



Efectos de la ganadería sobre la comunidad de mamíferos de Paso Centurión, Cerro Largo

Tesis para optar por el grado de Licenciado en Ciencias Biológicas

Bachiller Enzo Cavalli

Orientador: Dr. Marcelo Loureiro

Co-orientadora: Mag. Florencia Grattarola

Facultad de Ciencias, Universidad de la República, Uruguay
Montevideo, marzo 2019





Dibujo por Juan Manuel Barreneche

Arte de tapa: “*La vaca y el gato*” por Juan Manuel Barreneche.

Licencia CC-BY: <https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/deed.es>

Tik. En el verano de 1972, Carlos Lenkersdorf escuchó esta palabra por primera vez.

Había sido invitado a una asamblea de los indios tzeltales, en el pueblo de Bachaján, y no entendía nada. Él no conocía la lengua y la discusión, muy animada, le sonaba como lluvia loca.

La palabra tik atravesaba esa lluvia. Todos la decían y la repetían, tik, tik, tik, y su repiqueteo se imponía en el torrente de voces. Era una asamblea en clave de tik.

Carlos había andado mucho mundo, y sabía que la palabra yo es la que más se usa en todos los idiomas. Tik, la palabra que brilla en el centro de los decires y los vivires de estas comunidades mayas, significa nosotros.

*“Tik” de Eduardo Galeano, en el libro *Bocas del tiempo*.*

A quienes construyen el *tik* en Paso Centurión

Agradecimientos

Quiero agradecer a mi cotutora, Florencia Grattarola, que con su apoyo moral y académico permanente me ha estimulado a plantearme preguntas y buscar cómo responderlas. A mi tutor, Marcelo Loureiro, por su disponibilidad para revisar mi tesis y atender mis dudas.

A los integrantes de JULANA, Alejandro Duarte, Lucía Gaucher, Daniel Hernández, Gabriel Perazza, Lucía Rodríguez, Mariana Pirez, Magdalena Carabio, Juan Manuel Barreneche, Lucía Bergós y Solana González que de distintas maneras, en talleres de uso del R, reuniones, tertulias y salidas de campo, han colaborado en este proyecto. Gracias principalmente por darme la posibilidad de conocer de cerca el valioso camino que han recorrido en Paso Centurión. De nuevo gracias a Juan por compartir su arte.

Gracias a Magdalena Chouhy, Carlos Santos, Javier Taks y Andrea Garay, docentes del Espacio de Formación Integral “Relaciones sociedad-naturaleza en la frontera” y a los estudiantes y tutores del EFI con quienes aprendí en las salidas de campo. A mis compañeros de tesis, Marcela Rondoni y Diego Flores, por su aporte en el procesamiento de los registros. A Daniel Hernández nuevamente y a Guillermo D’Angelo por su ayuda con el R. Gracias a Ernesto Guedes y Stefany Horta, amigos que han sido muy importantes en mi trayectoria en la facultad.

Muchas gracias a los vecinos de Paso Centurión por recibirme tan cálidamente en sus hogares y en la Escuela 16. Gracias especialmente a Edita, Genaro, María, Judith, Gervasio, Henry, Máximo y Tita por el diálogo ameno.

A mis padres Daniel y Adrianna que me guían. A mi hermana Valeria, amiga de todas las horas. A mis abuelas Martha y Élida por su optimismo. A mi tío Gabriel por transmitirme su entusiasmo a aventurarse a lo que gusta. Al Manchita, con quien conocí las sierras, guazubirás, mulitas, tatús, zorrillos, comadrejas y tantos otros bichos. A Florencia Turielli por el cariño y ánimo constantes.

RESUMEN

En Uruguay las principales causas de extinción y reducción de las poblaciones de mamíferos autóctonos son la pérdida y sustitución de hábitats, la caza y la introducción de especies exóticas. La ganadería, en particular, se plantea como una actividad que podría producir impactos a través del sobrepastoreo, el cultivo de praderas artificiales y la producción en sistemas de engorde a corral. A nivel mundial se ha sugerido que la producción pecuaria puede generar distintos tipos de interacciones entre el ganado doméstico y mamíferos silvestres, desde relaciones de competencia y de facilitación entre el ganado y mamíferos herbívoros silvestres, hasta impactos negativos del pastoreo por ganado doméstico sobre la ecología trófica de mamíferos carnívoros. Sin embargo, las características de esta interacción en Uruguay permanecen mayormente desconocidas por falta de estudios. En este contexto, resulta clave generar insumos que contribuyan a comprender el impacto de la ganadería sobre la fauna de mamíferos en el país y aporten a examinar las prácticas de manejo ganadero locales. El objetivo del presente estudio fue evaluar los efectos de la ganadería sobre la comunidad de mamíferos medianos y grandes de Paso Centurión. Esta localidad, ubicada en el Noreste de Uruguay en el departamento de Cerro Largo, se caracteriza por el predominio de la producción ganadera y por ser una de las zonas con mayor riqueza de mamíferos del país. Allí, la Asociación Civil JULANA (Jugando en la Naturaleza) desarrolla desde 2013 junto a los pobladores locales un monitoreo participativo de fauna con cámaras trampa. Para alcanzar el objetivo propuesto, se analizaron los registros de mamíferos obtenidos mediante el mencionado monitoreo entre 2014 y 2016 en cuatro establecimientos con diferente carga de ganado, cada uno con una estación de fototrampeo. Asimismo, se realizaron entrevistas a propietarios y empleados de cada establecimiento con el fin de conocer las características de la práctica ganadera. Por medio de regresiones lineales simples y múltiples, se estudió la relación entre características de la ganadería (carga ganadera de los establecimientos, frecuencia de registros de ganado, sistema de pastoreo, tipo de pastura y manejo de pastizal) y la riqueza, diversidad de especies y gremios tróficos de mamíferos silvestres. Debido al diseño de muestreo, no podemos asumir causalidad entre las variables analizadas y, por tanto, los análisis de regresión son de carácter exploratorio. Sin embargo, observamos una mayor riqueza de especies en aquellos predios que, aun teniendo carga de campo elevada, mantenían montes con exclusión de ganado. Esto sugiere una interacción de competencia por interferencia a nivel de sitio. Por lo tanto, este trabajo muestra que medidas locales de manejo, como la separación del ganado de sectores de monte, podrían incrementar la presencia de fauna nativa. Se espera que esta investigación sirva como aporte para los productores de Paso Centurión en el manejo de la práctica pecuaria y como insumo en el proceso de aprendizaje colaborativo que llevan adelante los vecinos junto al colectivo JULANA.

CONTENIDO

1. INTRODUCCIÓN	8
1.1 Efectos de la ganadería en la fauna	8
1.2 Mamíferos nativos en Uruguay. Generalidades, estudios y amenazas.....	11
1.3 El uso de cámaras trampa para el estudio de la biodiversidad	12
1.4 Monitoreo participativo como herramienta para el estudio de la biodiversidad	13
1.5 JULANA y el monitoreo participativo en Paso Centurión	15
2. JUSTIFICACIÓN	16
2.1 Diversidad de mamíferos en Paso Centurión.	16
2.2 Paso Centurión como área de conservación	17
2.3 Relevancia del estudio del efecto de la ganadería en la riqueza de mamíferos en Paso Centurión	18
3. PREGUNTAS Y OBJETIVOS	19
3.1 Preguntas	19
3.2 Objetivos.....	19
4. MATERIALES Y MÉTODOS	20
4.1 Área de estudio.....	20
4.2 Muestreo.....	21
4.3 Entrevistas	22
4.4 Procesamiento de datos.....	22
4.4.1 Estimación de la riqueza de especies de mamíferos en Paso Centurión.....	23
4.4.2 Medición del esfuerzo de muestro.....	24
4.4.3 Descripción de la abundancia relativa, riqueza relativa y diversidad de especies de mamíferos silvestres por sitio.....	24
4.4.4 Descripción de la carga ganadera real, carga ganadera observada, sistema de pastoreo, manejo de pastizal	25
4.4.5 Clasificación de especies en gremios tróficos	26

4.5 Análisis estadístico.....	26
4.5.1 Regresiones lineales simples y regresiones lineales múltiples.....	27
4.5.2 Patrones de actividad diaria de ganado y mamíferos silvestres	28
5. RESULTADOS.....	29
5.1 Especies registradas y riqueza estimada de especies en Paso Centurión	29
5.2 Características de la ganadería en cada sitio.....	31
5.3 Estructura de la comunidad de mamíferos silvestres en 2015 y 2016	33
5.4 Efectos de la ganadería sobre la riqueza estimada, riqueza relativa y diversidad de mamíferos.....	36
5.5 Efectos de la ganadería sobre gremios tróficos de mamíferos	36
5.6 Efectos de la ganadería sobre patrones de actividad diaria de mamíferos silvestres	36
6. DISCUSIÓN.....	39
6.1 Riqueza estimada de mamíferos en Paso Centurión.....	40
6.2 Actividad ganadera por sitio	40
6.3 Ensamblaje de la comunidad de mamíferos por sitio	41
6.4 Efectos de la ganadería sobre la riqueza, diversidad y gremios de mamíferos	42
6.5 La conservación en una localidad que transita hacia un área protegida.....	44
7. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	47
8. ANEXOS.....	56

1. INTRODUCCIÓN

Si bien la actividad ganadera no se encuentra entre las principales amenazas para los mamíferos terrestres a nivel mundial, es objeto de preocupación para su conservación globalmente (Voeten, 1999). La misma puede generar un impacto en este grupo por competencia en el uso del espacio y por modificación de los suelos y la vegetación. El fototrampeo y el monitoreo participativo de fauna son herramientas útiles para el estudio de los efectos de la ganadería sobre los mamíferos. A continuación se profundiza en estos conceptos, se describe el estado de conservación de los mamíferos en Uruguay y el monitoreo participativo de fauna impulsado por la Asociación Civil JULANA (Jugando en la Naturaleza) en Paso Centurión, Cerro Largo.

