de arquetipos.

Finalmente, se identificaron los arquetipoides (i.e., los píxeles más representativos de cada arquetipo, definidos por la mayor ponderación individual de un píxel respecto de un arquetipo y la mayor correlación lineal entre el arquetipo y el espectro de potencia de la serie temporal de dicho píxel). Estos arquetipoides contienen los espectros de potencia más similares entre las series observadas y los arquetipos teóricos, y fueron utilizados para la siguiente etapa: el análisis de tiempo-frecuencia.

Análisis de tiempo-frecuencia de las series de NDVI. Se seleccionaron las series de NDVI originales de cada arquetipoide. Para cada caso, la serie de datos fue centrada de nuevo, pero sin eliminar la tendencia. Luego, se eliminó el ruido y se realizó un filtrado por medio de la técnica de wavelets. La serie de valores de cada píxel fue descompuesta en una serie de átomos de gabor (i.e., funciones sinusoidales localizadas en el tiempo por medio de una ventana gaussiana), de acuerdo con el procedimiento Basis Pursuit Denoising (Chen et al. 2001). Como resultado se obtuvo una descomposición óptima de la serie temporal en términos de número de parámetros y contenido de información de la serie original. Este procedimiento generó una versión tiempo-frecuencia del periodograma de Lomb-Scargle.

Una vez calculada la transformada de wavelets se obtuvieron los residuales restando la serie reconstruida de la serie original, y sobre esta se aplicó un modelo auto-regresivo de media móvil (ARMA) (Box et al. 2016) para

separar el ruido correlacionado del ruido blanco (i.e., sin correlación serial) de la serie de residuales. De esta manera se caracterizó el componente estocástico de la serie, consistente en ruido correlacionado (o de color) (RC) y el ruido no correlacionado (o blanco) (RB), correspondiente a la estocasticidad restante y los errores de medición. El procedimiento se realizó en dos pasos. Primero se calculó el orden de los dos componentes del modelo ARMA: el orden del proceso autorregresivo (llamado  $p$ ) y el orden del proceso de promedio móvil (llamado  $q$ ), ajustando modelos cada vez más complejos hasta que el criterio de información de Akaike (AIC) comenzó a aumentar (Akaike 1974). El procedimiento comenzó con el modelo de ruido blanco (ARMA[0,0]), y aumentó un orden en cada paso, probando todas las combinaciones de  $p$  y  $q$ , y calculando el AIC correspondiente. Una vez que se seleccionó el mejor modelo ARMA( $p,q$ ), se calculó la serie temporal RC utilizando los valores predichos del ajuste ARMA y se obtuvo la serie temporal RB a partir de los residuos del procedimiento.

Una vez obtenida la descomposición (wavelets + ARMA), la serie fue reconstruida de acuerdo con los criterios propuestos por Bruzzone y Easdale (2021): 1) tendencia: se reconstruyó la serie utilizando aquellos átomos cuya longitud de onda característica sea mayor o igual al largo de la serie temporal; 2) bajas frecuencias: se reconstruyó la serie utilizando solo aquellos átomos cuya longitud de onda sea menor a la longitud de la serie, pero mayor a 4 años; 3) frecuencias medias: la serie se reconstruyó utilizando átomos cuya longitud de onda estuviera entre 1 y 4 años; 4) ciclo anual: la serie se reconstruyó con átomos cuya longitud de onda fuese de un año, o su serie armónica (i.e., frecuencias múltiplos enteros de 1/año); 5) altas frecuencias: la serie se reconstruyó con átomos con longitudes de onda menores a un año, pero que no fuesen parte de la serie armónica del año; 6) ruido blanco: la serie se reconstruyó utilizando los residuales del análisis ARMA, obteniéndose solo el ruido blanco o no correlacionado, remanente de los análisis, y 7) ruido de color: la serie se reconstruyó utilizando los coeficientes del modelo ARMA, conteniendo solo el ruido autocorrelacionado.

Comparación entre la estructura y el funcionamiento de ambientes de pastizal. Se analizó la correspondencia entre la estructura del paisaje y de la vegetación y las diferencias identificadas en la dinámica temporal de la



productividad de la vegetación. Para ello, se utilizó la cartografía de clasificación de unidades de paisaje y fisonomía de la vegetación y una clasificación altitudinal obtenida a partir del modelo digital de elevaciones MDE-Ar v2.0, para calcular histogramas zonales con los pesos de los píxeles de cada Arquetipo Funcional de Pastizal. Las clases de altitud se definieron en rangos de 100 m entre 900 y 1300 m s. n. m., con los rangos de menor altitud asociados a sectores de mayor temperatura invernal y reparo, tanto para la vegetación como para los animales en pastoreo, con efectos en sus resultados productivos (Giraud and Villar 2010). Las bases de datos se procesaron con el Software QGIS, con el objetivo de obtener la proporción relativa de la superficie de cada arquetipo y su peso relativo (estimada a partir de la superficie de cada píxel), para cada tipo fisionómico florístico y para cada rango altitudinal del establecimiento en estudio.

## RESULTADOS

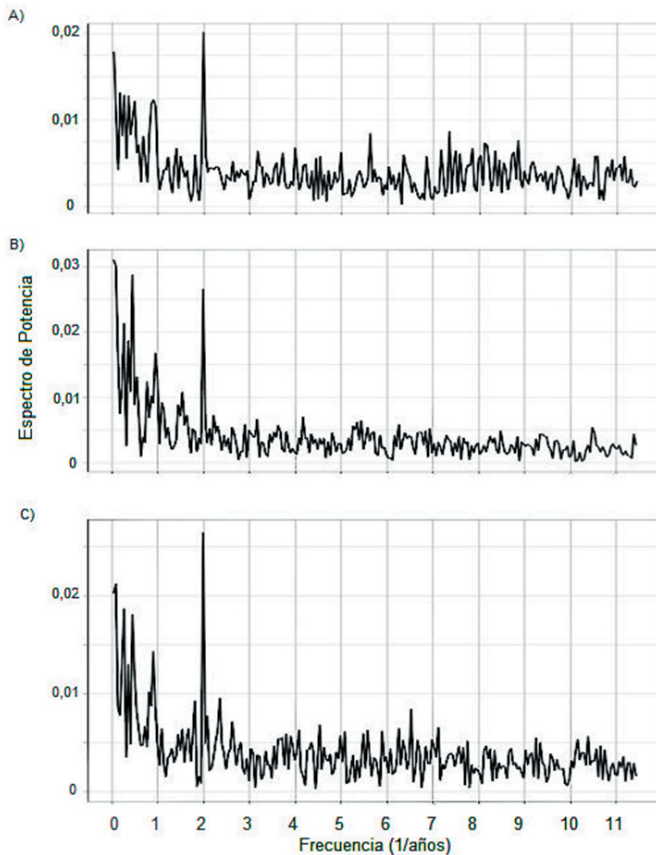
### Unidades de paisaje y fisonomía de la vegetación

El área de estudio fue clasificada en ocho clases de unidades de paisaje y fisonomía

de la vegetación (Figura 1). Estepas arbustivo-graminosas en sierras rocosas (la mayor proporción de la superficie del establecimiento): a) con una cobertura vegetal total menor al 30% (la de mayor área), y b) con una cobertura vegetal total superior al 30%. Estepas arbusivo-graminosas y estepas gramíneas: c) en bajos, y d) en zonas de mesetas. e) Matorrales. Áreas de mallín: f) subhúmedo; g) húmedo, y h) semidesiertos. Los ambientes de mallín ocuparon 243 ha, correspondiendo al 2.2% de la superficie total del establecimiento.

