

Asistiendo a la reintroducción de vizcachas (*Lagostomus maximus*): ¿Cómo aumentar el área de pastoreo seguro?

DANIEL RENISON^{1,2,✉}; ANA M. CINGOLANI^{2,3}; CECILIA CONTARDE¹ & DIEGO GUZMÁN¹

¹ Instituto de Investigaciones Biológicas y Tecnológicas, CONICET-Universidad Nacional de Córdoba. ² Asociación Civil Ecosistemas argentinos. ³ Instituto Multidisciplinario de Biología Vegetal, CONICET-Universidad Nacional de Córdoba.

RESUMEN. La reintroducción de mamíferos fosoriales coloniales en sitios con madrigueras de uso permanente podría estar limitada por disponibilidad de madrigueras satélite donde refugiarse de los depredadores mientras se alimentan, y por disponibilidad de pastos cortos. A fin de generar información para asistir a la reintroducción de vizcachas (*Lagostomus maximus*), nos preguntamos: 1) ¿qué madrigueras satélite aceptan en función de su complejidad, el tamaño de la entrada y la distancia a madrigueras de uso permanente?, y 2) ¿cómo es afectada el área de pastoreo por la provisión de madrigueras y el corte de pasto? Realizamos el estudio en las Sierras de Córdoba con 13 vizcachas trasladadas a dos corrales de adaptación equipados con madrigueras permanentes. Cavamos 14 madrigueras satélite de dos tipos: simples con solo un túnel y complejas con túnel y cámara subterránea, todas ubicadas a distancias de 1 a 16 m de los corrales de adaptación. Además, cortamos parte de la vegetación. Por seis meses luego de la liberación evaluamos el grado de ocupación de madrigueras satélite. Además estimamos número de heces, suelo desnudo y altura de la vegetación en transectas de 15 m de largo con origen en las madrigueras más usadas que estaban repartidas en dos sectores. El grado de ocupación fue de 2 y 67% para las madrigueras satélite simples y complejas, respectivamente, y se relacionó negativamente con el tamaño de la entrada a la madriguera compleja. No hubo relación entre el grado de ocupación de la madriguera y la distancia a los corrales. El muestreo en transectas reveló que 91% de las heces contabilizadas estaban a 4 m o menos de las madrigueras más usadas, y que preferían el pasto cortado al no cortado. Concluimos que para aumentar área de pastoreo es conveniente construir madrigueras satélite complejas y cortar el pasto.

[Palabras clave: traslado, traslocación, refugios, manejo de hábitat, liberación blanda]

ABSTRACT. Assisting vizcacha (*Lagostomus maximus*) reintroduction: How to increase their safe foraging range? The reintroduction of fossorial mammals could be limited by the availability of satellite burrows that provide refuge from predators while foraging away from their permanent burrows, and by availability of short grasses. In order to generate information to assist in the reintroduction of vizcachas (*Lagostomus maximus*), we asked: 1) what type of satellite burrow do they accept based on burrow complexity, entrance size and distance from permanent burrows?, and 2) how did the provision of burrows and mowing affect their foraging range? We carried out the study in the Sierras of Córdoba, Argentina, with 13 vizcachas transferred to two adaptation pens equipped with permanent burrows. We mowed part of the vegetation around the pens and we dug 14 satellite burrows of two types: simple with only a tunnel, and complex with a tunnel and underground chamber. Burrows were situated between 1 and 16 m from the pens. For six months we evaluated satellite burrow occupancy. We also counted feces, estimated bare soil, and height of the vegetation in 15-m-long transects originating in the entrances of highly used burrows, which were distributed in two sectors. Occupancy was 2 and 67% for simple and complex satellite burrows, respectively, and was negatively related to burrow entrance size. There was no relationship between burrow occupancy and distance to adaptation pens. Transect sampling showed that 91% of the pellets were within 4 m of the pens or satellite burrows, and that they preferred cut to uncut grass. We conclude that building complex satellite burrows and mowing vegetation will increase secure foraging range for translocated vizcachas.

[Keywords: transfer, translocation, refuges, habitat management, soft release]

INTRODUCCIÓN

Los mamíferos herbívoros coloniales que construyen madrigueras bajo tierra (fosoriales) son considerados especies clave para el funcionamiento del ecosistema (Davidson et al. 2012). Estas especies mantienen parches de pastizales bajos, con lo que limitan la propagación de los fuegos, aumentan el reciclaje de nutrientes y la calidad nutritiva del pastizal, y generan madrigueras que

proporcionan refugio a una gran diversidad de organismos (Arias et al. 2005; Villareal et al. 2008; Davidson et al. 2012). A pesar de la importancia de los mamíferos fosoriales en el funcionamiento del ecosistema, sus números han declinado debido principalmente a que los pastizales que habitan fueron transformados a tierras agrícolas y ganaderas. Para revertir esta situación, una de las medidas recomendadas es su reintroducción a sitios donde se habían

Editor asociado: Sergio Lambertucci
Editora junior: Paula Perrig

✉ drenison@conicet.gov.ar

Recibido: 21 de Marzo de 2022

Aceptado: 23 de Agosto de 2022

extinto localmente, y que en la actualidad cuentan con algún grado de protección (Hale and Koprowski 2018; Palmer et al. 2020).