1.1 Efectos de la ganadería en la fauna

La ganadería, en comparación con la exclusión total de actividades agropecuarias como ocurre en algunas áreas protegidas, puede tener consecuencias sobre la biodiversidad notoriamente perjudiciales, relativamente neutras o incluso deseables para la conservación de la diversidad biológica. Por ejemplo, en Europa las prácticas pecuarias en general resultan beneficiosas, de hecho algunas áreas protegidas están sujetas al pastoreo doméstico, mientras que en Australia el ganado afecta negativamente en gran medida las condiciones ecológicas (Lunt *et al.*, 2007).

En Uruguay la ganadería es la actividad que ocupa la mayor extensión del territorio. Cerca de 14.835.500 hectáreas (ha.), que corresponden al 84% de la superficie total del país, son explotadas por la ganadería bovina y 10.583.500 ha. por ganado ovino (MGAP, 2011). En otro orden, la mayoría de los estudios, a nivel nacional e internacional, sobre los efectos de la ganadería en los distintos ecosistemas están relacionados con cambios en la estructura de la vegetación y de los suelos (Grime, 1973; Altesor, 2002; Davies *et al.*, 2012; Lezama, 2013).

En cuanto a los efectos de la actividad ganadera en la fauna, Chillo (2013) sostiene que entre los pequeños mamíferos se han observado distintas respuestas en las estrategias ecológicas de acuerdo a la estructura del hábitat y la intensidad del pastoreo vacuno. En esta misma línea en Mendoza, Argentina, al comparar la abundancia específica y el número de especies de mamíferos en dos zonas, la Reserva Nacuñán, excluida de ganadería durante 25 años, y una estancia con actividad ganadera subyacente a la Reserva, se constataron respuestas variadas entre los mamíferos herbívoros (Gonnet, 1999). La abundancia total y el número de especies de micromamíferos fueron marcadamente inferiores en los sitios pastoreados. Por otra parte, la mara (*Dolichotis patagonum*) y la liebre (*Lepus europaeus*), esta última especie introducida, presentaron abundancias notoriamente mayores en estos sitios en relación a la zona excluida de ganado (Gonnet, 1999).

También se plantean distintos tipos de relaciones entre los macromamíferos y la actividad pecuaria. Esto ocurre con el carpincho (*Hydrochoerus hydrochaeris*). En Sudamérica se han

estudiado las características del nicho trófico de poblaciones de carpincho en presencia de ganado doméstico. En la provincia de Entre Ríos, Argentina, los niveles altos (superiores al 50% durante todo el año) en la superposición de la dieta del carpincho y del ganado bovino y ovino podrían inducir la competencia entre estos herbívoros (Quintana, 2003). Sin embargo, Desbiez y colaboradores (2011) expresan que el uso similar de recursos por estos herbívoros puede ser beneficioso para el carpincho. El pastoreo por ganado reduce la altura de los recursos vegetales, principalmente gramíneas y aumenta la abundancia de pasto brotando (Santos *et al.*, 2010) que tiene un alto valor nutritivo, es apetecible y está al alcance de los carpinchos. Incluso, en el Pantanal de Nhecolândia, Mato Grosso do Sul, Brasil, se ha constatado que la ganadería extensiva de carga moderada en pastizales nativos no tiene grandes implicancias negativas sobre la población de carpinchos como sugieren otras publicaciones (Desbiez *et al.*, 2011).

La ganadería puede presentar efectos distintos sobre mamíferos herbívoros y carnívoros. Por ejemplo, en las Yungas de la Provincia de Tucumán, Argentina, las poblaciones de guazubirá (*Mazama gouazoubira*) y de zorro gris (*Lycalopex gymnocercus*) y zorro de monte (*Cerdocyon thous*) han manifestado respuestas distintas ante la presencia de ganado bovino, ovino y caprino. La presencia de las dos especies de zorros no se correlacionó con la de ganado. En cambio, la población de guazubirá mostró, aparentemente, una segregación temporal y espacial del ganado. La separación espacial puede representar una estrategia para minimizar la competencia por los recursos y la segregación temporal podría ser el resultado de un comportamiento de evasión (Nanni, 2015).

El ganado doméstico puede competir de manera asimétrica (amensalismo) con mamíferos silvestres, siendo estos desplazados a otros hábitats. Esto se ha observado en la Bahía de Samborombón, Buenos Aires, Argentina, donde la subespecie de venado de campo *Ozotoceros bezoarticus celer*, que se encuentra amenazada, ha mostrado una tendencia al uso de áreas libres de ganado bovino. La presencia de ganado afectó la selección del hábitat por el venado y se relacionó con una reducción del área de distribución del cérvido. Adicionalmente, luego de remover el ganado la población se esparció en las zonas que habían sido pastoreadas por los bovinos (Vila *et al.*, 2008). A diferencia de esto, en las praderas semiáridas de la provincia de San Luis, Argentina, un estudio sobre el uso de hábitat por el venado de campo en 2006 y 2007 mostró que la presencia de ganado no se relacionó negativamente con la presencia del venado (Merino *et al.*, 2011). Sumado a esto, el venado no seleccionó los pastizales naturales sobre los campos con pastos exóticos forrajeros como *Digitaria eriantha* y *Eragrostis curvula*, excepto durante la última época de lluvias en que los venados utilizaron preferentemente pastizales naturales con presencia de ganado (Merino *et al.*, 2011).

Con respecto a la dieta de estos herbívoros, en el Pantanal de Nhecolândia el ganado bovino se alimenta de un alto porcentaje de gramíneas mientras que los venados de campo consumen gramíneas en menores cantidades. Desbiez y colaboradores (2011) plantean que, a pesar de la baja similitud de su alimentación, el mal manejo del ganado bovino en gran número degrada los pastizales y puede afectar la dieta del cérvido y otras dimensiones de su nicho que no han sido suficientemente estudiadas.

Respuestas similares a la del venado de campo en la Bahía de Samborombón se han constatado en poblaciones de ciervo mulo (*Odocoileus hemionus*) (Loft *et al.*, 1991) y de

wapití (*Cervus canadensis*) (Stewart *et al.*, 2002) en Norteamérica, que en presencia de ganado bovino reducen el uso de su hábitat natural. En África y en Asia hay evidencias experimentales, aunque muy pocas, de competencia entre ganado doméstico y herbívoros nativos. Por ejemplo, un estudio realizado en Kenia entre 1995 y 2002, demostró que las cebras compiten con el ganado bovino por las hierbas (Young *et al.*, 2005). En la región Trans-Himalaya de India la cabra azul del Himalaya (*Pseudois nayaur*) también compite por recursos con distintas especies de ganado doméstico, entre ellas vacas y ovejas, lo que resulta en una considerable disminución de la población de cabras en áreas pastoreadas por éstas especies (Mishra *et al.*, 2004).

Por otra parte, el ganado podría afectar la ecología trófica de mamíferos carnívoros al reducir las densidades de sus presas potenciales. Esta reducción se asocia a una disminución de la estructura horizontal y vertical de la vegetación que incrementa la vulnerabilidad de roedores. Un ejemplo de ello lo evidencia un estudio sobre la ecología espacial y trófica del gato montés (*Leopardus geoffroyi*) en establecimientos con ganado bovino y en un área protegida adyacente sin ganado, el Parque Nacional Lihué Calel, en la provincia de La Pampa, Argentina. Se observó que la abundancia de las presas del felino fue mayor en el área protegida y los desplazamientos diarios de hembras y machos fueron ampliamente más largos en los establecimientos ganaderos. Esto último puede explicarse como un mayor esfuerzo de búsqueda de presas en los campos con bovinos (Pereira *et al.*, 2012). Efectos similares se encontraron para el zorro culpeo (*Pseudalopex culpaeus smithersi*) en la Pampa de Achala, Córdoba, Argentina. Se comparó la disponibilidad de presas y la dieta del zorro en dos zonas, una estancia de ganadería extensiva de ovinos y bovinos y un área con baja carga ganadera en el Parque Nacional Quebrada del Condorito. Los resultados indicaron que las densidades de roedores cricétidos y tucu tucus fueron significativamente mayores en el Parque Nacional. A su vez, los zorros consumieron más carroña de ganado y aves en el establecimiento y solo predaron tucu tucus en el Parque Nacional (Pía *et al.*, 2003).

