

Efectos comparados de la herbivoría del guanaco reintroducido y el ganado doméstico sobre los céspedes del Parque Nacional Quebrada del Condorito

FERNANDO R. BARRI¹✉; ROSARIO GARZÓN² & ANA. M. CINGOLANI³

¹ Instituto de Diversidad y Ecología Animal (CONICET-Universidad Nacional de Córdoba). Córdoba, Argentina. ² Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, Universidad Nacional de Córdoba. Córdoba, Argentina. ³ Instituto Multidisciplinario de Biología Vegetal (CONICET-Universidad Nacional de Córdoba). Córdoba, Argentina.

RESUMEN. El Parque Nacional Quebrada del Condorito se creó para proteger un ecosistema de altura que sufrió un severo proceso de degradación producto de siglos de sobrepastoreo. Por esa razón, desde 1999 se excluyó parcialmente el ganado doméstico; sin embargo, la ausencia de herbivoría a gran escala trajo aparejado el avance de los pajonales gruesos de *Poa stuckertii* sobre los parches de césped, poniendo en riesgo su alta diversidad biológica. Para revertir esa situación, en 2007 se decidió reintroducir el guanaco (*Lama guanicoe*), un herbívoro silvestre de bajo impacto, localmente extinto a comienzos del siglo XX. En este estudio comparamos, tanto dentro de los parches de césped como en los bordes y en la matriz de pajonal, los cambios interanuales (2016-2017) de distintos tipos de cobertura presentes en el área de estudio (pajas gruesas, pajas finas, vegetación baja, y superficie sin vegetación vascular) entre cuatro potreros con diferentes condiciones de pastoreo: 1) pastoreo de ganado doméstico y guanacos; 2) pastoreo de ganado doméstico; 3) pastoreo solo de guanacos, y 4) con exclusión completa de grandes herbívoros. Observamos que el pastoreo de los guanacos reintroducidos, en sus densidades actuales, no logra contener por sí solo el avance de la paja gruesa y fomentar la persistencia del césped, mientras que en contraposición, el pastoreo del ganado doméstico produce una leve reducción de la paja gruesa. Por lo tanto, para conservar los parches de césped será necesario utilizar cargas moderadas de ganado doméstico, evitando que éste provoque erosión, combinadas con el pastoreo de los guanacos reintroducidos. A su vez, es necesario reforzar la población de guanacos hasta que alcance un tamaño lo suficientemente grande como para que se pueda evaluar si logran evitar que la paja gruesa invada los céspedes y se pueda excluir definitivamente el ganado doméstico.

[Palabras clave: pastoreo, ungulados, restauración ecológica, sierras grandes de la Argentina, *Poa stuckertii*]

ABSTRACT. **Effect of the reintroduced guanaco vs. domestic livestock herbivory over the lawns of the Quebrada del Condorito National Park.** The Quebrada del Condorito National Park was created to protect a high-elevation ecosystem that experienced severe degradation due to centuries of overgrazing. For this reason, domestic livestock was partially excluded from the area since 1999. However, the absence of large-scale herbivory led to the encroachment of *Poa stuckertii* thick grasslands over grazing-lawn patches, risking their high biological diversity. To reverse this situation, in 2007 the guanaco (*Lama guanicoe*) was reintroduced. This is a low-impact wild herbivore that was locally extinct at the beginning of the 20th century. In this study, we compared interannual changes (2016-2017) in different types of cover present in the study area (thick tussock grasses, thin tussock grasses, short vegetation, and surface without vascular vegetation) between four paddocks with different grazing conditions: 1) grazing by domestic livestock and guanacos; 2) grazing by domestic livestock; 3) grazing only by guanacos; and 4) complete exclusion of large herbivores. We observed that grazing by reintroduced guanacos, at their current densities, does not alone limit the spread of thick grasses, promoting the persistence of grazing-lawn patches, whereas, in contrast, grazing by domestic livestock produces a slight reduction in thick tussock grasses. Therefore, to conserve grass patches, it will be necessary to combine moderate densities of domestic livestock, avoiding to provoke erosion, with grazing by reintroduced guanacos. Additionally, it is necessary to reinforce the guanaco population until it reaches a size large enough to assess whether they can prevent thick tussock grasses from invading the grazing-lawns and permanently exclude domestic livestock.

[Keywords: grazing, ungulates, ecological restoration, large mountains of Argentina, *Poa stuckertii*]

INTRODUCCIÓN

En ecosistemas con una larga historia evolutiva de pastoreo, la vegetación nativa se encuentra adaptada y estructurada por el efecto que producen los grandes herbívoros (Milchunas et al. 1988; Choquenot and McLeod 1997). Por ejemplo, el pastoreo por ungulados es considerado el principal responsable de mantener una alta diversidad de especies en ecosistemas pastoriles sin limitaciones severas de recursos, debido al consumo que estos realizan sobre las especies dominantes de la comunidad (Perevolotsky and Seligman 1998; Cingolani et al. 2005; Codron et al. 2008). Sin embargo, las cargas excesivas de ungulados domésticos provocaron alteraciones serias en distintos ecosistemas del mundo, incluso en aquellos adaptados a un pastoreo moderado y fluctuante (e.g., la erosión de los suelos y la pérdida de biodiversidad y de servicios ecosistémicos) (Tobler et al. 2003; Mysterud 2006; Cingolani et al. 2005, 2008a).

En los sectores más altos de las sierras del centro de la Argentina, el pastoreo de grandes herbívoros tiene una larga historia evolutiva (Pucheta et al. 1998). Luego de la extinción de los grandes herbívoros del Pleistoceno, la herbivoría de grandes mamíferos continuó con especies como la taruca (*Hippocamelus antisensis*), el venado de las pampas (*Ozotoceros bezoarticus*) y el guanaco (*Lama guanicoe*) (Pastor and Berberián 2007). En particular, esta última especie habitó la denominada Pampa de Achala hasta la década de 1920, cuando su población se extinguió localmente (Díaz et al. 1994). Por otro lado, desde la colonización española, hace ~400 años, debido al sobrepastoreo del ganado doméstico y al uso frecuente del fuego para inducir el rebrote de los pastos utilizados como forraje, esta región sufre un proceso generalizado de erosión del suelo y pérdida de bosques de *Polyplepis australis* (Renison et al. 2006, 2010; Cingolani et al. 2013, 2014). Ello generó que para proteger el frágil ecosistema de pastizales y bosques de altura del centro de la Argentina, en 1996 se creara el Parque Nacional Quebrada del Condorito (de aquí en más, Parque). A partir 1999, el ganado doméstico fue parcialmente excluido a fin de promover la recuperación de la vegetación nativa y evitar el aumento de roca expuesta por efecto del sobrepastoreo (Cingolani et al. 2008b, 2013). Como se esperaba, la exclusión del ganado produjo un avance de plantas leñosas y redujo la tasa de pérdida de suelo (Cingolani et al. 2013, 2014). Sin embargo, la ausencia de pastoreo por