Para reintroducir herbívoros fosoriales se recomienda proveer de madrigueras artificiales o seleccionar sitios donde aún quedan madrigueras (e.g., para el perrito de las praderas *Cynomys ludovicianus*, Hale and Koprowski 2013). El motivo de esta recomendación es el hecho de que los animales pastorean en las cercanías de sus madrigueras y se refugian dentro de ellas al percibir cualquier riesgo de depredación, mientras que en sitios alejados de las madrigueras, el riesgo de depredación aumenta (Branch et al. 1994b; Davidson et al. 2012). La escasez de madrigueras en su nuevo entorno reduce el área segura de pastoreo (Letty et al. 2007; Berger-Tal et al. 2020). Obviamente, la construcción de madrigueras se justifica únicamente si la población trasladada las acepta; sin embargo, el grado de aceptación es variable. En estudios sobre el perrito de las praderas y el conejo europeo (*Oryctolagus cuniculus*) se encontró que hubo aceptación elevada (Fernández-Olalla et al. 2010). En cambio, para la ardilla europea terrestre (*Spermophilus citellus*), la no aceptación de las madrigueras es una de las causas de fracaso en proyectos de reintroducciones (Matějů et al. 2010). La arquitectura de las madrigueras artificiales puede influir en su aceptación. El tamaño y la forma de la entrada debe permitir que el animal perseguido pueda introducirse sin atascamientos, pero reduciendo las posibilidades de que entre el depredador (Sundell and Ylönen 2004). A modo de ejemplo, en un estudio del conejo silvestre europeo se encontró que prefieren madrigueras artificiales complejas, que se ubicaron bajo tierra con entradas hechas de tubos plásticos y no madrigueras simples construidas sobre la superficie con entradas cuadradas (Fernández-Olalla et al. 2010). Cuando la población trasladada no acepta a las madrigueras provistas, deben encontrarse alternativas como puede ser cavar el inicio de una madriguera y dejar que los animales trasladados continúen su construcción. Esta técnica se aplicó con éxito para el ardillón de California (*Otospermophilus beecheyi*) (McCullough Hennessy et al. 2016; Swaisgood et al. 2019) y para el perrito de las praderas (Hale and Koprowski 2013).

Además de tener en cuenta la provisión de madrigueras, la altura y la calidad de la vegetación que rodea a las madrigueras puede

influir en el éxito de las reintroducciones de mamíferos fosoriales. La altura de la vegetación influye en la selección de sitios de pastoreo en función del riesgo de depredación percibido (Cresswell et al. 2010). Algunos herbívoros que confían en el comportamiento de vigilancia para evitar a los depredadores seleccionan sitios con vegetación baja. Alternativamente, otros herbívoros seleccionan parches de forraje con vegetación densa y alta que reduce su detección por parte de los depredadores (Jacob and Brown 2000). Además, la vegetación corta formada por el pastoreo de los animales suele ser de mejor calidad nutritiva en comparación con la vegetación alta de pajas y arbustos (von Müller et al. 2017). A modo de ejemplo, en un estudio en el cual se proveyeron madrigueras artificiales a una población en declinación del conejo silvestre europeo se demostró que era crucial elegir sitios con disponibilidad de pastos cortos (D'Amico et al. 2014). Dada la importancia de maximizar el éxito de las reintroducciones, es importante tener en cuenta el tipo de pastizal que prefiere la especie en cuestión.

En el presente estudio nos preguntamos cómo aumentar el área de pastoreo seguro en el caso de reintroducciones de vizcacha (*Lagostomus maximus*, familia Chinchillidae). Las vizcachas son roedores herbívoros fosoriales que pueden pesar hasta 9 kg (Branch 1993). Habitan pastizales, arbustales y bosques de la Argentina, Bolivia y Paraguay (Pereira et al. 2003; Torres 2018). Se alimentan principalmente de pastos, algunas dicotiledóneas herbáceas y escasas leñosas (Branch et al. 1994c; Puig et al. 1998; Pereira et al. 2003). Viven colonialmente en madrigueras subterráneas llamadas vizcacheras y durante la noche salen a alimentarse en las cercanías de las madrigueras, a las que regresan ante cualquier alarma. Debido a los hábitos de pastoreo centrados en la vizcachera, en las cercanías de sus refugios la vegetación comestible se vuelve escasa, obligando a los animales a alejarse. Cuando los animales se alejan de las madrigueras aumenta el riesgo de depredación, lo cual puede comprometer la viabilidad de la población. Por ejemplo, la depredación por puma (*Puma concolor*) fue la causa de mortalidad del 75% de 12 vizcachas estudiadas con radiotransmisores (Branch et al. 1994b, 1996). Además, la distancia desde las vizcacheras hasta los sitios de pastoreo puede ser menor para sitios con alta que para sitios con baja calidad y disponibilidad forrajera (e.g., Branch and Sosa 1994). Las madrigueras de las vizcachas pueden clasificarse en dos tipos: las

principales o permanentes (que consisten en un conjunto de cámaras interconectadas por túneles a las que acceden desde el exterior por varias entradas) y las madrigueras satélite (que generalmente tienen menos de seis entradas y que usan de forma temporal para protegerse de depredadores durante los eventos de pastoreo [Branch et al. 1994a]).

El objetivo general de este trabajo es generar información para mejorar el sitio de liberación de las vizcachas. Estudiamos el comportamiento de vizcachas reintroducidas a un área protegida con los objetivos particulares de: 1) evaluar el grado de ocupación de las madrigueras satélite artificiales en función del tipo de madriguera (simple o compleja), la distancia a los corrales de adaptación y el tamaño de la entrada, y 2) determinar el área de pastoreo en función de la distancia a los refugios (madrigueras satélite o corrales) y el tratamiento de corte del pastizal.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

Las Sierras de Córdoba, Argentina (-31.4° latitud; -64.6° longitud, elevación entre 500 y 2700 m s. n. m.) tienen temperaturas medias anuales que varían con la altitud y la latitud. A 500 m s. n. m. son de 19 °C en el noroeste y de 16 °C en el extremo sur, y disminuyen hasta 7.5 °C en lo más alto, a 2700 m s. n. m. (Marcora et al. 2008; Argañaraz et al. 2020). En las partes más altas del gradiente altitudinal, las precipitaciones superan los 900 mm anuales, mientras que en las áreas más bajas se observa un gradiente regional longitudinal, desde medias entre 700-800 mm al este hasta medias de 400-500 mm al oeste. La mayor parte de las lluvias se concentran en los meses más cálidos de octubre a marzo (Colladon 2014).

La vegetación es heterogénea debido a las interacciones dadas por incendios, ganadería, altitud, orientación de laderas y posición topográfica. Los pastizales —dominados por vegetación herbácea, pero también mezclados con roca— ocupan ~30% del paisaje, y son más frecuentes en los primeros años post-fuego, en altitudes elevadas y en sitios accesibles para el ganado, ya que estos animales retrasan la regeneración de las especies leñosas (Capó et al. 2016; Cingolani et al. 2022). Los parches de bosques y matorrales ocupan 5 y 37% de la superficie, respectivamente, y se encuentran con mayor frecuencia donde no hubo fuegos

por varias décadas, en altitudes más bajas, en suelos más húmedos y también en barrancos empinados e inaccesibles. El resto del paisaje serrano está ocupado por roquedales, cultivos, áreas urbanas y embalses (Cingolani et al. 2022).