En cuanto a la influencia de los diferentes sistemas de ganadería en la comunidad de mamíferos nativos, Fonseca (2015) propone que en la comunidad de Solís de Allende, Veracruz, México, los sistemas de pastoreo bovino silvopastoriles, donde se desarrollan árboles y pastos manejados de forma conjunta, proveen recursos a mamíferos medianos y grandes. En contraste, los sistemas tradicionales en los que se sustituye la vegetación nativa por pastizales para el ganado, promueven la pérdida de la diversidad de estos mamíferos (Fonseca, 2015). Asimismo, el pastoreo rotativo, en el que los lotes tienen un período de uso aproximadamente de 4 meses y luego 12 meses de descanso, se presenta como una alternativa sustentable al pastoreo continuo, que disminuye los efectos negativos sobre la biodiversidad (Chillo, 2013). En esta dirección, el manejo holístico del ganado, un método que consiste en orientar la actividad ganadera hacia una producción que sea sustentable social, ambiental y económicamente, y que considera que el descanso del pastizal es un aspecto clave para ello (Savory y Butterfield, 1999), es una herramienta que también puede reducir el impacto del pastoreo sobre la biodiversidad.

1.2 Mamíferos nativos en Uruguay. Generalidades, estudios y amenazas

En Uruguay se han registrado 119 especies de mamíferos silvestres, cifra alcanzada tras el primer registro de yaguarandí (*Puma yagouaroundi*) en 2015 (Grattarola *et al.*, 2016a) y la confirmación de la presencia del mono aullador negro, *Alouatta caraya*, en 2018 (Prigioni *et al.*, 2018). Esta riqueza presenta una notoria variabilidad geográfica: es mayor en los bordes fronterizos y menor en el centro del país, que es a su vez el sector con menor esfuerzo de muestreo. El Norte, Noreste y Este nuclean la máxima diversidad de mamíferos (González *et al.*, 2013). Un mapeo de la biodiversidad de Uruguay describe tres zonas de alta riqueza potencial: el extremo Norte de la Cuchilla Grande (Treinta y Tres, Cerro Largo y Tacuarembó), la Cuchilla de Santa Ana y de Haedo (Tacuarembó y Rivera) y el extremo Norte del Litoral Oeste (Artigas) (Brazeiro *et al.*, 2015).

Aproximadamente el 30% de las especies han sido descubiertas en los últimos 45 años y se esperan nuevos registros teniendo en cuenta la presencia de micro y macromamíferos aún no registrados en el país que ha sido documentada en zonas fronterizas de Brasil y Argentina (González *et al.*, 2013). En relación a su superficie continental, Uruguay presenta una diversidad de mamíferos elevada; corresponde al 30% de la riqueza registrada en Argentina y al 17% de la documentada en Brasil (González *et al.*, 2013).

Con respecto a la distribución de los mamíferos, el territorio uruguayo se encuentra ubicado dentro de la Región Neotropical que se extiende desde México hasta el Sur de Sudamérica (Morrone, 2004). Algunos estudios sostienen que se enmarca en la Subregión Chaqueña, que comprende también el Norte y Centro de Argentina, Sur de Bolivia, el Centro y Noreste de Brasil (Morrone, 2004). Otros análisis sugieren que el territorio podría clasificarse dentro de una zona de transición entre las Subregiones Brasileña y Andino-Patagónica (González, 2000). Debido a que las zonas de transición entre regiones biogeográficas son áreas de interacción biótica intensa (Ruggiero y Ezcurra, 2003), fundamentales en el estudio de la contracción/expansión de los rangos geográficos de la biota promovidos por el cambio climático, se considera de gran importancia la investigación y conservación de la diversidad de Uruguay a nivel regional (Brazeiro *et al.*, 2008).

El porcentaje de mamíferos en Uruguay que se encuentran amenazados a nivel mundial es 9,2%, (11 especies), mientras que en Argentina un 9,6% (38 de 396 spp.) se haya amenazado globalmente y en Brasil el 11,9% (85 de 712 spp.) (IUCN, 2018). A pesar de estas cifras, González y colaboradores (2013) afirman que el estado de conservación de los mamíferos en Uruguay es preocupante. Los autores señalan que el 51% del total de las especies registradas se encuentran amenazadas a nivel nacional. De las 80 especies de mamíferos continentales en Uruguay, tres se encuentran extintas: el oso hormiguero (*Myrmecophaga tridactyla*), el jaguar (*Panthera onca*) y el moloso de cola larga (*Nyctinomops laticaudatus*) y dos especies probablemente extintas: el lobo grande de río (*Pteronura brasiliensis*) y el ciervo de los pantanos (*Blastocerus dichotomus*). Estas dos, junto a otras 29 especies continentales amenazadas a nivel nacional, son consideradas prioritarias para la conservación en el Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SNAP) (González *et al.*, 2013). El pecarí de collar (*Pecari tajacu*), que se hallaba extinto, ha sido recientemente reintroducido (Presidencia, 2017).

Las causas principales de la extinción y reducción de poblaciones de mamíferos nativos en Uruguay son la pérdida y sustitución de hábitats, la caza y la introducción de especies exóticas (González y Martínez-Lanfranco, 2010). Entre las actividades que suponen una alteración sustancial de los ecosistemas originales, se destaca la agricultura que incorpora la rotación entre cultivos de invierno y cultivos de verano (en particular trigo y soja), la forestación, la minería (Soutullo *et al.*, 2013) y la construcción de inmuebles sin una adecuada planificación en el sector turístico-inmobiliario, que afecta principalmente la costa de los departamentos de Rocha, Maldonado y Canelones (Uhlig *et al.*, 2008). Asimismo, la ganadería podría generar un impacto relevante a nivel de ecosistemas a través del sobrepastoreo, implantación de praderas artificiales y producción en feedlots (engorde a corral) (Achkar *et al.*, 2015a).

1.3 El uso de cámaras trampa para el estudio de la biodiversidad

Las cámaras trampa son la principal herramienta en ecología para el estudio de mamíferos. Se utilizan en métodos de muestreo de fauna con diferentes objetivos; por ejemplo con el propósito de detectar nuevas especies o especies raras, realizar monitoreos de especies e inventarios (Maffei *et al.*, 2002; Vila *et al.*, 2016; Sollmann, 2018). Se aplican en investigaciones sobre la evaluación de la biodiversidad, para las que se colocan cámaras en lugares potenciales para el registro de especies de interés, como sendas donde se han detectado previamente huellas o cuevas, o en las proximidades de una fuente de agua (Maffei *et al.*, 2002).

Asimismo, el fototrampeo se emplea en investigaciones sobre el uso de hábitat de los animales, su dieta y evaluación de presiones antrópicas como la caza (Vila *et al.*, 2016). Se aplica en estudios de patrones de actividad de las especies, ya que brinda información sobre la fecha y hora de los registros. En este sentido, ofrece una ventaja frente a las observaciones directas y censos que no proveen datos completos sobre la actividad de los animales durante el día y la noche (Maffei *et al.*, 2002).

Por último, constituye una técnica sumamente efectiva para evaluar la abundancia relativa de mamíferos y estimar la densidad poblacional de especies que presentan patrones de marcas individuales, como manchas y rayas. Representa una alternativa a la radio-telemetría, una técnica invasiva de riesgo para los animales y el personal a cargo del estudio, que requiere de radios y receptores, materiales costosos. A pesar de esto, es importante destacar que el fototrampeo también implica un costo económico elevado en el mantenimiento de los equipos y el suministro de baterías (Maffei *et al.*, 2002).

A nivel internacional, en los últimos 20 años, la aplicación de cámaras trampa en estudios de ecología y conservación ha cobrado gran relevancia. Esto se evidencia en un marcado crecimiento de las publicaciones que involucran su uso (Vila *et al.*, 2016). En Uruguay, datos obtenidos mediante cámaras trampa demostraron la presencia de una mayor riqueza de especies de mamíferos nativos en montes ribereños que en praderas y en plantaciones de *Eucalyptus spp.* en el departamento de Rivera (Andrade-Núñez y Aide, 2010). Asimismo, estudios sobre la distribución de felinos silvestres (Bou, 2013) y el análisis de patrones de

invasión de especies exóticas en paisajes forestales (Ruiz, 2017) también han aplicado esta técnica de muestreo.

1.4 Monitoreo participativo como herramienta para el estudio de la biodiversidad

Como se mencionó anteriormente una de las aplicaciones de las cámaras trampa es el monitoreo de la biodiversidad. Un monitoreo puede definirse, según Spellerberg (2005), como “la medición sistemática de variables y procesos a través del tiempo”. En particular, un monitoreo de la biodiversidad tiene como objetivo generar conocimiento que pueda ser utilizado al momento de tomar decisiones sobre la gestión de la diversidad biológica en un ambiente o región. Permite estudiar patrones de cambio en el estado de poblaciones y de hábitats e identificar amenazas a las que se enfrentan (Danielsen *et al.*, 2005).