grandes herbívoros dentro del Parque causó también una expansión desproporcionada de los pajonales, en detrimento de los céspedes, uno de los hábitats menos representados dentro del Parque y muy amenazado por los procesos erosivos fuera del Parque (Flores et al. 2012; Cingolani et al. 2014). Al avanzar los pajonales dentro del Parque, disminuyó la biodiversidad local y la heterogeneidad espacial característica del paisaje en la región (Cingolani et al. 2010, 2014). A su vez, el avance de los pajonales —en particular, los de *Poa stuckertii* (de aquí en más, paja gruesa, por sus hojas anchas)— generó una acumulación excesiva de biomasa vegetal, aumentando el riesgo de incendios (Argañaraz et al. 2015).

A partir de la situación causada por la ausencia de grandes herbívoros en el Parque, entre los años 2001 y 2012, la Administración de Parques Nacionales introdujo animales domésticos en cargas bajas y moderadas, y, además, reintrodujo una población de guanacos con el objetivo de retraer el avance de los pajonales, evitando al mismo tiempo la erosión del suelo que provoca el ganado doméstico (Barri 2018). Esta decisión se tomó debido a que el guanaco es un herbívoro nativo que se considera de bajo impacto, ya que la estructura digitigrada con almohadillas plantares de sus patas minimizan la compactación del suelo, a la vez que corta las plantas y no las arranca de raíz (Franklin 1982). Además, este herbívoro silvestre presenta una serie de adaptaciones anatómicas y fisiológicas (e.g., una gran eficiencia digestiva) que le permiten sobrevivir en diferentes condiciones ambientales y consumiendo forraje de distintas calidades (San Martín and Bryant 1989). Se alimenta, sobre todo, de gramíneas, graminoides y especies leñosas (Bonino and Sbriller 1992; Puig et al. 2001). Asimismo, el guanaco habitó durante un largo período de tiempo las Sierras Grandes del centro de la Argentina, conviviendo primero con las poblaciones humanas originarias y luego con los inmigrantes de la región hasta principios del siglo XX (Pastor and Berberián 2007).

El proyecto de reintroducción del guanaco en el Parque se ejecutó siguiendo parte de las recomendaciones establecidas para este tipo de prácticas de manejo, que deben realizarse en el marco de un proceso de restauración ecológica de largo plazo (Seddon et al. 2007). En tal sentido, se pudo determinar que los guanacos reintroducidos en el Parque seleccionaron de forma positiva los céspedes para pastorear (Flores et al. 2012), dado

que su dieta se constituye principalmente por gramíneas y herbáceas de bajo porte dominantes en dichos céspedes, mientras que las pajas gruesas y las gramíneas altas de hojas finas (de aquí en más, pajas finas) son consumidas en bajos porcentajes, y casi exclusivamente en el período invernal (Barri et al. 2014). Sin embargo, esos primeros estudios no fueron suficientes para establecer si la herbivoría generada por el guanaco podría contribuir a evitar el avance de los pajonales sobre los céspedes. Por ello, en este trabajo nos propusimos comparar el efecto del pastoreo –tanto del ganado doméstico como de los guanacos– y de la exclusión de herbivoría sobre la vegetación de los parches de césped, de los bordes y de la matriz de pajonal adyacente a los bordes. Nuestra hipótesis fue que el pastoreo de guanacos, al igual que ocurre con los herbívoros domésticos, contribuye a demorar el avance de los pajonales sobre los céspedes, en tanto que ante la exclusión de herbivoría, los pajonales avanzan sobre los céspedes. Esperamos observar que en las áreas pastoreadas por guanacos o ganado doméstico no se registre un avance de los pajonales sobre

los céspedes, mientras que bajo exclusión de la herbivoría este avance sí se registre.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El presente trabajo se llevó a cabo dentro del Parque Nacional Quebrada del Condorito, que incluye un área de Reserva Nacional, de 37340 ha en total, ubicado en la altiplanicie denominada Pampa de Achala, en las Sierras Grandes de Córdoba, Argentina. El Parque está ubicado a una altitud de entre 1800 y 2300 m s. n. m. ($31^{\circ}41'51''$ S - $64^{\circ}46'59''$ O) (Figura 1). El clima del área es típicamente de montaña, con heladas durante todo el año (Cabido et al. 1987). A 2200 m s. n. m., la temperatura media del mes más cálido (enero) es 12.1 °C; la del mes más frío (julio) es 4.9 °C y la media anual es 8.7 °C. Las precipitaciones, concentradas entre octubre y abril, tienen una media anual de 900 mm (Colladon 2010).

El área es de extrema importancia a nivel continental y mundial, ya que reúne en una