El sitio de origen de las vizcachas de nuestro estudio fue una urbanización ubicada en la falda oriental de las Sierras Chicas de Córdoba (-31.46° latitud; -64.41° longitud, elevación de 634 m s. n. m.). Las vizcachas fueron trasladadas al campo privado El Mollar (ubicado a 18.5 km del sitio de origen), manejado solo para conservar la naturaleza. El sitio de reintroducción está ubicado a una hora de caminata de la localidad de Cuesta Blanca (-31.47° latitud; -64.61° longitud, elevación de 900 m s. n. m.). La temperatura media anual en esta localidad es 16.7 °C (2003-2018) y la precipitación media es ~781 mm/año (1994-2019) (Ronaldo H. Renison, datos inéditos).

Traslado y adaptación

Realizamos los traslados de vizcachas entre julio y agosto de 2020. Examinamos a todos los individuos para determinar su sexo y estado de salud, aplicamos un antiparasitario de amplio espectro (ivermectina) y los transportamos hasta los corrales de adaptación en barriles perforados. Los corrales de adaptación medían 16x8 m y estaban ubicados adyacentes uno al otro. Los lados de los corrales que daban hacia el exterior tenían una malla de alambre romboidal de 1.5 m de alto y por arriba tres alambres de púa que extendían su altura a 2 m para evitar la entrada de pumas o de perros (*Canis familiaris*). Por debajo del nivel del suelo colocamos una malla de alambre hasta llegar al lecho rocoso (1.3 a 2.2 m). Cada corral contaba con una madriguera artificial con dos cámaras excavadas en el suelo que medían 70 cm de diámetro y 100 cm de altura, techo con placa de fenólico reforzado con travesaños de hierro y cubierto con aproximadamente 40 cm de tierra. Cavamos una entrada a cada una de las cámaras que además estaban conectadas entre sí. Previo al traslado de las vizcachas preparamos la vegetación de los corrales y de los alrededores cortando la mayor parte con motoguadaña con el fin de proveer de vegetación corta típica de zonas lindantes a vizcacheras (Figura 1).

En un corral ubicamos 1 hembra adulta, 1 hembra subadulta y 5 machos adultos, y en el otro corral, 1 hembra adulta, 2 hembras subadultas, 3 machos subadultos y 1 macho

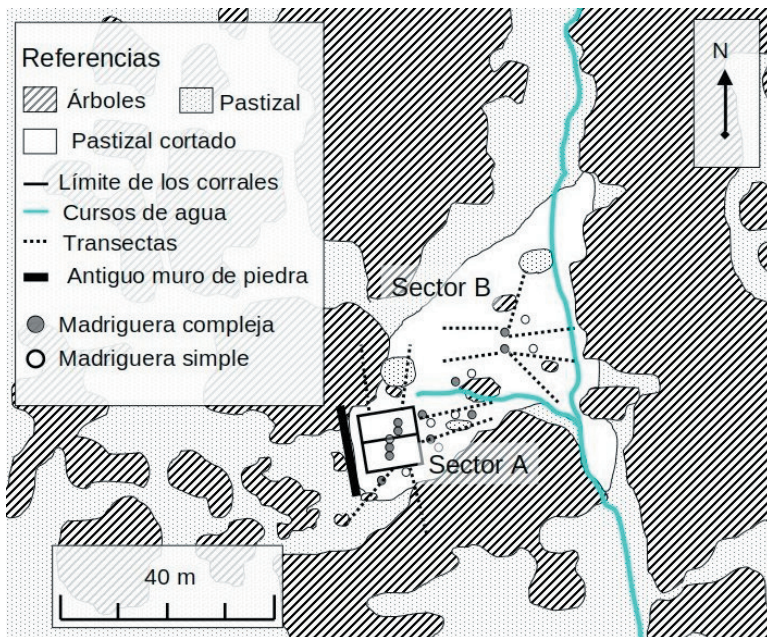


Figura 1. Esquema del sitio receptor de las vizcachas trasladadas en el que mostramos las ubicaciones relativas de los dos corrales de adaptación contiguos, la zona con árboles, pastizal natural y cortado, transectas de muestreo, la ubicación de las madrigueras satélite simples y complejas, y los dos sectores de estudio A y B (ver texto).

Figure 1. Outline of the receiving site of the translocated vizcachas in which we show the relative locations of the two adjoining adaptation pens, the area with trees, natural and mowed grass, sampling transects, position of the simple and complex satellite burrows, and the two study sectors A and B (see text).

adulto, sumando un total de 14 vizcachas. El mayor número de machos que de hembras fue debido a que nos resultó mucho más fácil capturar machos que hembras, y no necesariamente porque la población de origen tuviera más machos que hembras. Asignamos cada animal a uno u otro corral según las dos vizcacheras de origen de donde fueron capturadas y que estaban distanciadas a 38 m una de la otra, con el fin de mantener juntos a los miembros que suponíamos eran de la misma familia. Desde la fecha de su traslado hasta su liberación a mediados de noviembre de 2020 alimentamos a las vizcachas principalmente con alfalfa y pastos juntados de la zona, y cantidades menores de maíz remojado, lechuga, zanahorias, batatas y alimento para conejos. La liberación consistió en abrir cuatro aperturas por corral, a ras del suelo y con 350 cm de ancho y 18 cm de alto. El presente estudio incluyó a 13 vizcachas, ya que dos días después de la liberación una de las vizcachas fue capturada por puma a juzgar por restos de sangre, pelos, pisadas y presencia corroborada de puma en fotos de cámaras trampa.