Un monitoreo participativo incluye a los pobladores locales y sus visiones en la investigación a diferencia de un monitoreo profesional o académico, que es realizado exclusivamente por científicos que trabajan principalmente en agencias gubernamentales u organizaciones no gubernamentales (ONGs) (Danielsen *et al.*, 2005). Los monitoreos participativos se pueden clasificar según sus objetivos y el grado de participación de los actores implicados. De esta manera se pueden distinguir proyectos dirigidos por científicos en los que los actores locales solo participan en la recolección de datos y proyectos donde los actores locales están involucrados en la colecta de datos y en la toma de decisiones a partir de los resultados del monitoreo. Otros tipos de monitoreos cuentan con la participación de los pobladores locales en la recolección y análisis de datos y en la toma de decisiones, con la asesoría de científicos en algunas etapas del proceso. Por último, se puede hacer referencia a los monitoreos que son diseñados y llevados a cabo con total autonomía local (Danielsen *et al.*, 2009). La tabla 1 describe las diferentes categorías de monitoreo identificadas por estos autores.

La articulación de actores locales y científicos en un monitoreo participativo favorece la apropiación de conocimientos académicos y populares de los participantes (Fernández-Giménez *et al.*, 2008). Es también una herramienta educativa que permite el aprendizaje colaborativo desde lo práctico y la permanencia de saberes locales que están desapareciendo (Camino *et al.*, 2017). Algunos proyectos disponen de talleres de capacitación para el uso de tecnologías como el Sistema de Posicionamiento Global (GPS), cámaras de fotos, computadoras e imágenes satelitales (Camino *et al.*, 2017). Sin embargo, los monitoreos que cuentan con la participación de actores locales presentan algunas debilidades. En muchos casos estos trabajos conducen a la toma de decisiones a nivel local pero no llegan a influir en políticas nacionales e internacionales. Otra particularidad de los monitoreos participativos es que generalmente la varianza de los resultados es muy alta en comparación con los monitoreos académicos, lo que genera desconfianza en los datos obtenidos. Esto suele estar relacionado con la aplicación inconsistente del método a través del tiempo o entre los participantes (Danielsen *et al.*, 2005).

Tabla 1. Rol de la población local e investigadores profesionales en las distintas categorías de monitoreo de recursos naturales. Adaptado de Danielsen *et al.*, 2009.

Categoría de monitoreo	¿Quién colecta los datos?	¿Quién usa los datos?	Ejemplos de estudios basados en monitoreo
1. Dirigido de forma externa y ejecutado por investigadores profesionales	Investigadores profesionales	Investigadores profesionales	Censo de vegetación de bosque tropical (Condit, 1998), evaluación del flujo de agua (Morishita <i>et al.</i> , 2004).
2. Dirigido de forma externa con pobladores locales como colectores de datos	Investigadores profesionales y pobladores locales	Investigadores profesionales	Monitoreo voluntario de calidad de agua y aire (Savan <i>et al.</i> , 2003), monitoreo voluntario de mamíferos (Toms y Newson, 2006).
3. Monitoreo colaborativo con interpretación externa de los datos	Pobladores locales con apoyo de investigadores profesionales	Pobladores locales e investigadores profesionales	Conteo en bicicleta de grandes mamíferos en Zimbabwe (Gaidet <i>et al.</i> , 2003), auto-monitoreo de caza en el Chaco Boliviano (Noss <i>et al.</i> , 2005).
4. Monitoreo colaborativo con interpretación local de datos	Pobladores locales con apoyo de investigadores profesionales	Pobladores locales	Monitoreo comunitario, junto a guardaparques, de uso de recursos y vida silvestre en China (Rijsoort and Jinfeng, 2005), monitoreo de nidos de aves por naturalistas aficionados en reservas naturales (Evans <i>et al.</i> , 2005).
5. Monitoreo con autonomía local	Pobladores locales	Pobladores locales	Regímenes tradicionales de conservación en el Ártico Canadiense (Ferguson <i>et al.</i> , 1998; Moller <i>et al.</i> , 2004).

En Sudamérica los macuxi y los wapixana, pueblos indígenas de la frontera entre Guyana y Brasil, han participado de monitoreos de fauna. Estas comunidades practican la caza, la pesca y la captura de aves, así como la agricultura y extracción de productos forestales (Luzar *et al.*, 2011). Los cazadores de los pueblos indígenas, sostienen Luzar y colaboradores (2011), desarrollan habilidades para el hallazgo e identificación de animales que no son manejadas por biólogos profesionales. En otro monitoreo de fauna, campesinos criollos y pobladores originarios wichís del Chaco Seco, en Argentina, determinaron las especies presentes de mamíferos medianos y grandes y describieron los ambientes naturales donde fueron detectadas (Camino *et al.*, 2017).

En Uruguay también hay ejemplos de proyectos de monitoreo de la diversidad biológica que incluyen la participación de actores locales. La Asociación Civil ECOBIO (Ecología y Conservación de la Biodiversidad) impulsa un estudio del impacto de las rutas sobre las

poblaciones de vertebrados con la colaboración de la ciudadanía mediante reportes y registros fotográficos de animales atropellados en la red vial (Coitiño *et al.*, 2017). La Asociación Civil JULANA realiza un monitoreo participativo de fauna en la localidad de Paso Centurión, que incentiva el aprendizaje colaborativo entre pobladores y actores académicos (Bergós *et al.*, 2018). Este último caso se describe a continuación.

1.5 JULANA y el monitoreo participativo en Paso Centurión

JULANA es una Asociación Civil sin fines de lucro que desde 2010 desarrolla actividades de educación ambiental y desde 2013 integra la Red Nacional de Educación Ambiental (RENEA). Desde el año 2012, JULANA trabaja con pobladores de Paso Centurión. Mediante “Fogones de Fauna”, encuentros con los vecinos, la asociación promueve espacios en los que se aplican técnicas lúdico-recreativas: teatralizaciones, el uso de mapas y dibujos, y relatos de historias cotidianas de los pobladores y de la fauna nativa para compartir conocimientos sobre la biodiversidad local (Quáizel, 2016, Bergós *et al.*, 2018). Estas instancias fomentan la valoración de los saberes populares, fortalecen los vínculos de la comunidad y estimulan a los vecinos a participar activamente en la toma de decisiones relacionadas a la gestión del área (Rojas, 2016).

Los Fogones de Fauna se articulan a un monitoreo participativo de fauna por medio de cámaras trampa que la asociación realiza junto a los pobladores locales, docentes y egresados de la Universidad de la República. Los vecinos participan en la elección de los lugares en los que se colocan las cámaras, en el mantenimiento de las mismas y en la identificación de especies registradas (Grattarola *et al.*, 2016a).

2. JUSTIFICACIÓN

Este estudio se desarrolló en Paso Centurión, localidad que se destaca por una gran diversidad de mamíferos nativos. La principal actividad productiva de su población es la ganadería. A continuación se describe brevemente la diversidad de mamíferos en esta zona, sus amenazas, los planes a nivel local y departamental de conservación de la biodiversidad, y la importancia de investigar los efectos del ganado en la comunidad de mamíferos de esta localidad.

2.1 Diversidad de mamíferos en Paso Centurión.

Paso Centurión está ubicado a 60 kilómetros de Melo, capital de Cerro Largo, en el Noreste de Uruguay. Cuenta con la presencia de 53 especies de mamíferos autóctonos (SNAP, 2013).

Cerro Largo es uno de los departamentos con mayor diversidad de mamíferos junto con Artigas, Rivera, Tacuarembó y Treinta y Tres. A su vez, en estos departamentos se registra el mayor número de especies amenazadas (González *et al.*, 2013) –figura 1-.

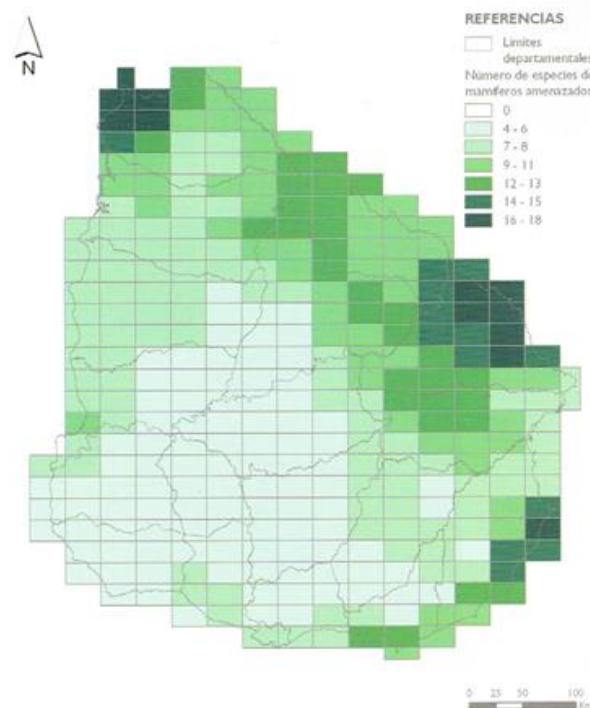


Figura 1. Distribución de la riqueza de especies de mamíferos amenazados en Uruguay. Figura tomada de González *et al.*, 2013.