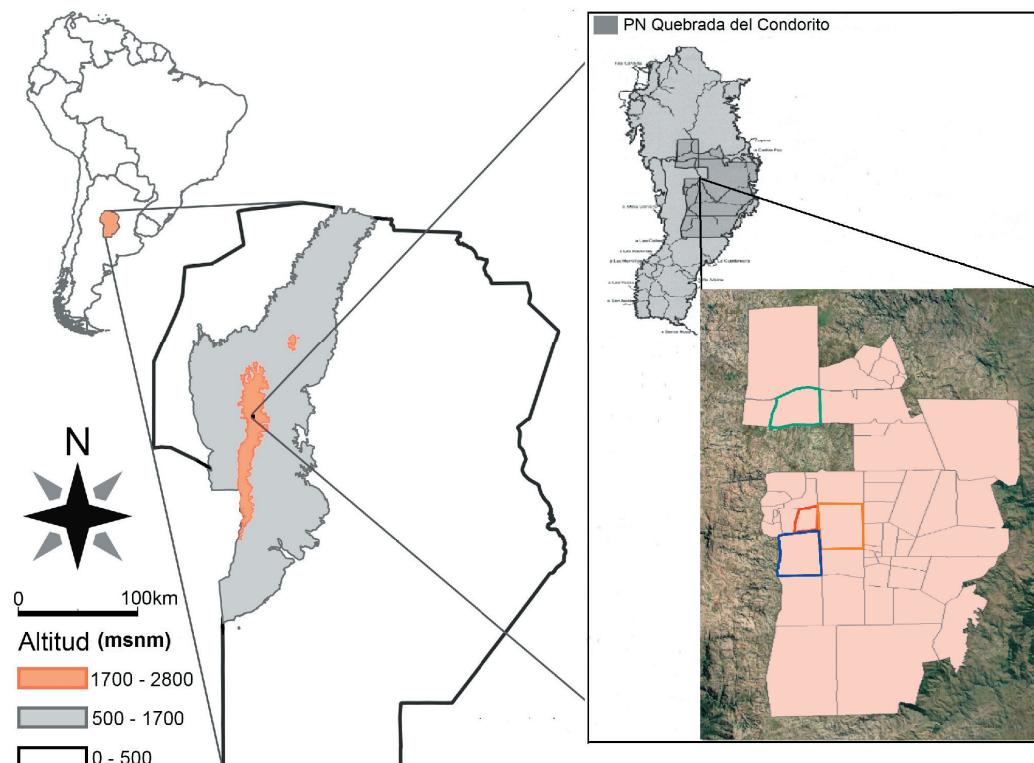


Figura 1. Ubicación del área de estudio dentro Parque Nacional Quebrada del Condorito, Córdoba, Argentina. En color verde se marca el potrero con ganado doméstico; en rojo, el potrero con ganado doméstico y guanacos; en azul, el potrero donde solo hubo con guanacos, y en marrón, el potrero sin pastoreo.

Figure 1. Location of the study area within Quebrada del Condorito National Park, Córdoba, Argentina. The paddock with domestic livestock is marked in green; the paddock with both domestic livestock and guanacos, in red; the paddock with only guanacos, in blue, and the paddock without grazing, in brown.

superficie relativamente reducida cerca de 41 taxones endémicos de flora y fauna (Cabido et al. 2018), así como especies no endémicas, pero emblemáticas, como el cóndor andino (*Vultur gryphus*) y el tabaquillo (*Polylepis australis*). Allí, el paisaje se presenta como un mosaico de coberturas, donde se pueden reconocer distintos tipos fisonómicos entre los que se destacan bosques y matorrales, pajonales de pajas gruesas y finas, céspedes con vegetación baja, afloramientos rocosos naturales y superficies de roca desnuda por pérdida del suelo y cobertura vegetal (Cingolani et al. 2004, 2022; Flores et al. 2012). Los llamados pajonales finos están dominados por *Deyeuxia hieronymi* (Hack.) Törpe y *Festuca* spp., entre otros pastos altos de hojas finas, mientras que los pajonales gruesos están dominados por *Poa stuckertii* (Hack.). Los céspedes abarcan una baja superficie dentro del Parque y por lo general están rodeados por pajonales finos y gruesos (Cingolani et al. 2004; Flores et al. 2012). Están compuestos por una amplia diversidad de plantas herbáceas de bajo porte, incluyendo tanto dicotiledóneas como gramíneas, ciperáceas, juncáceas y otras monocotiledóneas graminiformes (Cingolani et al. 2003, 2022), entre las que se encuentran la mayoría de las especies más palatables, preferidas por los grandes herbívoros domésticos y silvestres (Falcuk 2002; Von Müller et al. 2012; Flores et al. 2012; Vaieretti et al. 2013; Barri et al. 2014).

Diseño de muestreo

Desde principios de la década de 2000, el Parque cuenta con convenios de pastajes que implican el pastoreo estacional y rotativo de parte de los potreros que conformaban las

estancias preexistentes a su creación (Figura 1). Asimismo, en las áreas de Reserva Nacional, que son de propiedad privada también hay ganadería en cargas moderadas. Las cargas ganaderas (sobre todo, de ganado vacuno) variaron entre 0.02 y 0.30 animales/ha según el potrero y el tipo de manejo (Von Müller et al. 2012; Cingolani et al. 2014).

En el año 2016 seleccionamos cuatro potreros del Parque bajo las siguientes condiciones de pastoreo: 1) ganado doméstico y guanacos; 2) solo ganado doméstico; 3) solo guanacos, y 4) sin pastoreo de grandes herbívoros (Figura 1). A su vez, en cada potrero seleccionamos tres parches de césped que contaran con los bordes definidos y estuvieran inmersos en una matriz de pajonales finos y gruesos. El tamaño medio de los parches de césped seleccionados fue de 3200 m² en el potrero con ganado doméstico y guanacos; 2800 m² en el potrero solo con ganado; 2500 m² en el potrero solo con guanacos, y 1900 m² en el potrero sin pastoreo. Luego, en cada parche de césped seleccionamos un punto al azar en el borde, y a continuación ubicamos otros dos puntos equidistantes a ese y entre sí, resultando en una distancia promedio entre los puntos de muestreo de un mismo parche de césped de 45 m lineales. En cada uno de los tres puntos ubicamos una transecta perpendicular al borde, consistente en cinco cuadratas contiguas de 1x1 m (Figura 2). Dos de las cuadratas se ubicaron dentro del césped (posiciones -1 y -2), una en el borde (posición 0) y las otras dos en el pajonal (posiciones 1 y 2). Esto resultó en un total de tres transectas de cinco cuadratas en cada parche de césped (9 transectas por potrero, 36 en total para el estudio).



Figura 2. Esquema de una transecta de muestreo, sobre una foto de guanacos pastoreando un parche de césped, en una matriz de pajonales en el Parque Nacional Quebrada del Condorito, Córdoba, Argentina (julio de 2016).

Figure 2. Scheme of the sampling method used, on a photo of guanacos grazing a lawn patch, in a matrix of grasslands in the Quebrada del Condorito National Park, Córdoba, Argentina (July 2016).