El diseño experimental

Antes de la liberación, construimos 14 madrigueras satélite afuera de los corrales de adaptación. La mitad de las madrigueras satélite consistieron únicamente en un túnel de 50 cm (de ahora en más, 'madrigueras satélite simples'). La otra mitad de las madrigueras consistieron en un túnel y una cámara

subterránea (de ahora en más, 'madrigueras satélite complejas'). En las madrigueras satélite complejas, el túnel de entrada tenía 100 cm y se unía a la cámara subterránea (que tenía 70 cm de diámetro y 100 cm de altura, un techo de placa de terciado fenólico de 18 mm reforzados con travesaños de hierro y troncos de entre 10 a 30 cm de diámetro que tapamos con 40 cm de tierra). Los túneles fueron cavados con una pendiente de ~10% comenzando desde la base de un hoyo de ~70 cm de diámetro y 40 cm de profundidad (Figura 2a y b). Variamos el tamaño de las 14 madrigueras satélite de tal forma que, asumiendo una forma de elipse, tuvieran un mínimo de 228 cm² y un máximo de 942 cm², y 485 cm² en promedio. Estas medidas estaban basadas en el tamaño de las entradas en una vizcachera cercana, donde tenían en promedio una superficie de 471 cm² (20 cm de alto y 30 cm de ancho) (Contarde 2019). Las madrigueras satélite simples y complejas estaban ubicadas a distancias similares de los corrales de adaptación de entre 1 y 16 m.

Monitoreo

Para evaluar el grado de ocupación de las madrigueras satélite, mensualmente entre diciembre de 2020 y junio de 2021 registramos la presencia de signos recientes de ocupación: tierra suelta extraída del interior, pisadas o excretas frescas (Branch et al. 1994a). Con el tiempo las madrigueras no usadas fueron fáciles de identificar debido al crecimiento de vegetación o por la presencia de telas de araña (Figura 2 c y d).



Figura 2. Proceso de construcción de una madriguera satélite compleja y evaluación de su ocupación posterior. En la foto (a) se muestra la madriguera satélite compleja ya cavada, pero sin cubrir. En (b) se muestra la misma madriguera ya cubierta con tierra luego de ponerle un techo de travesaños de hierro y planchas de fenólico. En (c) mostramos una entrada de madriguera satélite simple sin signos de ocupación, y en (d), una entrada de madriguera satélite compleja con signos de ocupación.

Figure 2. Construction process of a complex satellite burrow and its use by vizcachas. In (a), the complex satellite burrow is shown already dug out, but not covered. In (b), the same burrow is shown already covered with soil after placing a roof of iron crossbeams and phenolic boards. In (c), we show a simple satellite burrow entrance with no signs of use, and in (d), a complex satellite burrow entrance with signs of use.

Para tener una estimación del área de pastoreo de las vizcachas ubicamos 12 transectas de 15 m de largo con origen en las entradas de dos de las madrigueras satélite más usadas (6 transectas, 3 por madriguera) y en las entradas a los dos corrales de adaptación (6 transectas, 3 por corral). Tomamos a las entradas de los corrales como sitio de inicio de la transecta, y no la entrada a las madrigueras que estaban adentro de los corrales porque los corrales en sí ya representaban un refugio para las vizcachas donde estaban libres de los depredadores, incluso cuando estaban fuera de las madrigueras permanentes. Para el análisis del área de pastoreo llamaremos con la denominación de 'refugios' tanto a las entradas de las madrigueras satélite más usadas como a las entradas a los corrales. El otro extremo de cada transecta lineal estaba situado de manera que quedasen lo más dispersas posibles (ver mapa en la Figura 1). A lo largo de cada transecta ubicamos de forma equidistante 16 cuadratas de 50x50 cm, una cuadrata por cada metro de transecta desde 0

a 15 m. En cada cuadrata contamos el número de heces de vizcacha, estimamos la cobertura de suelo desnudo (%), y la altura promedio de la canopia de la vegetación herbácea (cm). Como parte de las transectas pasaban por pastizal no cortado, registramos además si el pastizal de la cuadrata estaba o no cortado con motoguadaña (cortado o no cortado). Las cuadratas a veces quedaban ubicadas en las proximidades de otras entradas a madrigueras satélite usadas por las vizcachas. Por eso, para cada cuadrata medimos la distancia a la entrada de la madriguera activa más cercana (diferente a la entrada del refugio focal donde se iniciaba la transecta). La madriguera activa más cercana se detectó a través de los resultados obtenidos para el primer objetivo del trabajo.

Análisis de datos

Para analizar el grado de ocupación utilizamos modelos lineales generalizados, una distribución binomial y función de enlace

logit. Como indicador del grado de ocupación usamos la cantidad de fechas (%), de las siete evaluadas, en las cuales registramos evidencias de ocupación por vizcacha. Como variables explicativas consideramos el tratamiento (con dos categorías: madriguera satélite simple o compleja), la distancia a los corrales (m), y el tamaño de la entrada (cm²) (todos efectos fijos). Inicialmente, corrimos el modelo con las tres variables explicativas y luego utilizamos un procedimiento de selección a pasos descartando las variables de una hasta obtener el modelo con menor valor del criterio de información de Akaike (AIC) (Anderson and Burnham 2004).

Para analizar área de pastoreo consideramos como indicadores al conteo de heces (cantidad/cuadrata), al suelo desnudo (%) y la altura de la vegetación (cm) que estimamos en las cuadratas a lo largo de las transectas. Utilizamos modelos lineales generalizados mixtos. En el caso del conteo de heces, consideramos una distribución de Poisson y enlace logarítmico; para la altura de la vegetación, una distribución normal con enlace identidad (previa transformación a ln luego de sumar 1), y para el suelo desnudo, una distribución beta con enlace logit, transformando los valores de cobertura (%) a una proporción que varía entre 0 y 1. Como variables explicativas consideramos los efectos fijos de la distancia hasta el refugio más cercano, la diferencia entre la distancia al refugio más cercano y el segundo refugio más cercano, y el término de interacción entre ambas distancias. Asimismo, incluimos al corte de la vegetación herbácea (sí o no) y al sector ('sector A' para las transectas cercanas a los corrales y 'sector B' para las transectas más lejanas a los corrales). Incluimos al sector en el modelo porque la serie de transectas que estaban centradas en los corrales de aclimatación (sector A) estaban ubicadas en un antiguo corral que se usaba para el manejo de vacunos con suelos más compactados que la serie de transectas centradas en las vizcacheras satélite más distantes (Sector B). El efecto negativo de la compactación del suelo sobre el crecimiento de la vegetación está bien establecido en la literatura (Pulido et al. 2018) y esto podía influir en la formación de suelo desnudo y la altura de la formación. Además, consideramos el efecto aleatorio de la transecta. Inicialmente, corrimos los modelos con los 5 términos de efectos fijos y luego, para cada uno de los indicadores de pastoreo (variables dependientes), seguimos un procedimiento de

selección a pasos descartando las variables de una hasta obtener el modelo que minimiza el AIC (Anderson and Burnham 2004). En el caso de las distancias a refugios, repetimos todo el procedimiento considerando como alternativa a la variable transformada a ln luego de sumar 1 (en el caso de la diferencia, se hizo primero la transformación y luego la resta), preseleccionando de este modo un segundo modelo alternativo. De los dos modelos preseleccionados (con y sin transformar las distancias a su ln), se seleccionó el modelo con mejor AIC. En todos los casos calculamos un pseudo-R² haciendo la regresión entre los valores predichos por el modelo (en la escala original) y los valores observados. Reportamos promedios y sus errores estándares. Realizamos las estadísticas usando el programa Infostat (Di Rienzo et al. 2017) y R (3.4.0 versión 2017).