Entre las especies amenazadas y/o consideradas prioritarias para la conservación para el SNAP se destacan en esta localidad el oso hormiguero chico (*Tamandua tetradactyla*) (Fallabrino & Castiñeira, 2006), paca (*Cuniculus paca*) (Achaval et al. 1993), tatú de rabo molle (*Cabassous tatouay*) (Ximénez & Achaval, 1966), coendú (*Coendou prehensilis*) (González & Martínez-Lanfranco, 2010), gato de pajonal (*Leopardus braccatus*), margay (*Leopardus wiedii*), coatí (*Nasua nasua*) (González, 2001) y yapoc (*Chironectes minimus*) (González & Fregueiro, 1998). De éste último fue capturado un único ejemplar para Uruguay, dos kilómetros al Norte de Paso Centurión, en la Cañada Vichadero (Brazeiro & Achkar, 2012). En esta localidad se registraron los últimos ejemplares de aguará guazú (*Chrysocyon brachyurus*) (Queirolo et al., 2011; Grattarola et al., 2016b), especie considerada por Cunha & DeMatteo (2015) como posiblemente extinta para Uruguay.

El registro de mayor importancia en los últimos años, no solo en la localidad sino para el país ya que significó el primero en la historia, ha sido el del yaguarundí (*Puma yagouaroundi*), en el marco del monitoreo participativo que realiza JULANA junto a los vecinos (Grattarola et al., 2016a). La especie había sido registrada previamente en zonas fronterizas: en el Parque Nacional El Palmar en Entre Ríos, Argentina y en las localidades brasileñas de Bagé, Quaraí y Dom Pedrito en Río Grande do Sul, por lo que su aparición al menos ocasional en Uruguay es esperable. Sin embargo, no se puede rechazar la posibilidad de que esté expandiendo su rango de distribución en respuesta a actividades antrópicas (Grattarola et al., 2016a).

2.2 Paso Centurión como área de conservación

La biodiversidad de la zona no está exenta de amenazas. Actividades como la forestación y la agricultura fuerzan la vulnerabilidad del paisaje de praderas y la modificación de hábitats. Otras presiones a la diversidad biológica son el sobrepastoreo por ganado doméstico y la expansión de especies introducidas (El País, 2010).

Actualmente el área se encuentra en proceso de ingreso al SNAP bajo el nombre de “Paso Centurión y Sierra de Ríos” en la categoría de Paisaje Protegido (MVOTMA, 2018). Ésta tiene por objetivo establecer medidas de conservación de la biodiversidad de manera sustentable con el desarrollo económico de la zona. No obstante, el interés del Estado por promover su conservación surge hace más de una década. En el año 2007 la Junta Departamental de Cerro Largo declaró al Área Paso Centurión-Sierra de Ríos como “Reserva Natural Departamental” (Decreto N° 24/07). En 2008 se propuso como área de ingreso al SNAP (Exp. 2010/14000/07708), y en 2016 fue definida como superficie “Rural Natural Protegido” en las Directrices Departamentales de Ordenamiento Territorial y Desarrollo Sostenible de Cerro Largo, para proteger y mantener su diversidad biológica y los recursos naturales y culturales (Decreto N° 61/16).

Al igual que muchas localidades del interior del país, Paso Centurión ha experimentado un pronunciado despoblamiento rural, relacionado a grandes transformaciones en la producción agrícola en los últimos años (Santos, 2011). A pesar de esto, sus pobladores han tenido un rol fundamental en la toma de decisiones del territorio, que se imponen al avance de las industrias forestales en el área, llevando a la Junta Departamental de Cerro

Largo a prohibir la forestación en la Reserva Departamental (Decreto N° 58/11). En la comunidad existe un profundo sentido de pertenencia del territorio que se manifiesta en su interés por la conservación de su patrimonio ambiental vinculado al desarrollo de actividades productivas (Achkar *et al.*, 2010).

2.3 Relevancia del estudio del efecto de la ganadería en la riqueza de mamíferos en Paso Centurión

La ganadería es una de las principales prácticas económicas del país y la que ocupa una mayor extensión del territorio. Para el año 2030 se plantea una intensificación de esta actividad, con aproximadamente un 50% más de cabezas de ganado y una reducción del 12% de la superficie ocupada (Achkar *et al.*, 2015b). Se prevé un cambio significativo en las condiciones de la biodiversidad de las praderas naturales, sustitución por especies forrajeras exóticas y fuentes puntuales de contaminación (Achkar *et al.*, 2015b). Sin embargo, en Uruguay los efectos de los principales factores que causan las reducciones de poblaciones de mamíferos nativos han sido pobremente evaluados (González y Martínez Lanfranco, 2010).

En este contexto, considerando el estado de amenaza de muchos mamíferos silvestres y la carencia de trabajos acerca de la biodiversidad en Uruguay (Coitiño *et al.*, 2013), se torna fundamental realizar estudios que tengan por objetivo analizar los efectos de la producción ganadera sobre los mamíferos.

Asimismo, es preciso resaltar la importancia de que este trabajo tenga lugar en Paso Centurión, localidad que ha tenido a la ganadería de pequeña y mediana escala como la práctica histórica productiva predominante (Achkar *et al.*, 2010), y que presenta uno de los niveles más altos de riqueza de especies de mamíferos y de especies amenazadas del país.

Teniendo en cuenta la organización de los pobladores locales para tomar medidas de preservación de la zona, que se encuentra en proceso de ingreso al SNAP como área protegida, a través de este estudio se pretende generar conocimiento que contribuya a una gestión de la actividad ganadera que promueva la protección de los mamíferos nativos.

3. PREGUNTAS Y OBJETIVOS

3.1 Preguntas

- ¿Existe relación entre el sistema de producción ganadera y la riqueza y diversidad de mamíferos nativos medianos y grandes de Paso Centurión?
- Si existe ¿cómo varían esta riqueza y diversidad en función del sistema de producción ganadera?

3.2 Objetivos

El objetivo general es evaluar en cuatro predios con diferente carga ganadera el efecto de la ganadería en la composición de la comunidad de mamíferos medianos y grandes de Paso Centurión, departamento de Cerro Largo.

Los objetivos específicos son:

- Describir la riqueza estimada, abundancia relativa, riqueza relativa y diversidad de especies de mamíferos nativos medianos y grandes de cada predio mediante el muestreo con cámaras trampa.
- Describir la carga de campo, frecuencia de registros de los distintos tipos de ganado y sistema de pastoreo de cada predio.
- Evaluar el efecto de los distintos tipos de ganado (bovino, ovino y equino) y las características de su cría sobre la riqueza de especies y diversidad de mamíferos nativos en cada predio.
- Evaluar el efecto de la ganadería sobre los distintos gremios tróficos de mamíferos.
- Aportar al proceso de aprendizaje colaborativo entre los pobladores de Paso Centurión, integrantes de JULANA y estudiantes, docentes e investigadores de la Universidad de la República.

4. MATERIALES Y MÉTODOS

Este estudio se enmarca en el monitoreo participativo de fauna que realiza JULANA junto a los vecinos de la localidad de Paso Centurión. Los registros fotográficos y videos utilizados fueron obtenidos durante el período comprendido entre agosto de 2014 y noviembre de 2016.

4.1 Área de estudio

Este trabajo se realizó en cuatro predios rurales de la localidad de Paso Centurión ($32^{\circ} 6' 30.52''$ S; $53^{\circ} 44' 44.39''$ W), ubicada en el departamento de Cerro Largo, que limita con Brasil por medio del Río Yaguarón (figura 2). La zona se caracteriza por una orografía ondulada y presenta distintas formaciones vegetales: bosque ribereño, bosque de quebrada, matorral de chircas, pradera, pradera con palmas, zonas de cultivos y zonas de montes artificiales de eucaliptus (*Eucalyptus grandis*) (Achkar *et al.*, 2010).



Figura 2. Ubicación de Paso Centurión, departamento de Cerro Largo (en gris), Uruguay. Imagen: Guillermo D'Angelo.

Con respecto a la riqueza de especies animales y vegetales, deben considerarse en especial las zonas de bosque ribereño del río y de sus afluentes, y un bosque poco denso (tipo "parque") adyacente al bosque ribereño (PROBIDES, 2001). Su vegetación incluye una gran diversidad de especies; entre ellas hay árboles y arbustos que conforman la Mata Atlántica, uno de los biomas más amenazados y con un alto número de endemismos a nivel continental (Brussa y Grela, 2007). Además de su elevada riqueza de especies de mamíferos, detallada anteriormente, se destacan registros continuos de nuevas especies de aves para el departamento y para el país.

Los predios están ubicados en **1:** $32^{\circ} 6' 42.96''$ S; $53^{\circ} 46' 17.50''$ W, **2:** $32^{\circ} 7' 31.98''$ S; $53^{\circ} 47' 2.17''$ W, **3:** $32^{\circ} 8' 5.51''$ S; $53^{\circ} 45' 7.40''$ W, **4:** $32^{\circ} 11' 32.10''$ S; $53^{\circ} 45' 9.79''$ W (figura

3). La distancia mínima entre dos predios es de 1,9 km y la máxima es de 9,1 km. Estos establecimientos presentan diferentes cargas de ganado bovino, ovino y equino.



Figura 3. Ubicación de los cuatro predios donde se realizó el monitoreo. Datos de mapas: Google, DigitalGlobe. Imagen tomada de Google Earth Pro versión 7.3.2.5491.