Obtención de datos

Antes de comenzar el muestreo, en julio de 2016 realizamos una visita al área de estudio para identificar correctamente los tipos de cobertura vegetal presentes en los parches de césped y sus alrededores. A fin de evaluar cambios producidos en los potreros bajo diferentes condiciones de pastoreo, en agosto de 2016 estimamos visualmente la cobertura (%) de: 1) paja gruesa (incluye solo a *Poa stuckertii*); 2) paja fina (*Deyeuxia hieronymii*, *Festuca* spp. y *Nasella* spp.); 3) vegetación baja (incluye dicotiledóneas herbáceas y graminoides anuales y perennes); y 4) superficie sin vegetación vascular (conformada por el conjunto de musgos, líquenes, suelo desnudo y roca). Las coberturas se estimaron usando una escala que fue desde 0.1% (para especies con coberturas <1%); luego, incrementos de 1% hasta el 10%, y finalmente, incrementos de 5% hasta el 100%. En agosto de 2017 repetimos el procedimiento registrado los mismos datos en cada cuadrata para evaluar el cambio de cobertura entre el primer y el segundo año de muestreo.

Para hacer un análisis descriptivo que nos permitiera estimar la carga localizada de herbívoros que pastoreaban dentro de cada uno de los parches de césped —que, a su vez, influye por contagio sobre la presión de herbívoros experimentada en la zona de borde y en la matriz de pajonal inmediatamente adyacente— realizamos una estimación a través de la frecuencia de deposiciones en cuadratas de 0.3x0.3 m (von Müller et al. 2012). Arrojamos la cuadrata 50 veces al azar dentro del césped, registrando en cada caída la presencia o ausencia de heces de cada uno de los grandes herbívoros allí presentes. Luego, para cada parche de césped estimamos la carga de bovinos a partir de la frecuencia de deposiciones (porcentaje de presencias respecto al total de veces que se arroja la cuadrata) utilizando el modelo propuesto por von Müller et al. (2012):

$$\text{Carga ganadera (UG bovinas/ha)} = 0.017 * \text{frecuencia de deposiciones (\%)} \quad \text{Ecuación 1}$$

donde UG = unidades ganaderas.

Mientras tanto, en el caso de los equinos y guanacos, al no contar con un modelo que estime la carga, reportamos directamente la frecuencia de deposiciones encontradas. En todos los casos, reportamos los promedios por potrero. Este método permite conocer la carga localizada, promediada a lo largo de

un año, de los distintos herbívoros presentes en los parches de césped estudiados dentro de cada potrero, lo cual es mejor a los fines de este estudio que considerar la carga total del potrero (Von Müller et al. 2012). Además, comparamos las precipitaciones correspondientes a los meses estivales previos a los períodos invernales de los muestreos realizados en el área de estudio (sgainacirsa.ddns.net/cirsa/) con el registro histórico de las precipitaciones del área de estudio (Cingolani et al. 2023).

Análisis de datos

Para cada cuadrata calculamos los cambios de cada tipo de cobertura entre el primer y segundo muestreo, restando el valor inicial al valor final. De este modo, valores negativos indican una disminución en la cobertura y los valores positivos un aumento, mientras que un valor de cero indica que no hubo cambios. Utilizamos dicho valor de cambio como variable de respuesta en los análisis de datos. Para ello, aplicamos modelos lineales generalizados mixtos (GLMM) con distribución Gaussiana y enlace identidad, en R versión 4.1.2 (R Core Team 2021). Las variables predictoras con efectos fijos fueron el potrero (variable categórica) y la posición en la transecta (de -2 a +2, variable continua); incluimos en el modelo también la interacción entre ambas variables. Además, incorporamos al parche de césped con un efecto aleatorio. Asimismo, realizamos correlaciones entre las cuatro variables de respuesta utilizando el conjunto total de cuadratas (N=180) para describir cómo se asociaron entre sí los cambios en los cuatro tipos de cobertura.

RESULTADOS

La cobertura de paja gruesa se redujo entre 11 y 25% en el borde de los céspedes y en el pajonal en el potrero con ganado doméstico, mientras que para las mismas posiciones aumentó entre 6 y 21% en los potreros sin pastoreo o solo con guanacos (Figura 3). La paja fina disminuyó consistentemente (entre 8 y 11%), aunque no siempre de forma significativa, en todas las posiciones en el potrero con pastoreo de guanacos. Esta paja también disminuyó de forma leve (entre 4 y 9%), aunque no significativamente, en el borde y en el pajonal del potrero sin pastoreo (Figura 3). Por otro lado, la paja fina mostró una tendencia no significativa a aumentar (entre 2 y 8%) en todas las posiciones en los dos potreros con ganado doméstico (Figura 3).