### Arquetipos Funcionales de Pastizal

Se seleccionó como mejor modelo uno de tres Arquetipos Funcionales de Pastizal en el establecimiento en estudio, representando un alto nivel de ajuste (88%) de la varianza total explicada (Tabla 1). Los tres arquetipos fueron diferentes en términos de su espectro de potencia (Figura 3). El arquetipo 1 exhibió un predominio de la variabilidad de frecuencias medias (ciclo bianual) y por el ciclo anual, con sus dos primeros armónicos muy marcados (Figura 3A). El arquetipo 2 estuvo representado sobre todo por el predominio del primer armónico (i.e., ciclo de 6 meses),



**Figura 3.** Espectros de potencia relativos para los tres arquetipos. El eje X representa la frecuencia (en años) y el eje Y indica la proporción de la variabilidad explicada por cada frecuencia, para los arquetipos 1 (A), 2 (B) y 3 (C).

**Figure 3.** Relative power spectrum for the three archetypes. The X axis represents the frequency (in years) and the Y axis indicates the proportion of variability explained by each frequency, for archetypes 1 (A), 2 (B) and 3 (C).

**Tabla 1.** Proceso de selección de modelos para determinar el número de arquetipos. Las columnas en orden indican 1) el número de arquetipos incluidos en cada modelo; 2) el valor la función de verosimilitud normal entre lo esperado por el análisis de arquetipos y lo observado; 3) el valor del índice de información BIC; 4) la variabilidad explicada (Varexpl), y 5) el número de parámetros que corresponden para cada número de arquetipos.

**Tabla 1.** Model selection process to determine the number of archetypes. The columns in order indicate 1) the number of archetypes included in each model; 2) the value of the normal likelihood function between what is expected by the archetype analysis and what is observed; 3) the value of the BIC information index; 4) the explained variability (Varexpl), and 5) the number of parameters that correspond to each number of archetypes.

Arquetipos (n)	Verosimilitud	BIC	Varexpl	Parámetros
3	7468583.23	-7396093.16	0.882	5454
4	7493105.25	-7386044.84	0.887	8055
5	7513124.72	-7371493.97	0.890	10656

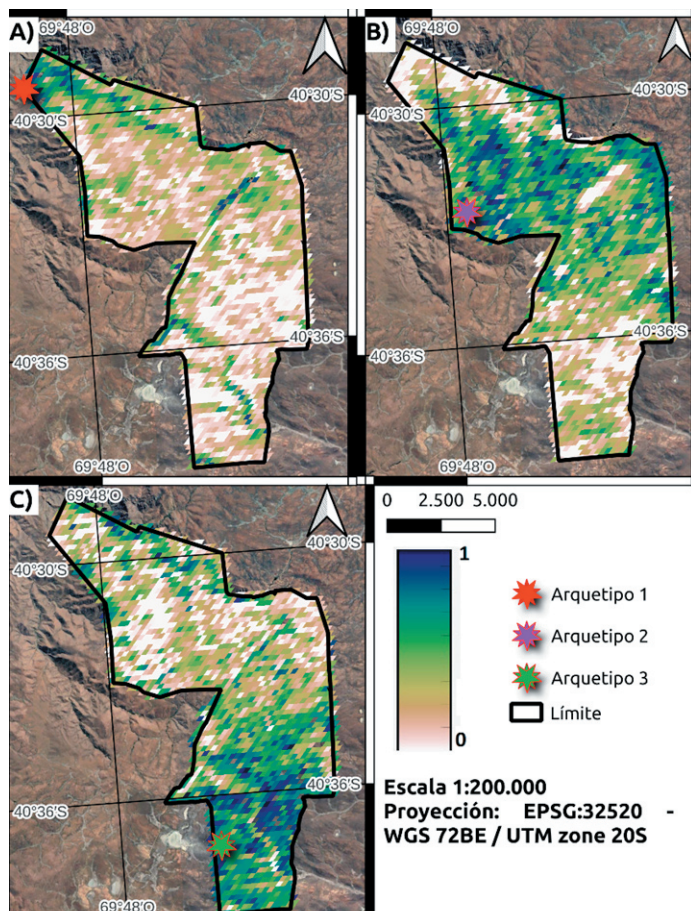
ubicado por encima de la magnitud del ciclo anual, conteniendo, por lo tanto, un ciclo anual bimodal (Figura 3B). Finalmente, el arquetipo 3 estuvo representado por frecuencias medias (ciclo bianual) y el primer armónico, predominando en magnitud por encima del ciclo anual (Figura 3C).

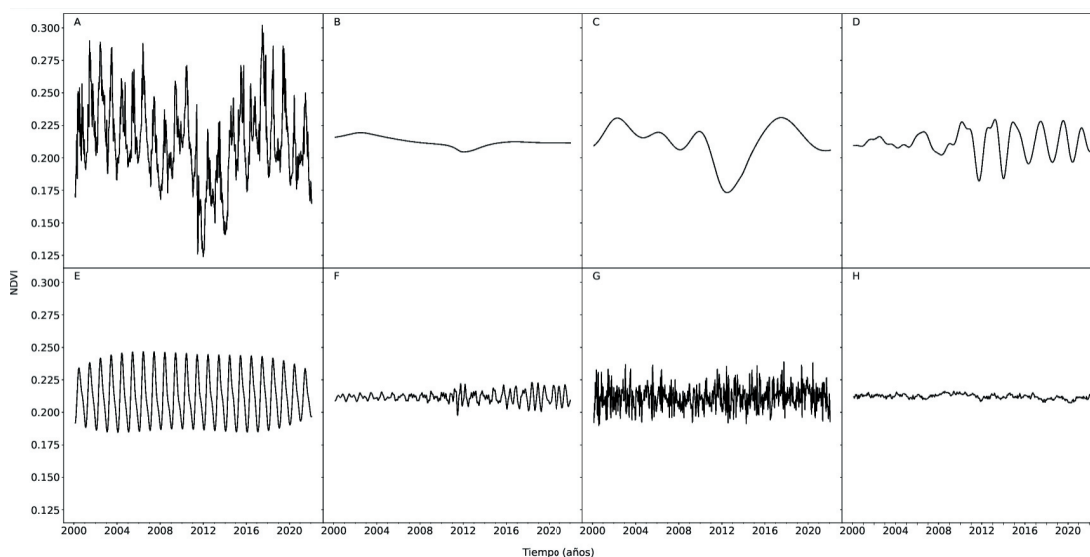
Geográficamente, el arquetipo 1 se localizó en el norte del área estudiada, y en las zonas de menor altitud, en torno a los cursos de agua (Figura 4A). El arquetipo 2 se localizó en la región centro-norte, en zonas con altitud media y baja (Figura 4B). Finalmente,

el arquetipo 3 se localizó en la región sur del establecimiento, asociado a mayores altitudes (Figura 4C).