4.2 Muestreo

Los registros utilizados en este trabajo forman parte del acervo de registros colectados a través del proceso de monitoreo participativo que desarrollan el colectivo JULANA y los vecinos de Paso Centurión en la zona. Debido a que dicho monitoreo tiene como objetivo la generación de conocimiento conjunto sobre la biodiversidad el diseño y esfuerzo de muestreo están adaptados al registro de múltiples especies de fauna y no particularmente para detectar mamíferos medianos y grandes, ni estimar su riqueza y diversidad, objetivos propuestos en el presente estudio.

Para registrar la presencia de fauna se colocó en cada predio una cámara trampa con sensor automático infrarrojo, modelo Bushnell NatureView Cam HD, que se activa al sensar movimientos y variaciones de temperatura. Las mismas fueron ubicadas en zonas de monte ribereño, próximas a cursos fluviales, a una altura que osciló entre uno y dos metros del suelo. La cámara en el sitio 2 fue reubicada en otro potrero durante el mes de febrero de 2016. Las otras 3 se mantuvieron en el mismo potrero enfocando el mismo sector.

Las cámaras fueron colocadas de manera permanente de uno a cuatro meses antes de ser retiradas para descargar las fotos y videos e instalarlas nuevamente. En algunos casos se las programó para obtener tres fotos en tres segundos, seguidas de 14 segundos de inactivación. En otras ocasiones, los registros fueron videos de 10 segundos, con 30

segundos de inactivación. En otros casos, se obtuvieron 3 fotos, una por segundo, y cinco segundos después un video de 10 segundos de duración, seguido de 10 segundos de inactivación.

4.3 Entrevistas

Para conocer la cantidad total de ganado por predio (carga ganadera real), el tamaño de los padrones, tipo de ganado que se maneja, sistema de pastoreo que se practica y tipo de pastura de los establecimientos se realizaron entrevistas a los propietarios y empleados en tres salidas de campo a Paso Centurión (ver anexo 1), que permitieron además hacer un breve reconocimiento de las zonas en que fueron instaladas las cámaras. Los entrevistados contaban con un amplio conocimiento de la práctica ganadera en los distintos establecimientos, y en algunos casos han participado de forma activa en el monitoreo de fauna. Las entrevistas fueron semiestructuradas, constituidas por una serie de preguntas preformuladas y se habilitó en ellas la elaboración de nuevas preguntas y comentarios por parte de los entrevistados. Los datos aportados fueron documentados en notas de campo. Se recogió información adicional que finalmente no fue utilizada como insumo para este trabajo, como el número de padrón de los predios y la cantidad de ríos, arroyos y aguadas en cada uno de ellos.

4.4 Procesamiento de datos

Del conjunto de registros de cámaras trampa se seleccionaron aquellos que correspondían a mamíferos silvestres y ganado doméstico. Para identificar las especies de mamíferos medianos y grandes (> 0,5 kg) monitoreados se consultó literatura especializada (González y Martínez-Lanfranco, 2010) y archivos de especies identificadas previamente durante el monitoreo (Grattarola *et al.*, 2016b). Se elaboró una base de datos en una planilla a partir de los registros fotográficos y videos que almacena la siguiente información: identificación del archivo, identificación de la cámara, posición geográfica determinada mediante GPS, especie registrada, cantidad de individuos observados en el archivo, fecha y hora del registro y observaciones.

La presencia de cada especie se determinó en función del número de registros de la especie. Cuando los archivos correspondieron a 3 fotos consecutivas (una por segundo) de la misma especie se consideró un solo registro. De la misma manera, tres fotos por segundo continuadas por un video se contaron como un solo registro. Cuando el animal fue registrado en 3 fotos se tuvo en cuenta el registro en el que la especie logró identificarse con mayor precisión y se agregó en observaciones cuántas fotos fueron tomadas. Las fotos que no tienen presencia de animales no fueron sistematizadas en la tabla.

Con el fin de minimizar la pseudoreplicación de individuos, para todos los mamíferos, domésticos y silvestres, se consideraron registros independientes fotografías y videos no consecutivos de la misma especie, es decir, separados por la presencia de otra especie. En ciertos casos se observó que los registros consecutivos se trataban de detecciones del

mismo individuo, por lo que se establecieron lapsos mínimos de tiempo para determinar los registros independientes. Para las distintas especies de mamíferos domésticos registradas (*Bos taurus*, *Equus caballus*, *Ovis aries* y *Sus scrofa domestica*) se consideraron dos registros de la misma especie independientes aquellos separados por un lapso mínimo de 60 minutos. Se estableció este límite de tiempo al observar que el ganado podía reposar y/o pastar frente a las cámaras durante ese período. Asimismo, en los casos en que se logró distinguir individuos (por ejemplo, por el número de caravana) se consideraron registros independientes las fotografías consecutivas de individuos distintos. Para *Cerdocyon thous* y *Lycalopex gimnocercus* se fijó un lapso mínimo de 30 minutos entre registros independientes, tiempo en el que se observó que estas especies podían ser registradas desplazándose en un sentido y luego en el sentido opuesto, por lo que podría tratarse del mismo individuo. Con respecto a las especies restantes, en los registros consecutivos se observó que los individuos se dirigían en el mismo sentido en un intervalo menor a 15 minutos que fue utilizado como tiempo mínimo para distinguir dos registros independientes. Para todas las especies, cuando se registró más de un individuo por fotografía (o video) el número de registros independientes considerado fue igual a la cantidad de individuos observados en la misma. Al aplicar los intervalos de tiempo, se asignó máxima importancia a los registros con mayor cantidad de individuos procurando que no sean descartados.

4.4.1 Estimación de la riqueza de especies de mamíferos en Paso Centurión

En general, el número de especies en una zona aumenta a medida que crece el esfuerzo de muestreo hasta alcanzar un máximo donde la riqueza se estabiliza. Por lo tanto, un mayor número de especies en un sitio puede ser simplemente producto de un esfuerzo de muestreo diferencial. Esto debe ser tenido en cuenta a la hora de comparar sitios con distinta intensidad de muestreo. Con el fin de estimar la riqueza total de especies de mamíferos (riqueza estimada o RE) en cada sitio, se calcularon estimadores no paramétricos, es decir, modelos que no asumen una distribución determinada de los datos (Palmer, 1990), y se escogió el modelo que presentó el menor desvío estándar. Del mismo modo, considerando los cuatro sitios monitoreados en su conjunto, se estimó la riqueza de especies de Paso Centurión. Los estimadores no paramétricos calculados fueron Chao 2, Jacknife de primer orden y Bootstrap. El primero se obtuvo como:

$$Chao\ 2 = S + \frac{L^2}{2M}$$

donde S es la riqueza de especies observada, L es el número de especies únicas, que solo aparecen en una muestra y M es el número de especies que aparecen solamente en dos muestras (Moreno, 2001). Jacknife de primer orden se calculó de la siguiente manera:

$$Jack\ 1 = S + L \frac{(m - 1)}{m}$$

donde m corresponde al número de muestras. Este método se basa en la cantidad de especies que aparecen en una muestra (Magurran, 2004). El estimador Bootstrap se calculó mediante la ecuación:

$$Bootstrap = S + \sum (1 - p_j)^m$$

donde \sum es la sumatoria de los cálculos y p_j es la frecuencia de especies j en el total de muestras, es decir que se basa en la proporción de unidades de muestreo que contienen a cada especie (Palmer, 1990).

Se creó una curva de rarefacción basada en muestras, es decir, usando la incidencia (presencia-ausencia) de especies en cada sitio de muestreo. Para ello se empleó el paquete *spaa* (Zhang, 2013) del software estadístico RStudio. El método de rarefacción permite estimar la cantidad de especies que se observaría con cualquier número menor de muestras del que se dispone. Para crear la curva se aleatorizan las muestras 100 veces y se vuelven a extraer al azar sin reemplazo. Su construcción puede ser vista como una interpolación a partir de la riqueza de especies del conjunto completo de muestras a la riqueza esperada en un subconjunto de ellas (Gotelli and Colwell, 2001). La rarefacción se recomienda cuando se cuenta con tamaños de muestras desiguales, como en este caso. Permite predecir si con un mayor esfuerzo de muestreo se encontrarán más especies y estimar el tiempo en que se registrarán esas nuevas especies (Soberón y Llorente, 1993).

4.4.2 Medición del esfuerzo de muestro

Dado que el tiempo de muestreo varió entre los sitios y que el registro de las especies puede verse influenciado por la estacionalidad temporal, se definieron dos períodos en que la mayoría de los sitios compartieron una cantidad similar de días de actividad de cámara, período A (comprendido entre 12/04/2015 y 5/11/2015) y período B (comprendido entre 20/03/2016 y 16/07/2016). Finalmente se calculó el esfuerzo de muestreo para cada sitio en ambos períodos en función del número de días de cámara activa (tabla 2).

Tabla 2. Esfuerzo de muestreo por sitio de estudio, expresado como días de cámara para los períodos A y B.