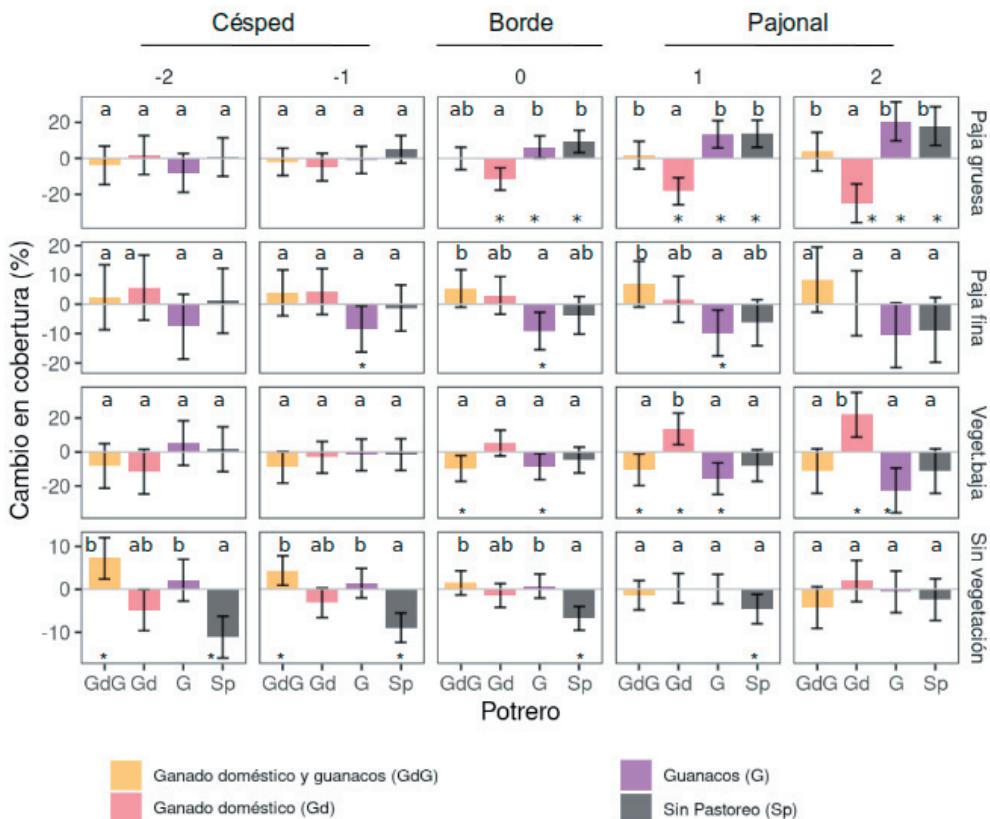


Figura 3. Cambio interanual (2017 menos 2016) e intervalo de confianza (95%) de los cuatro tipos de cobertura vegetal, desde el borde hacia dentro y fuera de los céspedes, en cada uno de los cuatro tipos de manejo de pastoreo analizados en el Parque Nacional Quebrada del Condorito, Córdoba, Argentina. Letras distintas indican diferencias significativas entre potreros ($P<0.05$) basada en los intervalos de confianza. Los asteriscos indican una disminución o aumento significativamente diferente de cero ($P<0.05$). Todas las diferencias significativas se obtuvieron de los intervalos de confianza de los modelos estadísticos.

Figure 3. Interannual change (2017 minus 2016) of the four types of vegetation cover, from the edge to inside and outside the lawns, in each of the four types of grazing management analyzed in the Quebrada del Condorito National Park, Córdoba, Argentina. Different letters indicate significant differences between paddocks ($P<0.05$) based on the confidence intervals. Asterisks indicate a decrease or increase significantly different from zero ($P<0.05$). All significant differences were obtained from the confidence intervals of the statistical models.

La vegetación baja aumentó entre 5 y 22% en el borde y en el pajonal (aunque solo en el pajonal el aumento fue significativo) en el potrero con ganado doméstico, mientras que disminuyó entre 5 y 23% en el borde y en el pajonal en el resto de los potreros, aunque esta disminución no siempre fue significativa (Figura 3). Finalmente, la superficie sin vegetación vascular disminuyó entre 2 y 11% en el potrero sin pastoreo, aunque esta disminución no fue significativa en todas las posiciones. Asimismo, esta cobertura aumentó entre 1 y 7% en el borde y en el césped del potrero con ganado doméstico y guanacos, aunque solo en el césped el aumento fue significativo (Figura 3).

En resumen, observamos que en los dos potreros sin ganado doméstico aumentó la paja gruesa y disminuyeron los otros tipos de

cobertura en el borde y en el pajonal, mientras que en el potrero con ganado doméstico, en esas mismas posiciones, la paja gruesa disminuyó y la paja fina y la vegetación baja aumentaron. Asimismo, observamos que en el césped las coberturas se mantuvieron más estables, aunque se notó una disminución de la superficie sin vegetación vascular en el potrero sin pastoreo, un aumento de la misma en el potrero con ganado doméstico y guanacos, y una disminución de la paja fina en el potrero con guanacos (Figura 3).

Por otro lado, observamos que el cambio en la paja gruesa se correlacionó negativamente con el cambio en la paja fina, indicando que un aumento en la paja gruesa se asoció a una disminución en la paja fina, y viceversa (Tabla 1). El cambio en la paja gruesa también se correlacionó negativamente con el cambio en

Tabla 1. Correlaciones entre los cambios de los diferentes tipos de cobertura presentes en los potreros analizados durante 2016 y 2017 en el Parque Nacional Quebrada del Condorito, Córdoba, Argentina.

Table 1. Correlations between changes in different types of coverage present in the paddock analyzed during 2016 and 2017 in the Quebrada del Condorito National Park, Córdoba, Argentina.

Correlación entre tipos de cobertura	R	P
Paja gruesa vs. paja fija	-0.53	<0.005
Paja gruesa vs. vegetación baja	-0.38	<0.005
Paja gruesa vs. superficie sin vegetación	-0.18	0.016
Paja fija vs. vegetación baja	-0.48	<0.005
Paja fina vs. superficie sin vegetación	0.02	0.770
Vegetación baja vs. superficie sin vegetación	-0.17	0.027

la vegetación baja, indicando que un aumento en la paja gruesa también se asoció a una disminución en la vegetación baja, y viceversa. Asimismo, el cambio en la vegetación baja también se correlacionó negativamente con el cambio en la paja fina (Tabla 1).

En relación con las cargas ganaderas, la máxima carga bovina estimada se registró en el segundo muestreo para el potrero con ganado doméstico y guanacos. Se observó que en este potrero, la carga aumentó más del doble entre el primer y el segundo año, mientras que en el potrero con ganado doméstico únicamente, la carga no aumentó. Por otro lado, la frecuencia de bosteo de los guanacos en todos los casos fue menor a la del ganado doméstico. Para el caso del potrero con ganado doméstico y guanacos, en el segundo año de muestreo se registró un marcado aumento de la carga de vacas y una disminución de la de caballos (que solo se encontraron en ese potrero). También se detectó un aumento de la frecuencia de bosteo de guanacos (Tabla 2).

Las precipitaciones en el año hidrológico 2015-2016 acumularon 581.41 mm, concentrándose al inicio y el centro de la temporada de lluvias, mientras que en el 2016-2017 acumularon 635.72 mm, concentradas al final de la temporada de lluvias (Tabla 3). Ambos valores fueron menores a los 934 mm

Tabla 2. Carga bovina estimada (en UG/ha) y frecuencia promedio de bosteo de equinos y guanacos en cada uno de los potreros analizados en el Parque Nacional Condorito, Córdoba, Argentina, entre 2016 y 2017.

Table 2. Estimated cattle load (in livestock units/ha) and average frequency of equine and guanaco fecas in each of the paddock analyzed in the Condorito National Park, Córdoba, Argentina, between 2016 and 2017.

Potrero	Herbívoros	2016		2017	
		Frecuencia de bosteo (%)	Carga (UG/ha)	Frecuencia de bosteo (%)	Carga (UG/ha)
Ganado doméstico y guanacos	Bovinos	17.33±0.67	0.29±0.01	41.33±2.40	0.70±0.04
	Equinos	12.00±3.06	—	3.33±1.76	—
	Guanacos	7.33±2.40	—	13.33±4.06	—
Solo ganado doméstico	Bovinos	32.67±5.53	0.56±0.06	29.33±4.67	0.50±0.08
Solo guanacos	Guanacos	18.00±2.31	—	16.00±1.15	—

Tabla 3. Precipitaciones registradas en el Parque Nacional Condorito, Córdoba, Argentina, para la época de lluvias previa a las estaciones secas en que se realizaron los muestreos (2016 y 2017).