#### *Análisis de tiempo-frecuencia de los arquetipoides*

**Arquetipo 1.** La tendencia alcanzó un máximo en torno a los años 2002-2003, y luego decayó lentamente hasta un mínimo en 2012-2013, para luego estabilizarse (Figura 5B). La amplitud de las frecuencias medias y bajas fue mayor que la de la tendencia (Figura 5A), siendo fuertemente afectada por una



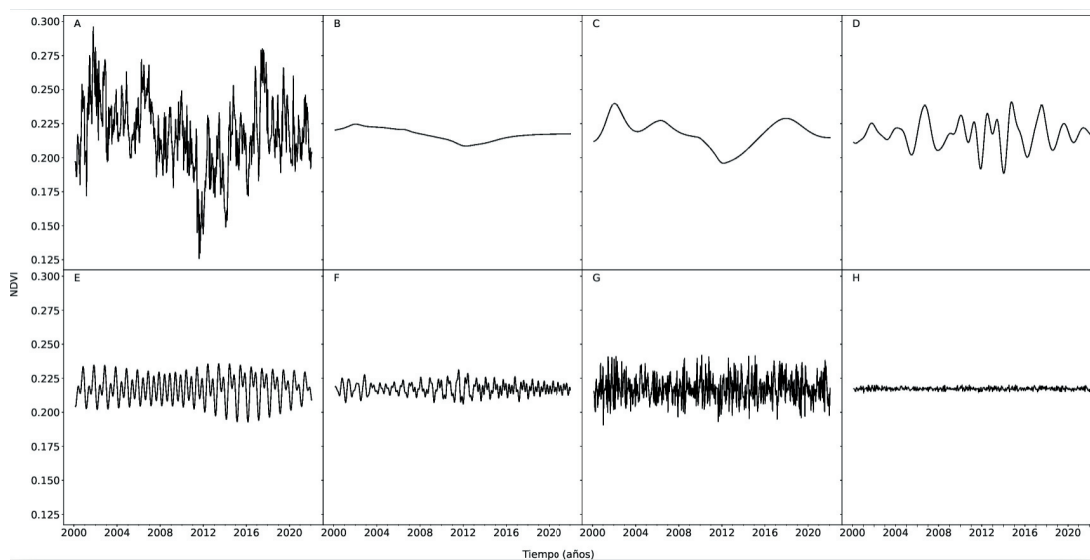


**Figura 5.** Descomposición de la variabilidad en tiempo-frecuencia del arquetipoide 1 (ver ubicación en Figura 4A). Los paneles representan A) los datos originales; B) la tendencia; C) las bajas frecuencias; D) las frecuencias medias; E) el ciclo anual y sus armónicos; F) las altas frecuencias; G) el ruido no correlacionado o blanco, y H) el ruido correlacionado.

**Figure 5.** Decomposition of the time-frequency variability of archetypoid 1 (see location in Figure 4A). The panels represent A) the original data; B) the trend; C) the low frequencies; D) the medium frequencies; E) the annual cycle and its harmonics; F) the high frequencies; G) the noise uncorrelated or white, and H) the correlated noise.

perturbación en el año 2011, vinculada con la caída de ceniza volcánica de la erupción del Complejo Volcánico Caulle-Puyehue, cuyos efectos se prolongaron hasta 2013 (Figura 5C). El ciclo anual mantuvo un comportamiento marcadamente estacional durante todo el período, y si bien no fue afectado por la perturbación del 2011, la amplitud del ciclo

anual se fue reduciendo a partir del año 2017 (Figura 5E). Las frecuencias altas registraron la perturbación ocurrida a mitad del período de estudio, afectando su comportamiento posterior (Figura 5F). El ruido permaneció constante durante todo el período, registrando mayor relevancia el ruido no correlacionado (Figuras 5G y 5H).



**Figura 6.** Descomposición de la variabilidad en tiempo-frecuencia del arquetipoide 2 (ver ubicación en Figura 4B). Los paneles representan A) los datos originales; B) la tendencia; C) las bajas frecuencias; D) las frecuencias medias; E) el ciclo anual y sus armónicos; F) las altas frecuencias; G) el ruido no correlacionado o blanco, y H) el ruido correlacionado.

**Figure 6.** Decomposition of the variability in time-frequency of archetypoid 2 (see location in Figure 4B). The panels represent A) the original data; B) the trend; C) the low frequencies; D) the medium frequencies; E) the annual cycle and its harmonics; F) the high frequencies; G) the noise uncorrelated or white, and H) the correlated noise.

**Arquetipo 2.** La tendencia explicó una parte muy pequeña de la varianza, registrando valores mínimos en su amplitud en torno a las fechas de la perturbación del año 2011 (Figura 6B). Las frecuencias bajas y medias siguieron un patrón similar al descrito para el arquetipo 1. El ciclo anual cambió a lo largo del período de estudio, pasando gradualmente de una serie de pulsos discretos de forma aproximadamente triangular, hacia un ciclo bimodal de manera aproximadamente sinusoidal, a partir de 2004-2005 y hasta 2012 (Figura 6E), retornando hacia el fin del período a una forma triangular con mayor amplitud. Las frecuencias altas mostraron un leve pico en 2012 (Figura 6F), coincidente con las frecuencias medias y bajas, mientras que el ruido se mantuvo constante, aunque siendo más relevante el ruido no correlacionado (Figuras 6G y 6H).