Período	Sitio 1	Sitio 2	Sitio 3	Sitio 4
A	207	133	205	206
B	115	118	125	79

4.4.3 Descripción de la abundancia relativa, riqueza relativa y diversidad de especies de mamíferos silvestres por sitio

La abundancia relativa de cada especie se expresó como el número de registros independientes en 50 días de muestreo y la riqueza relativa (RR) como la cantidad promedio de especies registradas en 50 días. Se consideró esta cantidad de días para tener períodos de tiempo regulares entre sitios, ya que tanto la abundancia como la riqueza pueden estar condicionadas por un esfuerzo de muestreo diferencial entre sitios. La

diversidad de especies se calculó mediante el índice de Shannon (H') (Shannon and Weaver, 1949) como:

$$H' = -\sum (p_i \times \ln p_i)$$

donde \sum es la sumatoria de los cálculos, \ln es el logaritmo natural y p_i es la proporción de individuos de la especie i ésima, estimada como la abundancia relativa de individuos de esa especie sobre la abundancia relativa total de individuos de la comunidad. El índice de Shannon asume que todas las especies están representadas en el muestreo y que estas son muestreadas al azar. Su valor suele variar entre 1,5 y 3,5 y raramente supera 4,5 (Margalef, 1972). En adición, se calculó la diversidad a partir del índice de Simpson (S) como:

$$S = \sum (p_i^2)$$

El índice de Simpson es un índice de dominancia, está fuertemente influido por la importancia de las especies más abundantes o dominantes en la comunidad. Por tanto, unas pocas especies raras con pocos representantes no alterarán significativamente su valor. Mide la probabilidad de encontrar dos individuos de la misma especie en dos 'extracciones' sucesivas al azar sin 'reposición'. A medida que p_i aumenta, crece la diversidad de especies tomando valores entre 0 y 1 (Magurran, 1988).

4.4.4 Descripción de la carga ganadera real, carga ganadera observada, sistema de pastoreo, manejo de pastizal

La carga de ganado fue expresada de dos modos. Por un lado, se obtuvo la carga ganadera real (CGR) de cada establecimiento. Por otra parte, se calculó la carga ganadera observada en cada sitio mediante el fototrampeo, que fue denominada frecuencia de registros de ganado (FG).

Por medio de la información surgida en las entrevistas se calculó la CGR, que corresponde al peso total de cada tipo de ganado (bovino, ovino y equino) por hectárea en cada sitio, del siguiente modo:

$$CGR = \frac{\text{Nº de individuos} \times \text{UG}}{\text{Área del establecimiento}}$$

El área del establecimiento se expresó en hectáreas. La unidad ganadera (UG) es una unidad de medida que permite establecer equivalencias de consumo entre las distintas especies de ganado. Para un rodeo de bovinos equivale a 0,75, para ovinos 0,17 y 1,2 para equinos (Carámbula, 1990; Boné y Perugorría, 2011). La carga de campo o carga ganadera total en un sitio corresponde a la sumatoria de los 3 tipos de carga ganadera.

Al igual que la abundancia relativa de las especies silvestres, la frecuencia de registros de los distintos tipos de ganado doméstico, se calculó como el N° de registros independientes en 50 días de muestreo. La suma de cada una de ellas equivale a FG. Por lo tanto, esta es una medida de la presencia detectada de ganado en cada sitio de fototrampeo.

Los datos obtenidos en las entrevistas también permitieron clasificar el modo en que se maneja el pastizal en cada predio en: a) sin desmalezado, b) quema de la maciega, c) aplicación de fertilizante en un potrero y d) quema de la maciega y aplicación de fertilizante en un potrero. Por otra parte, el sistema de pastoreo se clasificó en A) continuo todo el año y B) con rotación en potreros. Se distinguieron dos categorías de pastura, α) natural y β) mayoría natural con algún potrero cultivado con plantas forrajeras.

4.4.5 Clasificación de especies en gremios tróficos

Se clasificaron las especies registradas en ambos períodos en gremios tróficos. Un gremio trófico constituye un grupo de especies que explotan de manera similar un mismo recurso (Root, 1967). Este concepto puede incluirse dentro del de grupo funcional, un conjunto de especies que comparten características morfológicas, fisiológicas, comportamentales o de historia de vida y que desempeñan roles ecológicos similares. No necesariamente se compone exclusivamente de especies cercanamente emparentadas, puede estar constituido por especies de diferentes linajes (Chapin III *et al.*, 2002).

La clasificación en gremios se realizó de acuerdo a los recursos alimenticios principalmente consumidos por cada especie, para lo que se consultó literatura de mamíferos de Uruguay (González y Martínez-Lanfranco, 2010). Se utilizaron como referencia las categorías de gremios propuestas en investigaciones sobre mamíferos de México y de Colombia (Acevedo y Zamora, 2016; Ceballos y Navarro, 1991; Íñiguez y Santana, 2004; Pérez y Santos, 2013). Se cuantificó la frecuencia de registros independientes de los gremios como el N° de registros en 50 días de muestreo y posteriormente se evaluaron los efectos de la ganadería sobre cada uno de ellos, utilizando como variables explicativas aquellas que denoten cierto efecto sobre la riqueza relativa, riqueza estimada o diversidad de especies.

4.5 Análisis estadístico

Debido al tipo de muestreo implementado en el monitoreo participativo, a partir del que se obtuvieron los registros utilizados en este trabajo, no fue posible obtener múltiples réplicas por estación de muestreo ni un gran número de sitios muestreados en una misma ventana temporal. Por lo tanto, dado el bajo número de muestras, se desarrolló un análisis estadístico preliminar a modo de establecer una base metodológica a futuro.

Los análisis fueron realizados en el software estadístico RStudio versión 1.1.419. Se utilizaron las librerías *vegan* (Oksanen *et al.*, 2013), *spaa* (Zhang, 2013), *bestglm* (McLeod y Xu, 2011), *tidyverse* (Wickham, 2017) y *ggplot2* (Wickham, 2018). Para evaluar la significancia de los efectos se realizaron pruebas de hipótesis nula; la misma supone que no

existe relación entre la variable independiente x (o variable explicativa) y la variable dependiente y (variable de respuesta), es decir, que la pendiente de la relación es igual a cero. Se escogió un nivel de significación de 0,05 (α). Esto confiere un 95% de confianza para generalizar que la muestra considerada se acerca al valor de la distribución muestral y un 5% de error. Para aceptar o rechazar la hipótesis nula se analizó el p-valor, que es la probabilidad de obtener un resultado tan extremo como el estadístico de prueba observado bajo la hipótesis nula. Cuando se obtuvo un p-valor $< 0,05$ se rechazó la hipótesis nula (Hernández *et al.*, 2004).

4.5.1 Regresiones lineales simples y regresiones lineales múltiples

Se realizaron regresiones lineales simples y múltiples para las variables estudiadas en mamíferos silvestres y en el ganado. Las regresiones lineales permiten testear y cuantificar la relación entre variables independientes y dependientes. Estos modelos asumen que la relación formal entre dos variables cumple con la ecuación de la recta: $y = a + bx$ (Whitlock and Schluter, 2015). Además, se asume una distribución normal del error de las variables.

Las variables explicativas propuestas en los modelos de regresiones lineales simples fueron la carga ganadera real, carga de cada tipo de ganado y su frecuencia de registros, y como variables dependientes se analizaron la riqueza estimada, riqueza relativa y diversidad de especies (tabla 3).

A modo de analizar el ajuste del modelo de regresión lineal a la variable que se intentó explicar, se evaluaron los coeficientes y signos de cada variable y se obtuvo el coeficiente de determinación (R^2), que es la proporción de la varianza total de la variable dependiente explicada por la regresión. Se considera que el modelo está mejor ajustado cuando este coeficiente se acerca a 1 y es menos fiable cuando tiende a 0 (Martínez, 2005).

La regresión lineal múltiple trata de ajustar el modelo lineal entre una variable dependiente y más de una variable independiente al mismo tiempo. Para identificar los modelos con mejor ajuste a los datos se utilizó la función *bestglm* aceptando hasta dos variables independientes (McLeod y Xu, 2011). Se incluyeron las variables explicativas mencionadas anteriormente, más el sistema de pastoreo, manejo de pastizal y tipo de pastura, y se consideraron las mismas variables dependientes empleadas en las regresiones simples (tabla 3). Se compararon los modelos de acuerdo al Criterio de Información de Akaike (AIC). Según este método, el modelo que presenta al índice AIC más bajo es el que se ajusta con más eficiencia a los datos (Sakamoto *et al.*, 1986).

Tabla 3. Variables explicativas (independientes) y variables de respuesta (dependientes) que fueron analizadas en los modelos de regresiones lineales.

Variables explicativas (abreviación)	Variables de respuesta (abreviación)
Carga ganadera real (CGR)	Riqueza de especies estimada (RE)
Carga de bovinos (CBov)	Riqueza de especies relativa (RR)
Carga de ovinos (COv)	Diversidad de Simpson (S)
Carga de equinos (CEq)	Diversidad de Shannon (H')
Carga de suinos (CSui)	
Tipo de pastoreo (Pastoreo)	
Tipo de manejo de pastizal (Manejo)	
Tipo de pastura (Pastura)	
Frecuencia de registros de ganado total (FG)	
Frecuencia de registros de bovinos (FBov)	
Frecuencia de registros de ovinos (FOv)	
Frecuencia de registros de equinos (FEq)	
Frecuencia de registros de suinos (FSui)	

4.5.2 Patrones de actividad diaria de ganado y mamíferos silvestres

Con el propósito de analizar los efectos del ganado en la ocupación del espacio por determinadas especies de mamíferos silvestres, se realizó una comparación de sus patrones de actividad diaria en dos de los cuatro sitios de estudio. Para ello se determinó la distribución temporal de los registros independientes de ganado y de tres especies de mamíferos silvestres con altos niveles de presencia detectada, utilizando la colección *tidyverse* (Wickham, 2017) y la librería *ggplot2* (Wickham, 2018) del software estadístico RStudio.