RESULTADOS

Grado de ocupación

El grado de ocupación fue muy bajo en las madrigueras satélite simples y significativamente más alto en las complejas (2.0±2.0 y 67.3±12.4% del total de fechas, respectivamente, P<0.01). Además, el tamaño de la entrada estuvo negativamente asociado al grado de ocupación (P<0.01), es decir que las madrigueras con entradas más grandes fueron menos ocupadas que las madrigueras con entradas más chicas (Figura 3; Material Suplementario-Tabla S1). La distancia a los corrales fue descartada del modelo (z=0.13,

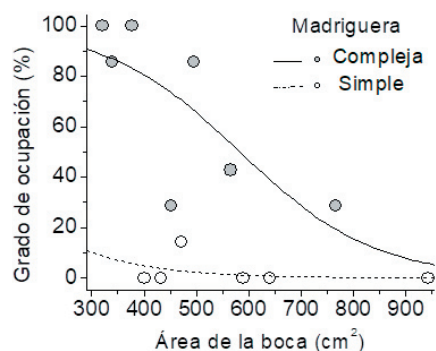


Figura 3. Grado de ocupación (%) de las madrigueras satélite construidas en relación con el tipo de madriguera (complejas y simples, con círculos en gris y blanco, respectivamente) y el área de la boca de entrada de las madrigueras.

Figure 3. Occupancy (%) of artificial satellite burrows in relation to burrow type (complex and simple, in gray and white filled circles, respectively) and burrow entrance size.

$P=0.89$). En ninguna de las siete fechas de monitoreo post-liberación encontramos inicios de madrigueras nuevas, las vizcachas siempre usaron las madrigueras provistas.

Área de pastoreo

La cantidad de heces disminuyó con la distancia a los refugios (entrada de madriguera compleja o la salida de los corrales, ambos $P \leq 0.01$). Así, el 90.7% del total de heces se contabilizaron a 4 m o menos del refugio más

cercano, y el 88.7% a 3.75 m o menos. En los sitios con pasto no cortado, la cantidad de heces fue muy baja, difiriendo significativamente de los sitios con pasto cortado ($P < 0.01$) (Figura 4a; Material Suplementario-Tabla S2). La cantidad de heces no difirió significativamente entre el sector A con las transectas cercanas a los corrales y el sector B con las transectas más lejanas a los corrales, por lo que la variable fue descartada del modelo ($z=0.37$, $P=0.71$). El suelo desnudo también disminuyó con la distancia a los refugios. A su vez, el suelo