Table 3. Rainfall recorded in the Condorito National Park, Córdoba, Argentina, for the rainy seasons prior to the dry seasons were samplings carried out (2016 and 2017).

Mes	2015-2016	2016-2017
Octubre	60.75	84.27
Noviembre	49.75	40.6
Diciembre	26.75	67.49
Enero	227.25	100.98
Febrero	156.25	87.03
Marzo	12.5	154.05
Abril	47.91	101.3

de la precipitación media registrada para el área de estudio para el período 1992-2020 (Cingolani et al. 2023).

DISCUSIÓN

El presente estudio aporta información útil para comprender el efecto de distintos tipos de pastoreo sobre la cobertura de los céspedes del Parque. Si bien las bajas densidades guanacos al momento de realizar este estudio no permitió sacar conclusiones claras en relación con el efecto de este herbívoro silvestre, algunos de los resultados permiten suponer que cargas más altas podrían contribuir a reducir el avance de los pajonales sobre los

céspedes. Específicamente, observamos que las pajas que colonizan el césped o las que están en el borde tienen una mayor tendencia a disminuir en el potrero con guanacos que en el potrero sin herbivoría. Por su parte, en el potrero donde se combinó el pastoreo de los guanacos con el del ganado doméstico la paja gruesa no aumentó en ninguna de las posiciones, lo cual es el efecto deseado a los fines de conservar los parches de céspedes y la heterogeneidad del paisaje.

Por otra parte, en el caso del potrero donde solo hubo ganado doméstico se produjo una reducción de la paja gruesa asociado a una tendencia al aumento de la vegetación baja sin que la superficie sin vegetación vascular presentara cambios significativos (como se hubiera esperado), probablemente debido a que la carga ganadera presente en ese potrero fue moderada y no aumentó entre el primer y el segundo muestreo. En contraposición, en el potrero con exclusión de herbivoría se observó —como se esperaba— una reducción de la superficie sin vegetación vascular y un aumento de la paja gruesa sobre los céspedes. Es decir que, en términos generales, cuando se observó que la paja gruesa disminuyó por el efecto del pastoreo, aumentaron las coberturas de paja fina y vegetación baja, mientras que la ausencia de pastoreo provoca el efecto inverso: un aumento de la cobertura de paja gruesa sobre las demás coberturas. Sin embargo, hay que tener cautela en la interpretación de los cambios observados en este estudio, ya que el período evaluado fue muy seco y durante un período húmedo la vegetación podría responder de forma algo diferente.

Aunque fue realizado en un tiempo corto, el presente trabajo muestra resultados significativos consistentes con otros estudios que señalan que tanto los guanacos como los herbívoros domésticos prefieren los céspedes para pastorear (Falczuk 2002; Flores et al. 2012; Von Müller et al. 2012; Barri et al. 2014). Además, también coinciden con estudios que muestran que el aumento de las cargas de ganado doméstico desencadena procesos erosivos (Renison et al. 2006, 2010; Cingolani et al. 2013), mientras que la ausencia de grandes herbívoros promueve una mejor protección del suelo y el avance de los pajonales sobre los céspedes (Cingolani et al. 2008b, 2010, 2013). Sin embargo, nuestros resultados difieren de los encontrados en un estudio anterior hecho a una escala menos detallada, en el que el ganado doméstico frenó el avance de los pajonales, pero no se pudo demostrar que produjera su retracción (Cingolani et al.

2014). En tal sentido, este estudio indicaría que mientras no existan otros grandes herbívoros silvestres en abundancia en el Parque, mantener ganado doméstico sería una estrategia de manejo adecuada para evitar el avance de los pajonales sobre los céspedes e incluso promover su retracción, siempre y cuando se puedan controlar los procesos erosivos.

La necesidad de reducir el avance de la paja gruesa sobre los céspedes del Parque requiere comprender que *Poa stuckertii* es una especie poco consumida por los grandes herbívoros (von Müller et al. 2012; Barri et al. 2014), y cuando lo hacen, por lo general es sobre los renovales por un fenómeno conocido como ‘palatabilidad asociada’, que implica su consumo cuando está cercano a otros ítem más palatables (Cromsigt and Kuijper 2011; von Müller et al. 2012). Sin embargo, su consumo por el ganado doméstico puede aumentar en épocas frías y poco productivas (Falczuk 2002; Cingolani et al. 2014). Es por ello que altas cargas de ganado bovino (superiores a 0.50 UG/ha) estarían mostrando que pueden retraer el avance de la paja gruesa sobre los céspedes, permitiendo a su vez que aumenten los pajonales finos y la vegetación baja; pero, dependiendo de cuan alta y sostenida sea la presión de pastoreo, también implica el riesgo de sobrepastoreo y que se desencadenen procesos erosivos en los céspedes (Cingolani et al. 2013, 2014). A su vez, si en los potreros hay bosques de *Polyplepis australis* en estado de recuperación, los herbívoros domésticos —incluso en bajas cargas— consumen los individuos menores a 2 m de altura, evitando o retardando mucho dicha recuperación, lo cual atentaría contra otro objetivo de conservación del Parque (Renison et al. 2015; Giorgis et al. 2020).

Este trabajo pone en evidencia lo complejo del manejo del pastoreo de los grandes herbívoros en este frágil ecosistema de montaña. A pesar de brindar información útil para comprender el efecto de los distintos tipos de pastoreo sobre la dinámica de la vegetación del Parque, aún se deberá seguir indagando hasta encontrar la mejor estrategia de manejo (tipo de pastoreo y densidades de herbívoros) que logre un equilibrio entre evitar el avance de los pajonales sobre los céspedes —manteniendo la heterogeneidad del paisaje— y a la vez impedir procesos erosivos. Es por ello que se deben seguir realizando estudios, tanto sobre el ganado doméstico como en el caso de los guanacos u otros herbívoros reintroducidos en el Parque, como es el caso de la vizcacha

(*Lagostroumus maximum*) (Contarde and Guszmán 2024), a los fines de evaluar el efecto diferencial de su pastoreo bajo diferentes densidades, situaciones ambientales e historia de uso del suelo.