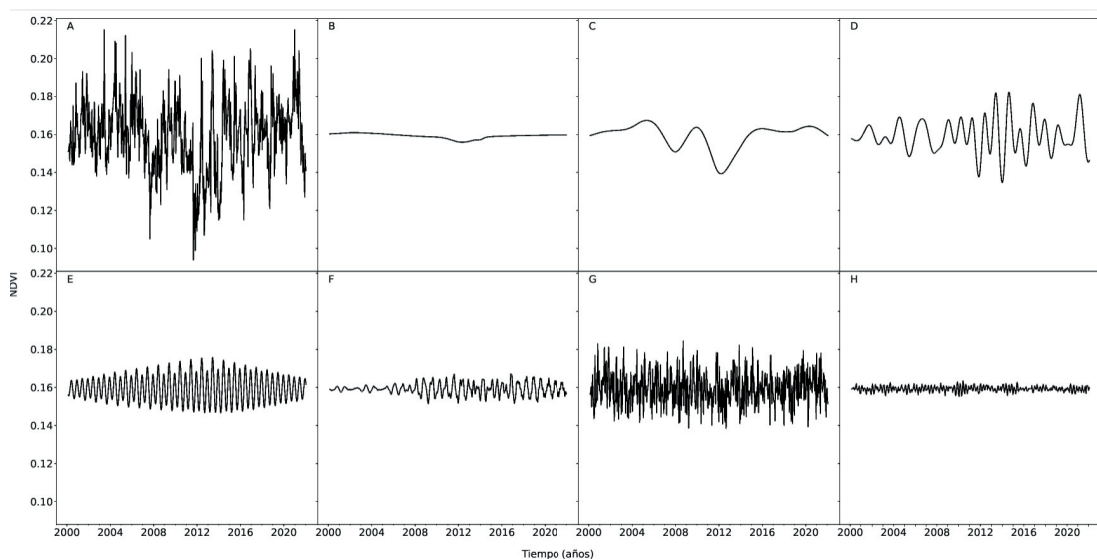
**Arquetipo 3.** La dinámica registró una baja amplitud de la tendencia, mientras que las frecuencias bajas, al igual que en los otros arquetipos, alcanzaron un valor mínimo en 2011-2013 (Figura 7C). Las frecuencias medias tuvieron gran amplitud durante todo el período estudiado, incrementándose luego de la perturbación del año 2011 (Figura 7D). El ciclo anual tuvo un comportamiento bimodal constante durante todo el período, con un leve cambio hacia una forma sinusoidal de amplitud mayor a partir del año 2006 y hasta el 2008, donde quedó firmemente

establecido en esa dinámica, aunque con posterioridad al año 2012 la amplitud se redujo paulatinamente (Figura 7E). Las altas frecuencias incrementaron su amplitud a partir de 2008 (Figura 7F). El ruido fue constante tanto en su magnitud como en su estructura durante todo el período, siendo también más relevante el ruido no correlacionado (Figuras 7G y 7H).

#### *Relación entre la estructura de la vegetación y la dinámica de la productividad*

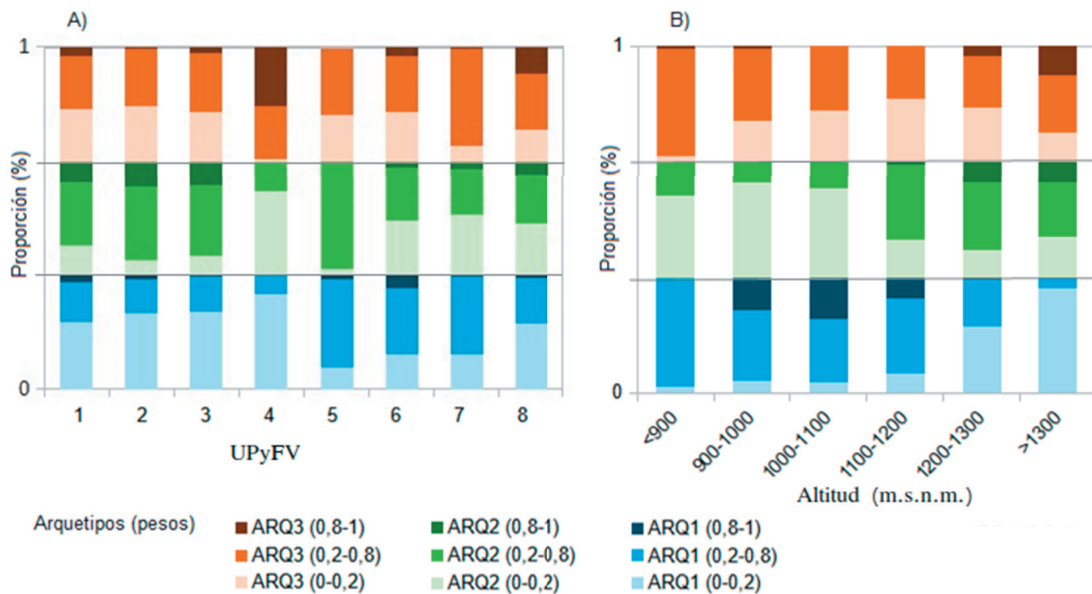
En términos generales, la dinámica de la productividad de la vegetación se comportó de manera similar en las distintas unidades de paisaje y tipos fisonómicos descriptos. Por otro lado, algunos arquetipos funcionales de pastizal tuvieron mayor peso y superficie relativa asociada a determinadas clases de unidades de paisaje y tipos fisonómicos.

El arquetipo funcional 2 tuvo un mayor peso relativo asociado a las estepas arbustivo-graminosas ubicadas en sierras rocosas y a las estepas arbustivo-graminosas y estepas graminosas ubicadas en bajos (Figura 8A), y registró un mayor peso relativo en zonas con altitudes superiores a 1200 m s. n. m. (Figura 8B). Esta asociación estructural-funcional representó la mayor superficie del establecimiento estudiado. El arquetipo funcional 3 registró un mayor peso relativo en áreas de estepas arbustivo-graminosas y



**Figura 7.** Descomposición de la variabilidad en tiempo-frecuencia del arquetipo 3 (ver ubicación en Figura 4C). Los paneles representan A) los datos originales; B) la tendencia; C) las bajas frecuencias; D) las frecuencias medias; E) el ciclo anual y sus armónicos; F) las altas frecuencias; G) el ruido no correlacionado o blanco, y H) el ruido correlacionado.

**Figure 7.** Decomposition of the time-frequency variability of archetypal 3 (see location in Figure 4C). The panels represent A) the original data; B) the trend; C) the low frequencies; D) the medium frequencies; E) the annual cycle and its harmonics; F) the high frequencies; G) the noise uncorrelated or white, and H) the correlated noise.



**Figura 8.** Proporción relativa de píxeles clasificada por el peso de cada píxel respecto de cada Arquetipo Funcional de Pastizal (en rangos de 0-0.19; 0.2-0.79; 0.8-1), respectivamente. A) Tipos fisonómicos (ver Figura 1): 1) estepas arbustivo-graminosas en sierras rocosas, <30% de cobertura total; 2) estepas arbustivo-graminosas en sierras rocosas, >30% de cobertura total; 3) estepas arbustivo-graminosas/estepas graminosas en bajos; 4) estepas arbustivo-graminosas/estepas graminosas en mesetas; 5) mallín húmedo; 6) mallín subhúmedo; 7) matorral, y 8) semidesierto. B) Altitud expresada en rangos y en metros sobre el nivel del mar.