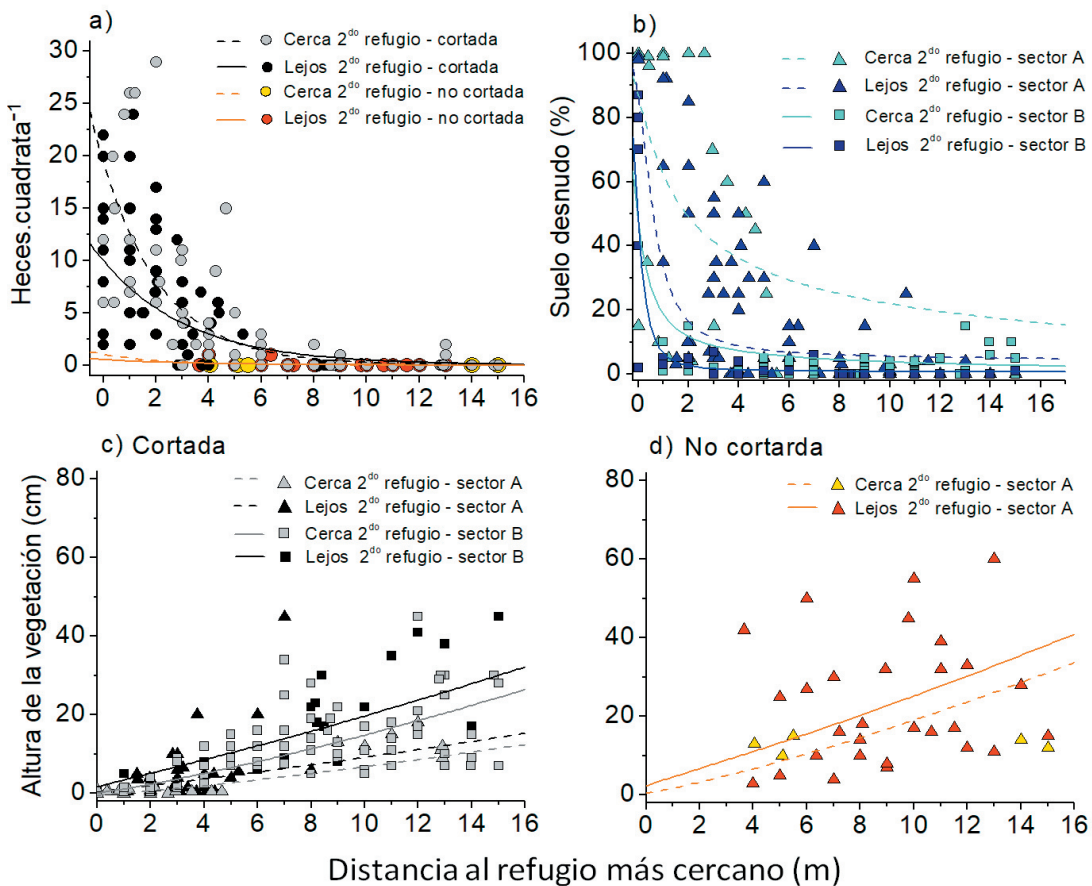


Figura 4. Indicadores del área de pastoreo en función de la distancia al refugio más cercano (entrada de madriguera compleja o de los corrales de adaptación), la distancia al segundo refugio más cercano (cerca es <2.64 m y lejos es >2.64 m), el sector (sector A para las transectas cercanas a los corrales y sector B para las transectas más lejanas a los corrales) y si estaba o no cortado el pasto. Las curvas son los valores esperados según el modelo, fijando en 1.35 y 7 m a la distancia 'cerca' y 'lejos', respectivamente. Mostramos a) las heces contabilizadas por cuadrata, b) la proporción de suelo desnudo, c) la altura de la vegetación cortada, y d) la altura de la vegetación no cortada, la cual se encontraba únicamente en el sector A. Debido a que el efecto del corte de la vegetación sobre el suelo desnudo fue bajo, en b) no se diferenciaron las cuadratas cortadas y no cortadas, y las curvas representan el promedio de los valores predichos para ambas situaciones.

Figure 4. Grazing area indicators as a function of the distance to the closest refuge (complex burrow entrance or from the pens), to the second closest refuge (near is <2.64 m and far is >2.64 m), study sector (sector A for transects close to the adaptation pens and sector B for transects further away from the adaptation pens) and grass mowing (mowed or not mowed). The curves are the expected values according to the model, setting distance at 1.35 and 7 m for the close and far distances, respectively. We show a) the faeces counted per quadrat, b) the proportion of bare soil, c) the height of the vegetation for the mowed vegetation, and d) the height of the vegetation for the unmowed vegetation in sector A. Given the low effects of mowing on exposed soil, in b) we did not differentiate in mowed and not mowed quadrats and curves represent the average of predicted values for both situations.

desnudo fue mayor en el sector A que en B (Figura 4b, Material Suplementario-Tabla S3). La altura de la vegetación aumentó con la distancia a los refugios (Figura 4c). Como era de esperar, la vegetación fue más alta en donde no se cortó el pasto y en el sector B (Figura 4d).

DISCUSIÓN

Nuestros principales resultados sugieren que las vizcachas trasladadas ocupan las madrigueras satélite complejas y no las simples, y que el tamaño de la entrada a la madriguera satélite es importante para determinar su grado de ocupación. Los resultados también sugieren que las madrigueras provistas tienden a concentrar el pastoreo en los alrededores de sus entradas y que el pasto cortado es más usado que sin cortar. En cambio, no hubo un patrón marcado con la distancia a los corrales de adaptación.

Es posible que los costos de cavar hayan sido el principal motivo por el que las vizcachas seleccionaron las madrigueras satélite complejas en vez de continuar con el cavado de las madrigueras satélite simples para ampliarlas a su preferencia, o de cavar sus propias madrigueras. Los costos de cavar en herbívoros fosoriales serían de dos tipos: energéticos y en riesgo de depredación. No contamos con reportes sobre costos energéticos, solo encontramos observaciones de Hudson (1872) en la que menciona que las vizcachas en suelos blandos tienen más entradas que en suelos duros. Estas observaciones sugieren que el costo de cavar, sobre todo en los suelos duros, es limitante a la hora de construir entradas a las vizcachas. A su vez, la depredación es mencionada como uno de los problemas principales en muchas reintroducciones. En el caso de las vizcachas de nuestro estudio, observaciones no sistemáticas con cámaras trampa revelaron un aumento muy importante de perros y pumas a partir del traslado de las vizcachas (datos no publicados).

La relación negativa observada entre el tamaño de la entrada a la madriguera satélite y su aprovechamiento por las vizcachas podría estar relacionada a la estrategia defensiva contra depredadores. Cuando las vizcachas son amenazadas, muerden para defenderse en forma activa. Considerando la habilidad de estos animales para girar su cuerpo en espacios muy reducidos, una entrada de madriguera estrecha podría ser

más fácil de ser defendida contra un intruso que una entrada más amplia, donde los flancos quedarían más desprotegidos. Además de perros y pumas, entre los depredadores de las vizcachas encontramos a otros de tamaños más pequeños (e.g., el gato montés [*Leopardus geoffroyi*], el yaguarundi [*Herpailurus yagouaroundi*], el hurón menor [*Galictis cuja*] y el zorro gris [*Lycalopex gymnocercus*]) (Pessino et al. 2001; Torres 2018), por lo que estaría incluida una diversidad de tamaño de depredadores. Los depredadores se pueden mantener a densidades artificialmente altas cazando herbívoros exóticos muy abundantes, domésticos o silvestres, como ocurrió en contexto de los intentos de reintroducciones de las ratas grandes de nido de palos (*Leporillus conditor*) en Australia, y de guanacos (*Lama guanicoe*) en el centro de la Argentina (Pia 2013; Barri 2016; Short et al. 2019). Es muy probable que en nuestro estudio, los perros tengan abundancias relativamente altas debido a la proximidad de las zonas urbanas, y los pumas porque se alimentan de ovejas, cabras y crías de vacunos en los campos vecinos (comunicación personal de productores vecinos).

En el presente estudio encontramos áreas de pastoreo mucho menores a las registradas en el desierto del monte por Branch y Sosa (1994). Esto puede deberse a que nuestro sistema es más productivo, aunque sin datos del estado nutricional de los animales estudiados no se puede descartar otros motivos (e.g., mayor riesgo percibido de depredación). Suponemos que las vizcachas intentan pastorear lo más cerca posible de un refugio efectivo y que solo se alejan en caso de escasez de forraje o muy bajo riesgo de depredación percibido. Por ello, para aumentar al área de pastoreo es necesario proveer de refugios satélite o mejorar la disponibilidad forrajera. La preferencia de las vizcachas por los pastizales cortos que encontramos en este estudio es compartida por muchos herbívoros, incluyendo el guanaco, el ganado doméstico (Flores et al. 2012; von Müller et al. 2017) y herbívoros sociales que viven en madrigueras (Davidson et al. 2012; McCullough Hennessy et al. 2016). Esta preferencia puede deberse a que los pastizales cortos son más nutritivos y tiernos que los altos, o a una mejor posibilidad de detectar a depredadores.