En función de los resultados de este y otros estudios previos, y hasta tanto la población de guanacos sea suficientemente grande (Barri 2016), consideramos que para mantener la presencia de algunos parches de césped en el Parque se deberá sostener el pastoreo de ganado doméstico en cargas moderadas que eviten el sobrepastoreo, preferentemente en invierno —cuando el ganado tiene más efectos sobre la contención de la paja gruesa (Cingolani

et al. 2014)—, y monitorear la erosión del suelo. Además, es recomendable no solo recuperar a los guanacos y las vizcachas, sino también las otras especies de grandes herbívoros nativos que fueron desaparecidos en la región.

AGRADECIMIENTOS: A la Delegación Regional Centro de la Administración de Parques Nacionales, al Parque Nacional Quebrada del Condorito y a los propietarios de Estancia Santo Tomás en la Reserva Nacional por permitirnos realizar este estudio. Gabriel Boaglio colaboró con el trabajo de campo. CONICET (PIP 112-200801-01458 y 112-201201-00164) financió esta investigación.

REFERENCIAS

- Argañaraz, J. P., G. Gavier Pizarro, M. Zak, and L. M. Bellis. 2015. Fire regime, climate, and vegetation in the Sierras de Córdoba, Argentina. *Fire Ecology* 11: 55-73. <https://doi.org/10.4996/fireecology.1101055>.
- Barri, F. R., V. Falcuk, A. M. Cingolani, and S. Díaz. 2014. Dieta de la población de guanacos (*Lama guanicoe*) reintroducida en el Parque Nacional Quebrada del Condorito, Argentina. *Ecología Austral* 24(2):203-211. <https://doi.org/10.25260/EA.14.24.2.0.23>.
- Barri, F. R. 2016. Reintroducing guanaco in the upper belt of Central Argentina: using population viability analysis to evaluate extinction risk and management priorities. *PLoS ONE* 11(10):e0164806. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0164806>.
- Bonino, N., and A. Pelliza Sbriller. 1991. Composición botánica de la dieta del guanaco (*Lama guanicoe*) en dos ambientes contrastantes de Tierra del Fuego, Argentina. *Ecología Austral* 1(02):097-102.
- Cabido, M., R. Breimer, and G. Vega. 1987. Plant communities and associated soil types in a high plateau of the Córdoba mountains, central Argentina. *Mountain Research and Development* 7(1):25-42. <https://doi.org/10.2307/3673322>.
- Cabido, M., S. R. Zeballos, M. Zak, M. L. Carranza, M. A. Giorgis, J. J. Cantero, and A. T. Acosta. 2018. Native woody vegetation in central Argentina: Classification of Chaco and Espinal forests. *Applied Vegetation Science* 21(2):298-311. <https://doi.org/10.1111/avsc.12369>.
- Choquenot, D., and S. McLeod. 1997. Large herbivore population dynamics. *Trends in Ecology and Evolution* 12(10): 400-401. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(97\)87385-5](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(97)87385-5).
- Cingolani, A. M., M. Cabido, D. Renison, and V. Solís Neffa. 2003. Combined effects of environment and grazing on vegetation structure in Argentine granite grasslands. *Journal of Vegetation Science* 14(2):223-232. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2003.tb02147.x>.
- Cingolani, A. M., D. Renison, M. R. Zak, and M. Cabido. 2004. Mapping vegetation in a heterogeneous mountain rangeland using Landsat data: an alternative method to define and classify land-cover units. *Remote sensing of environment* 92(1):84-97. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2004.05.008>.
- Cingolani, A. M., I. Noy-Meir, D. Renison, and M. Cabido. 2008a. La ganadería extensiva: ¿es compatible con la conservación de la biodiversidad y de los suelos? *Ecología austral* 18(3):253-271.
- Cingolani, A. M., D. Renison, P. A. Tecco, D. E. Gurvich, and M. Cabido. 2008b. Predicting cover types in a mountain range with long evolutionary grazing history: a GIS approach. *Journal of Biogeography* 35(3):538-551. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2007.01807.x>.
- Cingolani, A. M., M. V. Vaieretti, M. A. Giorgis, N. La Torre, J. I. Whitworth-Hulse, and D. Renison. 2013. Can livestock and fires convert the sub-tropical mountain rangelands of central Argentina into a rocky desert? *The Rangeland Journal* 35(3):285-297. <https://doi.org/10.1071/RJ12095>.
- Cingolani, A. M., M. V. Vaieretti, M. A. Giorgis, M. Poca, P. A. Tecco, and D. E. Gurvich. 2014. Can livestock grazing maintain landscape diversity and stability in an ecosystem that evolved with wild herbivores?. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 16(4):143-153. <https://doi.org/10.1016/j.ppees.2014.04.002>.
- Cingolani, A. M., M. Poca, M. A. Giorgis, M. V. Vaieretti, D. E. Gurvich, J. I. Whitworth-Hulse, and D. Renison. 2015. Water provisioning services in a seasonally dry subtropical mountain: Identifying priority landscapes for conservation. *Journal of Hydrology* 525:178-187. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.03.041>.
- Cingolani, A. M., M. A. Giorgis, L. E. Hoyos, and M. R. Cabido. 2022. La vegetación de las montañas de Córdoba (Argentina) a comienzos del siglo XXI: un mapa base para el ordenamiento territorial. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica* 57(1):51-60. <https://doi.org/10.31055/1851.2372.v57.n1.34924>.
- Cingolani, A. M., M. Poca, J. I. Whitworth-Hulse, M. A. Giorgis, M. V. Vaieretti, M. L. Herrero, S. E. Navarro-Ramos, and D. Renison. 2023. Los mosaicos de vegetación y roca maximizan los servicios hídricos en las zonas altas de montaña del centro de la Argentina. *Ecología Austral* 658-673. <https://doi.org/10.25260/EA.23.33.0.2127>.
- Codron, D., J. S. Brink, L. Rossouw, and M. Clauss. 2008. The evolution of ecological specialization in southern African ungulates: competition-or physical environmental turnover? *Oikos* 117(3):344-353. <https://doi.org/10.1111/j.2007.0030>