**Figure 8.** Relative proportion of pixels classified by the weight of each pixel with respect to each rangeland functional archetype (in ranges of 0-0.19; 0.2-0.79; 0.8-1), respectively. A) Physiognomic types (see Figure 1): 1) shrub-grass steppes in rocky mountains, <30% total cover; 2) shrub-grass steppes in rocky mountains, >30% total cover; 3) shrub-grass steppes/grass steppes in lowlands; 4) shrub-grass steppes/grass steppes in plateaus; 5) humid meadow; 6) subhumid meadow; 7) scrub, and 8) semi-desert. B) Altitude expressed in ranges and in meters above sea level.

estepas graminosas ubicadas en zonas de mesetas y también en los semidesiertos, y registró la mayor representación en zonas de mayor altitud (>1300 m s. n. m.) (Figura 8B). En estas zonas, los arquetipos 1 y 2 registraron pesos marginales. Finalmente, el arquetipo funcional 1 registró un mayor peso relativo en zonas de mallines (en especial, en áreas de mallín subhúmedo) (Figura 8A) y en zonas de menor altitud (entre 900 y 1200 m s. n. m.) (Figura 8).

## DISCUSIÓN

La dinámica de la productividad de la vegetación, discriminada a partir de los Arquetipos Funcionales de Pastizal, fue analizada en un establecimiento ganadero de la Patagonia para evaluar su capacidad de clasificación y su complementariedad con estudios de la estructura de la vegetación, abordada a partir de las unidades de paisaje y la fisonomía de la vegetación. En términos generales, el funcionamiento de la vegetación tuvo un correlato previsible con la estructura de la vegetación a escala regional. Dado que el procedimiento se ejecutó de manera

independiente, el protocolo de Arquetipos Funcionales de Pastizal demostró ser lo suficientemente sensible para identificar y caracterizar diferencias en ciertas frecuencias de las series de NDVI asociadas a determinados ambientes, como en el caso de los mallines (Figuras 4A y 5), las estepas ubicadas en los bajos (Figuras 4B y 6) y las estepas ubicadas en mesetas de altura (Figuras 4C y 7). Algunas de estas diferencias (e.g., forma y amplitud del ciclo anual, patrón de las frecuencias altas y medias) permitieron identificar características peculiares de la dinámica, más allá del comportamiento general de las series, que podrían ser descriptas como similares para distintas unidades de paisaje y tipos fisonómicos (Figura 8A). Por ejemplo, la similitud de respuesta en la tendencia y en las frecuencias bajas sugiere la presencia de un controlador a escala regional que estuvo modulando de manera jerárquica la dinámica de la productividad de la vegetación en los últimos 20 años en el área de estudio, a pesar de ciertas diferencias en los tipos de vegetación. Reconocemos que dichos resultados pueden variar con una clasificación estructural realizada en algún otro momento

del período de tiempo analizado, pero ello tiene la limitante de la falta de información histórica para confeccionar dicha clasificación. En virtud de los resultados obtenidos, resulta relevante enfatizar la necesidad de incorporar la dinámica de la productividad de la vegetación como un factor clasificatorio y no como una variable dependiente de una clasificación estructural, definida de manera previa.

La perturbación con epicentro en el año 2011 sería una respuesta análoga frente al impacto sinérgico de distintos factores. Por un lado, la caída de ceniza volcánica provocada por la erupción del complejo volcánico Cautle-Puyehue (Easdale and Bruzzone 2018), y factores climáticos, como la sequía prolongada que afectó a la región entre 2008 y 2013 (Easdale and Rosso 2010; Easdale et al. 2014). Igualmente, la respuesta en la dinámica de la vegetación sería distinta de acuerdo a las condiciones del sitio ecológico, al manejo histórico y a procesos de degradación (Verón and Paruelo 2010; Gaitán et al. 2018), aspecto que podría estar evidenciándose en otras frecuencias distintas a la anual, como las frecuencias altas o medias, o incluso en el componente del ruido, que requieren más estudios.

#### *La perspectiva funcional de la vegetación*

La clasificación del funcionamiento de la vegetación fue propuesta hace 30 años como abordaje para discriminar biozonas, tomando como base las variaciones temporales de la productividad primaria neta aérea (Soriano and Paruelo 1992). Los tipos funcionales constituyen un antecedente relevante en la materia, dado que permiten caracterizar la vegetación utilizando el NDVI como variable proxy de la actividad fotosintética de la vegetación, mediante un análisis que combina estadísticos obtenidos a partir del ciclo anual (Paruelo et al. 1998b). En este caso, el foco está puesto en la estacionalidad (i.e., en la variación periódica a lo largo del año). Nuestra propuesta de Arquetipos Funcionales de Pastizal es un avance en la temática, ya que incorpora de manera explícita otras variaciones en ventanas temporales mayores, como períodos de varios años (interanuales), períodos más pequeños que permiten incorporar la variación intraanual no estacional y también los componentes de ruido (Yengoh et al. 2014; Bruzzone and Easdale 2021). El aumento en la longitud de las series de datos con sensores remotos

permite abordar de una manera más integral los distintos componentes de frecuencia que caracterizan la variación temporal de los índices espectrales, y complementar la perspectiva estructural de los ecosistemas, típicamente descrita a partir de la geomorfología, de los tipos de suelo y de la clasificación fisonómica y florística. Por otro lado, una descripción más detallada de las diferencias en la dinámica de la productividad de los pastizales constituye una herramienta muy potente; en especial, en referencia al estudio de cambios no estacionarios de la vegetación (Easdale et al. 2022). A su vez, la identificación de los sitios más representativos de la dinámica de la vegetación (i.e., arquetipoides), constituyen sitios clave para orientar mayor investigación a una escala de mayor detalle. Por ejemplo, podrían ser sitios prioritarios para instalar nuevos monitores de estudios a largo plazo, como los propuestos por el Monitoreo Ambiental de Regiones Áridas y Semiáridas (MARAS) (Oliva et al. 2019; Easdale et al. 2024) o como complemento de sitios de evaluación de la provisión de servicios ecosistémicos y ajustes de medidas de manejo pastoril (Peri et al. 2016). A su vez, podrían constituir sitios para evaluar las respuestas de la vegetación a cambios en variables climáticas (Bruzzone et al. 2023; Villa et al. 2023).

#### *Hacia una integración estructural-funcional en la evaluación de pastizales*

Existe un consenso, tanto en el ámbito académico como profesional, acerca de la relevancia que tiene la evaluación de pastizales como insumo para planificar un manejo sustentable de los recursos naturales. Sin embargo, a pesar de muchos esfuerzos, tanto en el sector público como privado, su utilización en la Patagonia ha sido intermitente y no está muy generalizada debido a múltiples factores (Ormaechea et al. 2019). En referencia a las metodologías, uno de los principales problemas a resolver es que existe un compromiso entre el esfuerzo de obtener información de calidad, la cobertura de la superficie estudiada y la amplitud del período de tiempo considerado (Easdale et al. 2019). En otras palabras, dada la gran heterogeneidad y extensión de los establecimientos ganaderos de la Patagonia, es muy costoso realizar evaluaciones de pastizales que tengan mucho detalle (grano), que abarquen a su vez una amplia superficie (extensión), durante largas ventanas de tiempo (escala temporal). Como vimos en la introducción al revisar diferentes métodos de evaluación

de pastizales, el abordaje dominante ha priorizado la discriminación y caracterización de la heterogeneidad del paisaje desde una perspectiva espacial (e.g., geomorfología, topografía, fisonomía y composición florística de la vegetación), quedando la dimensión temporal en un segundo plano, circunscripta en el mejor de los casos a la dinámica anual de la productividad primaria (Golluscio et al. 2010). En particular, las metodologías desarrolladas en la Patagonia han desestimado otros ciclos relevantes diferentes al anual.