Concluimos que la provisión de madrigueras satélite complejas y el corte del pasto tienen mucho potencial para aumentar el área de pastoreo seguro de vizcachas reintroducidas

a sitios donde ya no quedan madrigueras. Dado que las conclusiones obtenidas son limitadas debido a la falta de réplicas, a futuro recomendamos profundizar la investigación del tema, con varios grupos familiares de vizcachas trasladadas a distintas áreas de estudio y separando en el espacio los tratamientos con el fin de quitar la influencia de la presencia de las madrigueras satélite complejas sobre la decisión de si cavar una nueva o ahondar una madriguera satélite simple (similar a McCullough Hennessy et al. 2016).

AGRADECIMIENTOS. Grzegorz Mikusinski, Harold Rusbelth Quispe-Melgar, Julio

Domínguez, Iván y Leonardo Barberá, Juan Arnau, Daniel Escobar, Iván y Laura Renison, Agustín y Carlos Lager por ayuda a campo. Daniela Tamburini por leer y comentar el manuscrito. A los editores Paula Perrig y Sergio Lambertucci, y tres revisores por su tiempo y comentarios constructivos. A la Secretaría de Ambiente del gobierno de la provincia de Córdoba por la autorización para la captura y el transporte de vizcachas. A los administradores del sitio de origen de las vizcachas que pidieron el traslado debido al avance inminente de la urbanización sobre las vizcacheras. A los fondos de Ley de Bosques y a la Asociación Civil Ecosistemas argentinos por el financiamiento.

REFERENCIAS

- Affi, A. A., and V. Clark. 1984. Computer aided multivariate analysis. Lifetime Learning Publications, Belmont, CA, US.
- Anderson, D., and K. Burnham (eds.). 2004. Model selection and multi-model inference. A Practical Information-Theoretic Approach. Second edition. NY: Springer-Verlag. <https://doi.org/10.1007/b97636>.
- Argañaraz, J. P., A. M. Cingolani, L. M. Bellis, and M. A. Giorgis. 2020. Fire incidence along an elevation gradient in the mountains of central Argentina. *Ecología Austral* 30:268-281. <https://doi.org/10.25260/EA.20.30.2.0.1054>.
- Arias, S. M., R. D. Quintana, and M. Cagnoni. 2005. Vizcacha's influence on vegetation and soil in a wetland of Argentina. *Rangeland Ecology and Management* 58:51-57. [https://doi.org/10.2111/1551-5028\(2005\)58%3C51:VIOVAS%3E2.0.CO;2](https://doi.org/10.2111/1551-5028(2005)58%3C51:VIOVAS%3E2.0.CO;2).
- 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:e0164806. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0164806>.
- Berger-Tal, O., D. Blumstein, and R. R. Swaisgood. 2020. Conservation translocations: a review of common difficulties and promising directions. *Animal Conservation* 23:121-131. <https://doi.org/10.1111/acv.12534>.
- Branch, L. C. 1993. Social organization and mating system of the plains viscacha (*Lagostomus maximus*). *Journal of the Zoological of London* 229:473-491. <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.1993.tb02649.x>.
- Branch, L. C., D. Villarreal, R. A. Sosa, M. Pessino, M. Machicote, P. Lerner, P. Borraz, M. Urioste, and J. L. Hierro. 1994a. Estructura de las colonias de vizcachas y problemas asociados con la estimación de la densidad poblacional en base a la actividad de las vizcachas. *Mastozoología Neotropical* 1:135-142.
- Branch, L. C., D. Villarreal, and G. S. Fowler. 1994b. Factors influencing population dynamics of the plains viscacha (*Lagostomus maximus*, Mammalia, Chinchillidae) in scrub habitat of central Argentina. *Journal of the Zoological of London* 232:383-395. <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.1994.tb01580.x>.
- Branch, L. C., D. Villarreal, A. P. Sbriler, and R. A. Sosa. 1994c. Diet selection of the plains viscacha (*Lagostomus maximus*, family Chinchillidae) in relation to resource abundance in semi-arid scrub. *Canadian Journal of Zoology* 72:2210-2216.
- Branch, L. C., and R. A. Sosa. 1994. Foraging behavior of the plains viscacha, *Lagostomus maximus* (Rodentia: Chinchillidae), in semi-arid scrub of Central Argentina. *Vida Silvestre Neotropical* 3:96-99.
- Branch, L. C., D. Villarreal, J. L. Hierro, and K. M. Portier. 1996. Effects of local extinction of the plains viscacha (*Lagostomus maximus*) on vegetation patterns in semi-arid scrub. *Oecologia* 106:386-399. <https://doi.org/10.1007/BF00334567>.
- Capó, E. A., R. Aguilar, and D. Renison. 2016. Livestock reduces juvenile tree growth of alien invasive species with a minimal effect on natives: a field experiment using enclosures. *Biological Invasions* 18:2943-2950. <https://doi.org/10.1007/s10530-016-1185-3>.
- Colladon, L. 2014. Anuario Pluviométrico 1992/93 - 2011/12, Cuenca del Río San Antonio. Sistema del Río Suquía - Provincia de Córdoba. Primera ed. Instituto Nacional del Agua y Centro de Investigaciones de la Región Semiárida (CIRSA), Córdoba, Argentina.
- Cingolani, A. M., M. A. Giorgis, L. E. Hoyos, and M. 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* 57:65-100. <https://doi.org/10.31055/1851.2372.v57.n1.34924>.
- Contarde, C. B. 2019. Caracterización espacial y patrones de actividad en una colonia de vizcachas (*Lagostomus maximus*) de la zona serrana del centro de Córdoba. Tesis de graduación. Escuela de Biología, Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, Universidad Nacional de Córdoba.
- Cresswell, W., J. Lind, and J. L. Quinn. 2010. Predator-hunting success and prey vulnerability: quantifying the spatial scale over which lethal and non-lethal effects of predation occur. *Journal of Animal Ecology* 79:556-562. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2010.01671.x>.
- D'Amico, M., Z. Tablado, E. Revilla, and F. Palomares. 2014. Free housing for declining populations: Optimizing