- 1299.16387.x.
- Colladon, L. 2010. Anuario de temperaturas y pluviométrico 1992-2010. Cuenca del Río San Antonio. Sistema del Río Suquia - Provincia de Provincia de Córdoba. Instituto Nacional del Agua y del Ambiente (INAA) y Centro de Investigaciones de la Región Semiárida (CIRSA): Córdoba, Argentina.
- Contarde, C. B., and D. A. Guzmán. 2024. From Pest to Vulnerable Species: Combining Ecological and Behavioural Knowledge for the Conservation and Management of *Lagostomus maximus*. Pp. 145-170 en L. L. Rasia, C. G. Barbeito and F. Acuña (eds.). Plains Vizcachas: Biology and Evolution of a Peculiar Neotropical Caviomorph Rodent. Cham: Springer Nature Switzerland. https://doi.org/10.1007/978-3-031-49487-1_8.
- Cromsigt, J. P., and D. P. Kuijper. 2011. Revisiting the browsing lawn concept: Evolutionary Interactions or pruning herbivores? Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics 13(3):207-215. <https://doi.org/10.1016/j.ppees.2011.04.004>.
- Di Renzo, J. A., F. Casanoves, M. G. Balzarini, L. González, M. Tablada, and C. W. Robledo. 2009. InfoStat versión 2018. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL: infostat.com.ar.
- Díaz, S., A. Acosta, and M. Cabido. 1994. Community structure in montane grasslands of central Argentina in relation to land use. Journal of Vegetation Science 5(4):483-488. <https://doi.org/10.2307/3235974>.
- Falcuk, V. 2002. Relaciones entre selección de dieta de grandes herbívoros, disponibilidad y características físico-químicas de las plantas en un pastizal de altura de las Sierras de Córdoba. Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales. Universidad Nacional de Córdoba. Córdoba, Argentina. Pp. 794.
- Flores, C. E., A. M. Cingolani, A. von Müller, and F. R. Barri. 2012. Habitat selection by reintroduced guanacos (*Lama guanicoe*) in a heterogeneous mountain rangeland of central Argentina. The Rangeland Journal 34(4):439-445. <https://doi.org/10.1071/RJ12040>.
- Giorgis, M. A., A. M. Cingolani, I. Teich, and M. Poca. 2020. Can livestock coexist with *Polyplepis australis* forests in mountains of central Argentina? Setting thresholds for a land sharing landscape. Forest Ecology and Management 457:117728. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117728>.
- Marino, A., V. Rodríguez, and N. M. Schroeder. 2020. Wild guanacos as scapegoat for continued overgrazing by livestock across southern Patagonia. Journal of Applied Ecology 57(12):2393-2398. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13536>.
- Mysterud, A. 2006. The concept of overgrazing and its role in management of large herbivores. Wildlife Biology 12(2):129-141. [https://doi.org/10.2981/0909-6396\(2006\)12\[129:TCOOAI\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.2981/0909-6396(2006)12[129:TCOOAI]2.0.CO;2).
- Pastor, S., and E. Berberián. 2007. Arqueología del sector central de las Sierras de Córdoba (Argentina): Hacia una definición de los procesos sociales del periodo prehispánico tardío (900-1573 DC). Intersecciones en Antropología (8):31-47.
- Perevolotsky, A., and N. A. Seligman. 1998. Role of grazing in Mediterranean rangeland ecosystems. Bioscience 48(12):1007-1017. <https://doi.org/10.2307/1313457>.
- Pucheta, E., M. Cabido, S. Díaz, and G. Funes. 1998. Floristic composition, biomass, and aboveground net plant production in grazed and protected sites in a mountain grassland of central Argentina. Acta Oecologica 19(2):97-105. [https://doi.org/10.1016/S1146-609X\(98\)80013-1](https://doi.org/10.1016/S1146-609X(98)80013-1).
- Puig, S., F. Videla, M. I. Cona, and S. A. Monge. 2001. Use of food availability by guanacos (*Lama guanicoe*) and livestock in Northern Patagonia (Mendoza, Argentina). Journal of Arid Environments 47(3):291-308. <https://doi.org/10.1006/jare.2000.0677>.
- Renison, D., I. Hensen, R. Suarez, and A. M. Cingolani. 2006. Cover and growth habit of *Polyplepis* woodlands and shrublands in the mountains of central Argentina: human or environmental influence? Journal of Biogeography 33(5):876-887. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2006.01455.x>.
- Renison, D., I. Hensen, R. Suarez, A. M. Cingolani, P. Marcora, and M. A. Giorgis. 2010. Soil conservation in *Polyplepis* mountain forests of Central Argentina: is livestock reducing our natural capital? Austral Ecology 35(4):435-443. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2009.02055.x>.
- Renison, D., M. P. Chartier, M. Menghi, P. Marcora, R. C. Torres, M. A. Giorgis, I. Hensen, and A. M. Cingolani. 2015. Spatial variation in tree demography associated to domestic herbivores and topography: Insights from a seeding and planting experiment. Forest Ecology and Management 335:139-146. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.09.036>.
- Renison, D., H. R. Quispe-Melgar, G. A. Erica Cuyckens, and A. M. Cingolani. 2023. Setting large-and medium-sized mammal restoration goals in a last mountain Chaco remnant from central Argentina. Ecological Processes 12(1):1-12. <https://doi.org/10.1186/s13717-023-00434-z>.
- San Martin, F., and F. C. Bryant. 1989. Nutrition of domesticated South American llamas and alpacas. Small Ruminant Research 2(3):191-216. [https://doi.org/10.1016/0921-4488\(89\)90001-1](https://doi.org/10.1016/0921-4488(89)90001-1).
- Seddon, P. J., D. P. Armstrong, and R. F. Maloney. 2007. Developing the science of reintroduction biology. Conservation Biology 21(2):303-312. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00627.x>.
- Tobler, M. W., R. Cochard, and P. J. Edwards. 2003. The impact of cattle ranching on large scale vegetation patterns in a coastal savanna in Tanzania. Journal of Applied Ecology 40(3):430-444. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2003.00816.x>.
- Vaieretti, M. V., A. M. Cingolani, N. Pérez Harguindeguy, and M. Cabido. 2013. Effects of differential grazing on decomposition rate and nitrogen availability in a productive mountain grassland. Plant and soil 371:675-691. <https://doi.org/10.1007/s11104-013-1831-9>.
- von Müller, A. R., A. M. Cingolani, M. V. Vaieretti, and D. Renison. 2012. Estimación de carga bovina localizada a partir de frecuencia de deposiciones en un pastizal de montaña. Ecología Austral 22(3):178-187. <https://doi.org/10.25260/EA.12.22.3.0.1223>.