La combinación entre una clasificación estructural (e.g., basada en diferencias en el paisaje y en la fisonomía de la vegetación) y una clasificación funcional (e.g., basada en los Arquetipos Funcionales de Pastizal) ofrece una perspectiva novedosa para ser aplicada en los sistemas ganaderos de la Patagonia. Por ejemplo, en el establecimiento estudiado, la dinámica de la productividad fue explicada en mayor medida por ciclos bianuales y por comportamientos intraanuales, siendo menor la relevancia del ciclo anual (en las estepas, pero incluso en los mallines). Decisiones de manejo ganadero podrían considerar dicha oscilación de mediano plazo, caracterizada por fases que duran dos años (más relevante en estepas ubicadas en zonas de meseta), para prever cargas animales o requerimientos ganaderos que puedan fluctuar siguiendo dicho patrón. Por otro

lado, la dinámica bianual podría ser también incluida en la asignación de descansos para diferentes ambientes de pastizal. Finalmente, el comportamiento intraanual (ciclos de 3 y 6 meses) reflejan una dinámica oportunista de la productividad (especialmente en estepas de zonas bajas) que podría ser considerada en la planificación pastoril para promover flexibilidad en el manejo, orientada a aprovechar dichos pulsos.

El aporte principal de la perspectiva funcional radica en una interpretación integral en términos temporales de los ecosistemas pastoriles, su dinámica y sus respuestas frente al impacto de los cambios en el clima, el manejo y en el ambiente en general. Consideramos que este abordaje contribuye con el diseño de nuevas propuestas de gestión pastoril, con el foco puesto, en mayor medida, en la adaptación a los patrones que dominan la dinámica y los cambios en la productividad y no tanto en las planificaciones pautadas solamente en virtud del comportamiento estacional o anual.

AGRADECIMIENTOS. Este estudio se realizó en el marco del Acuerdo de Servicio Técnico Especializado (STE-2096) entre la Estancia Pilahue S.A. y el INTA. Agradecemos a dos revisores anónimos y al editor por sus aportes y sugerencias, que permitieron mejorar este artículo.

## REFERENCIAS

- Aguiar, M. R., and O. E. Sala. 1999. Patch structure, dynamics and implications for the functioning of arid ecosystems. *Trends in Ecology and Evolution* 14:273-277. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(99\)01612-2](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(99)01612-2).
- Akaike, H. 1974. A new look at the statistical model identification. *IEEE Transactions on Automatic Control* 19(6):716-723. <https://doi.org/10.1109/tac.1974.1100705>.
- Aramayo, V., O. A. Bruzzone, D. A. Castillo, M. H. Easdale, F. Raffo, and F. Umaña. 2019. Estancia Pilahue: evaluación forrajera y dinámica de la productividad de cuadros. INTA Bariloche. Pp. 84.
- Aslak, U. 2016. Py\_pcha. URL: [github.com/ulfaslak/py\\_pcha](https://github.com/ulfaslak/py_pcha).
- Bestelmeyer, B. T., A. J. Tugel, G. L. Peacock Jr, D. G. Robinett, P. L. Shaver, J. R. Brown, J. E. Herrick, H. Sánchez, and K. M. Havstad. 2009. State-and-transition models for heterogeneous landscapes: a strategy for development and application. *Rangeland Ecology and Management* 62(1):1-15. <https://doi.org/10.2111/08-146>.
- Bestelmeyer, B. T., D. P. Goolsby, and S. R. Archer. 2011. Spatial perspectives in state-and-transition models: A missing link to land management? *Journal of Applied Ecology* 48(3):746-757. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2011.01982.x>.
- Bingham, C., M. Godfrey, and J. W. Tukey. 1967. Modern techniques of power spectrum estimation. *IEEE Transactions on Audio and Electroacoustics* 15(2):56-66. <https://doi.org/10.1109/tau.1967.1161895>.
- Bisigato, A. J., and M. B. Bertiller. 1997. Grazing effects on patchy dryland vegetation in northern Patagonia. *Journal of Arid Environments* 36(4):639-653. <https://doi.org/10.1006/jare.1996.0247>.
- Bisigato, A. J., M. B. Bertiller, J. O. Ares, and G. E. Pazos. 2005. Effect of grazing on plant patterns in arid ecosystems of Patagonian Monte. *Ecography* 28(5):561-572. <https://doi.org/10.1111/j.2005.0906-7590.04170.x>.
- Box, G. E. P., G. M. Jenkins, G. C. Reinsel, and G. M. Ljung. 2016. *Time series analysis: forecasting and control* (5th ed.). Hoboken, New Jersey: John Wiley and Sons, Incorporated. Pp. 53. <https://doi.org/10.1111/jtsa.12194>.
- Bran, D., J. Ayesa, C. López. 2000. Regiones Ecológicas de Río Negro. Comunicación Técnica No. 59. INTA Bariloche: Río Negro, Argentina.
- Brigham, E. O., and R. E. Morrow. 1967. The fast Fourier transform. *IEEE Spectrum* 4(12):63-70. <https://doi.org/10.1109/mspec.1967.5217220>.