- the provision of artificial breeding structures. *Journal for Nature Conservation* 22:369-376. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2014.03.006>.
- Di Rienzo, J. A., F. Casanoves, M. G. Balzarini, L. González, M. Tablada, and C. W. Robledo. 2017. InfoStat. Córdoba, Argentina. Grupo InfoStat.
- Davidson, A. D., J. K. Detling, and J. H. Brown. 2012. Ecological roles and conservation challenges of social, burrowing, herbivorous mammals in the world's grasslands. *Frontiers in Ecology and the Environment* 10:477-486. <https://doi.org/10.1890/110054>.
- Fernández-Olalla, M., M. Martínez-Jauregui, F. Guil, and A. Miguel. 2010. Provision of artificial warrens as a means to enhance native wild rabbit populations: What type of warren and where should they be sited? *European Journal of Wildlife Research* 56:829-837. <https://doi.org/10.1007/s10344-010-0377-x>.
- 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. *Rangeland Journal* 34:439-445. <https://doi.org/10.1071/RJ12040>.
- Hale, S. L., and J. L. Koprowski. 2018. Ecosystem-level effects of keystone species reintroduction: a literature review. *Restoration Ecology* 26:439-445. <https://doi.org/10.1111/rec.12684>.
- Hale, S. L., J. L. Koprowski, and H. Hicks. 2013. Review of black-tailed prairie dog reintroduction strategies and site selection: Arizona reintroduction. USDA Forest Service Proceedings RMRS-P-67:310-315.
- Hudson, W. H. 1872. On the habits of the vizcacha (*Lagostomus trichodactylus*). *Proceedings of the Zoological Society of London* 822-833.
- Jacob, J., and J. S. Brown. 2000. Microhabitat use, giving-up densities and temporal activity as short- and long-term anti-predator behaviors in common voles. *Oikos* 91:131-138. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2000.910112.x>.
- Letty, J., S. Marchandeuau, and J. Aubineau. 2007. Problems encountered by individuals in animal translocations: Lessons from field studies. *Ecoscience* 14:420-431. [https://doi.org/10.2980/1195-6860\(2007\)14\[420:PEBIIA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.2980/1195-6860(2007)14[420:PEBIIA]2.0.CO;2).
- Marcora, P., I. Hensen, D. Renison, P. Seltsmann, and K. Wesche. 2008. The performance of *Polylepis australis* trees along their entire altitudinal range: implications of climate change for their conservation. *Diversity and Distributions* 14:630-636. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2007.00455.x>.
- Matějů, J., S. Říčanová, M. Ambros, B. Kala, E. Hapl, and K. Matějů. 2010. Reintroductions of the European Ground Squirrel (*Spermophilus citellus*) in Central Europe (Rodentia: Sciuridae). *Lynx* 41:175-191.
- McCullough Hennessy, S., D. Deutschman, D. Shier, L. Nordstrom, C. Lenihan, J. P. Montagne, C. Wisinski, and R. Swaisgood. 2016. Experimental habitat restoration for conserved species using ecosystem engineers and vegetation management. *Animal Conservation* 19:506-514. <https://doi.org/10.1111/acv.12266>.
- Palmer, B., L. Valentine, M. Page, and R. Hobbs. 2020. Translocations of digging mammals and their potential for ecosystem restoration: a review of goals and monitoring programmes. *Mammal Review* 50:382-398. <https://doi.org/10.1111/mam.12208>.
- Pereira, J. A., R. D. Quintana, and S. Monge. 2003. Diets of plains vizcacha, greater rhea and cattle in Argentina. *Journal of Range Management* 56:13-20. <https://doi.org/10.2307/4003875>.
- Pia, M. V. 2013. Trophic interactions between puma and endemic culpeo fox after livestock removal in the high mountains of central Argentina. *Mammalia* 77:273-283. <https://doi.org/10.1515/mammalia-2012-0096>.
- Pessino, M., J. H. Sarasola, C. Wander, and N. Besoky. 2001. Respuesta a largo plazo del puma (*Puma concolor*) a una declinación poblacional de la vizcacha (*Lagostomus maximus*) en el desierto del Monte, Argentina. *Ecología Austral* 11:61-67.
- Puig, S., F. Videla, M. Cona, S. Monge, and V. Roig. 1998. Diet of the vizcacha *Lagostomus maximus* (Rodentia, Chinchillidae), habitat preferences and food availability in Northern Patagonia, Argentina. *Mammalia* 62:191-204. <https://doi.org/10.1515/mamm.1998.62.2.191>.
- Pulido, M., S. Schnabel, J. F. Lavado Contador, J. Lozano-Parra, and F. González. 2018. The impact of heavy grazing on soil quality and pasture production in rangelands of SW Spain. *Land Degradation and Development* 29:219-230. <https://doi.org/10.1002/ldr.2501>.
- R Core Team. 2017. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL: R-project.org.
- Short, J., P. Copley, L. Ruykys, K. Morris, J. Read, and K. Moseby. 2019. Review of translocations of the greater stick-nest rat (*Leporillus conditor*): lessons learnt to facilitate ongoing recovery. *Wildlife Research* 46:455-475. <https://doi.org/10.1071/WR19021>.
- Sundell, J., and H. Ylönen. 2004. Behaviour and choice of refuge by voles under predation risk. *Behaviour Ecology and Sociobiology* 56:263-269. <https://doi.org/10.1007/s00265-004-0777-6>.
- Swaisgood, R., J. P. Montagne, C. Lenihan, C. Wisinski, L. Nordstrom, and D. Shier. 2019. Capturing pests and releasing ecosystem engineers: translocation of common but diminished species to re-establish ecological roles. *Animal Conservation* 22:600-610. <https://doi.org/10.1111/acv.12509>.
- Torres, R. 2018. Vizcacha. Pp. 149-153 en R. Torres and D. Tamburini (eds.). *Mamíferos de Córdoba y su estado de conservación*. 1° ed. Córdoba: Editorial de la UNC.
- Villareal, D., K. L. Clark, L. C. Branco, J. L. Hierro, and M. Machicote. 2008. Alteration of ecosystem structure by a burrowing herbivore, the plains Vizcacha (*Lagostomus maximus*). *Journal of Mammalogy* 89:700-711. <https://doi.org/10.1644/07-MAMM-A-025R1.1>.
- von Müller, A. R., D. Renison, and A. M. Cingolani. 2017. Cattle landscape selectivity is influenced by ecological and management factors in a heterogeneous mountain rangeland. *The Rangeland Journal* 39:1-14. <https://doi.org/10.1071/RJ15114>.