- Briske, D. D., S. D. Fuhlendorf, and F. E. Smeins. 2005. State-and-transition models, thresholds, and rangeland health: a synthesis of ecological concepts and perspectives. *Rangeland Ecology and Management* 58(1):1-10. [https://doi.org/10.2111/1551-5028\(2005\)58<1:smtarh>2.0.co;2](https://doi.org/10.2111/1551-5028(2005)58<1:smtarh>2.0.co;2).
- Borrelli, P., G. Oliva, A. Cibils, P. Rial, and L. González. 2001. Evaluación de pastizales. Pp.161-182 *en* P. Borrelli and G. Oliva (eds.) *Ganadería ovina sustentable en la Patagonia Austral*. Tecnología de Manejo Extensivo. PRODESAR, INTA-GTZ.
- Bruzzone, O., and M. H. Easdale. 2021. Archetypal temporal dynamics of arid and semi-arid rangelands. *Remote Sensing of Environment* 254:112279. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2020.112279>.
- Bruzzone, O. A., D. V. Perri, and M. H. Easdale. 2023. Vegetation responses to variations in climate: A combined ordinary differential equation and sequential Monte Carlo estimation approach. *Ecological Informatics* 73:101913. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2022.101913>.
- Buono, G., M. Oesterheld, V. Nakamatsu, and J. M. Paruelo. 2010. Spatial and temporal variation of primary production of Patagonian wet meadows. *Journal of Arid Environments* 74:1257-1261. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2010.05.026>.
- Chen, S. S., D. L. Donoho, and M. A. Saunders. 2001. Atomic decomposition by basis pursuit. *SIAM Review* 43(1):129-159. <https://doi.org/10.1137/s003614450037906x>.
- Chuvieco, E. 2010. *Teledetección Ambiental: La Observación de la Tierra Desde el Espacio*, 3ra ed. Editorial Ariel: Barcelona, España.
- Cooley, J. W., P. A. Lewis, and P. D. Welch. 1969. The fast Fourier transform and its applications. *IEEE Transactions on Education* 12(1):27-34. <https://doi.org/10.1109/te.1969.4320436>.
- Cutler, A., and L. Breiman. 1994. Archetypal analysis. *Technometrics* 36(4):338-347. <https://doi.org/10.1080/00401706.1994.10485840>.
- Didan, K., A. B. Munoz, R. Solano, and A. Huete. 2015. *MODIS vegetation index user's guide (MOD13 series)*. University of Arizona: Vegetation Index and Phenology Lab 35.
- Easdale, M. H., and H. Rosso. 2010. Dealing with drought: social implications of different smallholder survival strategies in semi-arid rangelands of Northern Patagonia, Argentina. *The Rangeland Journal* 32(2):247-255. <https://doi.org/10.1071/rj09071>.
- Easdale, M. H., D. Sacchero, M. Vigna, and P. Willems. 2014. Assessing the magnitude of impact of volcanic ash deposits on Merino wool production and fibre traits in the context of a drought in North-west Patagonia, Argentina. *The Rangeland Journal* 36(2):143-149. <https://doi.org/10.1071/rj13124>.
- Easdale, M. H., and O. Bruzzone. 2018. Spatial distribution of volcanic ash deposits of 2011 Puyehue-Cordón Caulle eruption in Patagonia as measured by a perturbation in NDVI temporal dynamics. *Journal of Volcanology and Geothermal Research* 353:11-17. <https://doi.org/10.1016/j.jvolgeores.2018.01.020>.
- Easdale, M. H., O. Bruzzone, P. Mapfumo, and P. Tittone. 2018. Phases or regimes? Revisiting NDVI trends as proxies for land degradation. *Land Degradation and Development* 29(3):433-445. <https://doi.org/10.1002/ldr.2871>.
- Easdale, M. H., F. Umaña, F. Raffo, C. Fariña, and O. Bruzzone. 2019. Evaluación de pastizales patagónicos con imágenes de satélites y de vehículos aéreos no tripulados. *Ecología Austral* 29(3):306-314. <https://doi.org/10.25260/ea.19.29.3.0.791>.
- Easdale, M. H., and M. R. Aguiar. 2012. Regional forage production assessment in arid and semi-arid rangelands - A step towards social-ecological analysis. *Journal of Arid Environments* 83:35-44. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2012.03.002>.
- Easdale, M. H., D. Perri, and O. A. Bruzzone. 2022. Arid and semiarid rangeland responses to non-stationary temporal dynamics of environmental drivers. *Remote Sensing Applications: Society and Environment* 27:100796. <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2022.100796>.
- Easdale, M. H., V. L. Martin-Albarracín, D. V. Perri, D. R. López, and O. A. Bruzzone. 2024. Tracking floristic archetypes of Patagonian steppes. *Applied Vegetation Science* 27(1):e12769. <https://doi.org/10.1111/avsc.12769>.
- Elissalde, N., J. M. Escobar, and V. Nakamatsu. 2002. *Inventario y Evaluación De Pastizales Naturales De La Zona Árida y Semiárida De La Patagonia*, EEA INTA Chubut, PAN-SDSyPA-GTZ. Pp. 41.
- Gaitán, J. J., D. Bran, G. Oliva, F. T. Maestre, M. R. Aguiar, E. Jobbágy, G. Buono, D. Ferrante, V. Nakamatsu, G. Ciari, and J. Salomone. 2014. Plant species richness and shrub cover attenuate drought effects on ecosystem functioning across Patagonian rangelands. *Biology Letters* 10(10):20140673. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2014.0673>.
- Gaitán, J. J., D. E. Bran, G. E. Oliva, M. R. Aguiar, G. G. Buono, D. Ferrante, V. Nakamatsu, G. Ciari, J. M. Salomone, V. Massara, and G. G. Martínez. 2018. Aridity and overgrazing have convergent effects on ecosystem structure and functioning in Patagonian rangelands. *Land Degradation and Development* 29(2):210-218. <https://doi.org/10.1002/ldr.2694>.
- Giraudó, C., and L. Villar. 2010. Manejo nutricional de la majada para la producción de lana y carne. Pp. 15-38 *en* J. Mueller and M. Cueto (eds.) *Actualización en producción ovina*. INTA EEA Bariloche.
- Golluscio, R. A., V. A. Deregibus, and J. M. Paruelo. 1998. Sustainability and range management in the Patagonian steppes. *Ecología Austral* 8(02):265-284.
- Golluscio, R. 2009. Receptividad ganadera: marco teórico y aplicaciones prácticas. *Ecología Austral* 19:215-232.
- Golluscio, R. A., M. E. Román, A. Cesa, D. Rodano, H. Bottaro, M. I. Nieto, A. Betelú, and L. A. Golluscio. 2010. Aboriginal settlements of arid Patagonia: Preserving bio- or sociodiversity? The case of the Mapuche pastoral Cushamen Reserve. *Journal of Arid Environments* 74(10):1329-1339. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2010.05.012>.



- Hunt Jr., E.R., and B. A. Miyake. 2006. Comparison of stocking rates from remote sensing and geospatial data. *Rangeland Ecology and Management* 59(1):11-18. <https://doi.org/10.2111/04-177r.1>.
- Irisarri, J. G. N., M. Oesterheld, J. M. Paruelo, and M. A. Texeira. 2012. Patterns and controls of above-ground net primary production in meadows of Patagonia. A remote sensing approach. *Journal of Vegetation Science* 23(1):114-126. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2011.01326.x>.
- Jobbágy, E. G., O. E. Sala, and J. M. Paruelo. 2002. Patterns and controls of primary production in the Patagonian steppe: a remote sensing approach. *Ecology* 83(2):307-319. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2002\)083\[0307:pacopp\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2002)083[0307:pacopp]2.0.co;2).
- Kröpf, A. I., V.A. Deregibus, and G. A. Cecchi. 2015. Un modelo de estados y transiciones para el Monte oriental rionegrino. *Phyton* 84(2):390-396. <https://doi.org/10.32604/phyton.2015.84.390>.
- López, D. R., L. Cavallero, M. A. Brizuela, and M. R. Aguiar. 2011. Ecosystemic structural–functional approach of the state and transition model. *Applied Vegetation Science* 14(1):6-16. <https://doi.org/10.1111/j.1654-109x.2010.01095.x>.
- López, D. R., M. A. Brizuela, P. Willems, M. R. Aguiar, G. Siffredi, and D. Bran. 2013. Linking ecosystem resistance, resilience, and stability in steppes of North Patagonia. *Ecological Indicators* 24:1-11. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.05.014>.
- Ludwig, J. A., and D. J. Tongway. 1995. Spatial organisation of landscapes and its function in semi-arid woodlands, Australia. *Landscape Ecology* 10:51-63. <https://doi.org/10.1007/bf00158553>.
- Ludwig, J. A., B. P. Wilcox, D. D. Breshears, D. J. Tongway, and A. C. Imeson. 2005. Vegetation patches and runoff–erosion as interacting ecohydrological processes in semiarid landscapes. *Ecology* 86(2):288-297. <https://doi.org/10.1890/03-0569>.
- McNaughton, S. J., M. Oesterheld, D. A. Frank, and K. J. Williams. 1989. Ecosystem-level patterns of primary productivity and herbivory in terrestrial habitats. *Nature* 341:142-144. <https://doi.org/10.1038/341142a0>.
- Monteith, J. L. 1972. Solar radiation and productivity in tropical ecosystems. *Journal of Applied Ecology* 9(3):747-766. <https://doi.org/10.2307/2401901>.
- Nakamatsu, V., M. Lagarrigue, M. Locattelli, M. Sendin, N. Elissalde, and J. Escobar. 1998. Disponibilidad de forraje estimada a través del valor pastoral en zonas áridas del Chubut (Patagonia). *Revista Argentina de Producción Animal* 8(1):188.
- Oesterheld, M., O. E. Sala, and S. J. McNaughton. 1992. Effect of animal husbandry on herbivore-carrying capacity at a regional scale. *Nature* 356(6366):234-236. <https://doi.org/10.1038/356234a0>.
- Oliva, G., D. Bran, J. Gaitán, D. Ferrante, V. Massara, G. G. Martínez, E. Adema, M. Enrique, E. Domínguez, and P. Paredes. 2019. Monitoring drylands: The MARAS system. *Journal of Arid Environments* 161:55-63. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2018.10.004>.
- Oñatibia, G. R., and M. R. Aguiar. 2016. Continuous moderate grazing management promotes biomass production in Patagonian arid rangelands. *Journal of Arid Environments* 125:73-79. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2015.10.005>.
- Ormaechea, S. G., P. Peri, P. Cipriotti, and R. Distel. 2019. El cuadro de pastoreo en los sistemas extensivos de Patagonia Sur. Percepción y manejo de la heterogeneidad. *Ecología Austral* 29:174-184. <https://doi.org/10.25260/ea.19.29.2.0.829>.
- Paruelo, J. M., M. R. Aguiar, R. A. Golluscio, R. J. León, and G. Pujol. 1993. Environmental controls of NDVI dynamics in Patagonia based on NOAA-AVHRR satellite data. *Journal of Vegetation Science* 4(3):425-428. <https://doi.org/10.2307/3235602>.
- Paruelo, J. M., E. G. Jobbágy, O. E. Sala, W. K. Lauenroth, and I. C. Burke. 1998a. Functional and structural convergence of temperate grassland and shrubland ecosystems. *Ecological Applications* 8(1):194-206. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(1998\)008\[0194:fascot\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(1998)008[0194:fascot]2.0.co;2).
- Paruelo, J. M., E. G. Jobbágy, and O. E. Sala. 1998b. Biozones of patagonia (Argentina). *Ecología Austral* 8(02):145-153.
- Paruelo, J. M., R. A. Golluscio, J. P. Guerschman, A. Cesa, V. V. Jouve, and M. F. Garbulsky. 2004. Regional scale relationships between ecosystem structure and functioning: the case of the Patagonian steppes. *Global Ecology and Biogeography* 13(5):385-395. <https://doi.org/10.1111/j.1466-822x.2004.00118.x>.
- Peri, P. L., B. Ladd, R. G. Lasagno, and G. M. Pastur. 2016. The effects of land management (grazing intensity) vs. the effects of topography, soil properties, vegetation type, and climate on soil carbon concentration in Southern Patagonia. *Journal of Arid Environments* 134:73-78. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2016.06.017>.
- Schwarz, G. 1978. Estimating the dimension of a model. *The Annals of Statistics* 6:461-464. <https://doi.org/10.1214/aos/1176344136>.
- Siffredi, G. L., F. Boggio, H. Giorgetti, J. A. Ayesa, A. Kröpfl, and J. M. Alvarez. 2013. Guía para la evaluación de pastizales, para las áreas ecológicas de Sierras y Mesetas Occidentales y de Monte de Patagonia Norte. Ediciones INTA. Pp. 69.
- Soriano, A., and J. M. Paruelo. 1992. Biozones: vegetation units defined by functional characters identifiable with the aid of satellite sensor images. *Global Ecology and Biogeography Letters* 2(3):82-89. <https://doi.org/10.2307/2997510>.
- Tongway, D. J., and J. A. Ludwig. 1994. Small-scale resource heterogeneity in semi-arid landscapes. *Pacific Conservation Biology* 1(3):201-208. <https://doi.org/10.1071/pc940201>.
- Verón, S. R., and J. M. Paruelo. 2010. Desertification alters the response of vegetation to changes in precipitation. *Journal of Applied Ecology* 47(6):1233-1241. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01883.x>.
- Villa, M. V. E. D., P. M. Cristiano, M. Easdale, and O. A. Bruzzone. 2023. Archetypal classification of vegetation dynamics of a humid subtropical forest region from North-East Argentina. *Remote Sensing Applications: Society*

- and Environment 30:100966. <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2023.100966>.
- Virtanen, P., R. Gommers, T. E. Oliphant, M. Haberland, T. Reddy, D. Cournapeau, E. Burovski, P. Peterson, W. Weckesser, J. Bright, and S. J. Van Der Walt. 2020. SciPy 1.0: fundamental algorithms for scientific computing in Python. *Nature Methods* 17(3):261-272. <https://doi.org/10.1038/s41592-020-0772-5>.
- Westoby, M., B. Walker, and I. Noy-Meir. 1989. Opportunistic management for rangelands not at equilibrium. *Rangeland Ecology and Management/Journal of Range Management Archives* 42(4):266-274. <https://doi.org/10.2307/3899492>.
- Yengoh, G. T., D. L. Dent, L. Olsson, A. Tengberg, and C. Tucker. 2014. The use of the normalized difference vegetation index (NDVI) to assess land degradation at multiple scales: A review of the current status, future trends and practical considerations. Springer, USA. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-24112-8\\_4](https://doi.org/10.1007/978-3-319-24112-8_4).