5. RESULTADOS

5.1 Especies registradas y riqueza estimada de especies en Paso Centurión

Para el total del período de monitoreo considerado en este estudio (entre el 13/08/2014 y 6/11/2016) se obtuvieron 1309 registros independientes de mamíferos silvestres grandes y medianos y 366 de ganado doméstico incluyendo bovinos, ovinos, equinos y suinos. El conjunto de mamíferos silvestres se conformó por 17 especies nativas y 2 especies exóticas (Tabla 4). Once especies están catalogadas como prioritarias para la conservación en Uruguay, siendo 5 de ellas además prioritarias a proteger en áreas protegidas y seis especies se encuentran en estado de amenazadas a nivel nacional.

Tabla 4. Especies de mamíferos medianos y grandes registradas en Paso Centurión a partir del monitoreo participativo en los cuatro sitios de estudio entre el 13/08/2014 y 6/11/2016. Se presenta la cantidad de registros independientes de cada especie. (*) Especies exóticas.

Nombre común	Nombre científico	Estado de conservación	Nº de registros
Carpincho	<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>	Prioritaria	40
Comadreja mora	<i>Didelphis albiventris</i>	No prioritaria	10
Gato de pajonal	<i>Leopardus braccatus</i>	Prioritaria SNAP, amenazada	2
Gato montés	<i>Leopardus geoffroyi</i>	Prioritaria	3
Guazubirá	<i>Mazama gouazoubira</i>	No prioritaria	165
Hurón	<i>Galictis cuja</i>	No prioritaria	2
Jabalí*	<i>Sus scrofa</i>	No evaluada	3
Liebre*	<i>Lepus europaeus</i>	No evaluada	2
Lobito de río	<i>Lontra longicaudis</i>	Prioritaria	20
Mano pelada	<i>Procyon cancrivorus</i>	No prioritaria	69
Margay	<i>Leopardus wiedii</i>	Prioritaria SNAP, amenazada	54
Paca	<i>Cuniculus paca</i>	Prioritaria SNAP, amenazada	9
Peludo	<i>Euphractus sexcinctus</i>	No prioritaria	14
Tamandú	<i>Tamandua tetradactyla</i>	Prioritaria SNAP, amenazada	50
Tatú	<i>Dasypus novemcinctus</i>	Prioritaria, amenazada	418
Tatú rabo molle	<i>Cabassous tatouay</i>	Prioritaria SNAP, amenazada	9
Zorrillo	<i>Conepatus chinga</i>	No prioritaria	265
Zorro de monte	<i>Cerdocyon thous</i>	Prioritaria	105
Zorro gris	<i>Lycalopex gymnocercus</i>	Prioritaria	69

Al estimar la riqueza de mamíferos por sitio de muestreo observamos que el estimador que presentó el menor desvío estándar fue Bootstrap (tabla 5). El sitio 2 presentó el mayor número de especies esperadas y el sitio 4 contó con la riqueza más baja estimada. La riqueza esperada para cada sitio según este modelo fue utilizada luego como una variable de respuesta de la estructura de la comunidad de mamíferos.

Tabla 5. Estimación de la riqueza de especies con diferentes modelos (y su respectivo desvío estándar -SD-) para los cuatro sitios y Paso Centurión. Se presentan el número de muestras (N) y el número de especies observadas en cada sitio.

Sitio	Nº de especies observadas	Chao 2	SD Chao 2	Jackknife 1	SD Jackknife	Bootstrap	SD Bootstrap	N
1	13	13,998	2,279	14,996	1,411	13,843	0,752	513
2	17	17,998	1,867	18,995	1,411	18,106	0,889	431
3	15	22,973	11,623	18,986	1,993	16,659	1,043	293
4	9	9,493	1,307	9,986	0,986	9,535	0,615	72
Paso Centurión	19	19	0	19	0	19,505	0,667	1309

Los estimadores de riqueza indicaron que en Paso Centurión el número de especies esperado es similar al observado (tabla 5). Esto puede observarse en la curva de rarefacción cuya pendiente se acerca a su fase asintótica (figura 4).

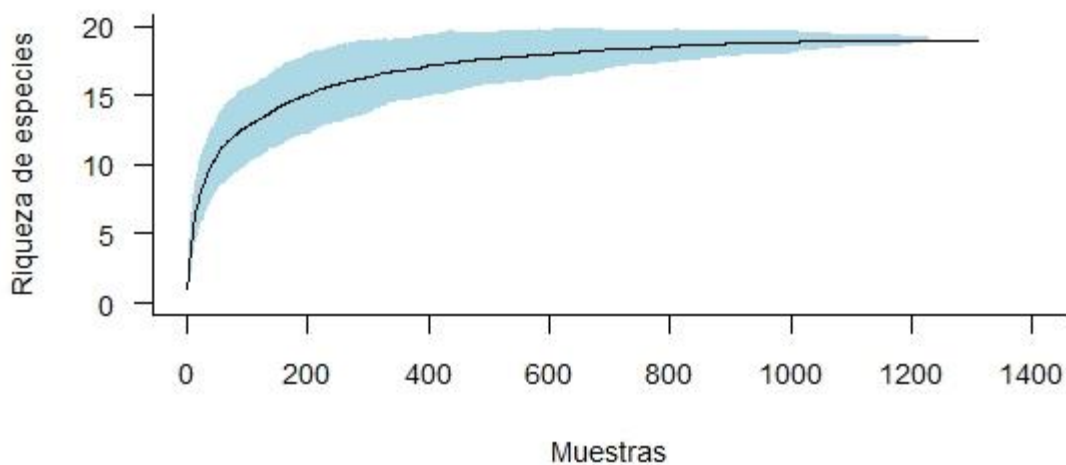


Figura 4. Curva de rarefacción de especies de mamíferos de Paso Centurión basada en muestras. Se observa que la pendiente se acerca a su fase asintótica. En celeste se representa su desvío estándar.

5.2 Características de la ganadería en cada sitio

Por medio de las entrevistas realizadas se obtuvieron datos de las prácticas ganaderas de cada establecimiento que se organizan en las tablas 6 y 7. El sitio 1 se localiza en un predio de 22 hectáreas (ha.). En los años 2015 y 2016 el ganado estaba constituido por 30 bovinos cruza y 60 ovinos de raza Corriedale. La pastura era en su mayoría natural y había un potrero de 0,7 ha. cultivado con raigrás como forraje. Solo en este potrero se aplicaba fertilizante sintético. El sistema de pastoreo era continuo.

El sitio 2 está ubicado en un establecimiento de 100 hectáreas y en 2015 contaba con 80 bovinos de raza Aberdeen Angus. La pastura era mayormente natural y habían algunos potreros con cultivos de plantas forrajeras, sorgo (*Sorghum sp.*), raigrás (*Lolium multiflorum*) y Lotus Rincón (*Lotus subbiflorus*). Habían 9 ha. donde se aplicaba fertilizante sintético y fosforita, una roca fosfórica utilizada como fuente fertilizante, y al comienzo del invierno se quemaba la maciega. Al año siguiente el ganado vacuno disminuyó a 70 reses Aberdeen Angus y cruza de cebú (*Bos primigenius indicus*) y Aberdeen Angus, y se incorporaron 450 ovinos de raza Merina. Se mantuvieron los cultivos de raigrás y Lotus Rincón y el manejo de pastizal se hizo mediante quema de la maciega al inicio del invierno. En ambos años se implementó un pastoreo rotativo aproximadamente una vez al mes. Se señaló además que en un establecimiento lindero de otro propietario se contaba con unos 10 cerdos que podían acceder a este predio.

El sitio 3 se encuentra en un establecimiento de 55 ha. que en 2015 contaba con 43 bovinos cruza de cebú y Aberdeen Angus, 150 ovinos Corriedale y 16 equinos. En 2016 la cantidad de vacunos se redujo a 30 y la de ovinos a 130, mientras que se mantuvo el número de equinos. En estos dos años la mayor parte de la pastura era natural, solo 2,2 ha. estaban cultivadas con raigrás y avena (*Avena sp.*). No se realizaba desmalezado y el ganado se rotaba de potrero una vez al mes.

El cuarto sitio se encuentra en un predio de 1350 ha. Contaba en 2015 y 2016 con 1000 reses aproximadamente entre bovinos cebú, Aberdeen Angus y Hereford. La pastura era natural, no se realizaba desmalezado y el ganado se rotaba en potreros cada 2 o 3 meses.

En suma, en el año 2015 la carga de campo estaba principalmente representada por el ganado bovino, excepto en el sitio 3 donde la carga de ovinos contribuía de manera semejante a la de bovinos. En el siguiente año el ganado ovino representó en gran medida la carga total en el sitio 2, mientras que en los otros establecimientos la relación entre las cargas de los distintos tipos de ganado se mantuvo con una leve variación (figura 5).

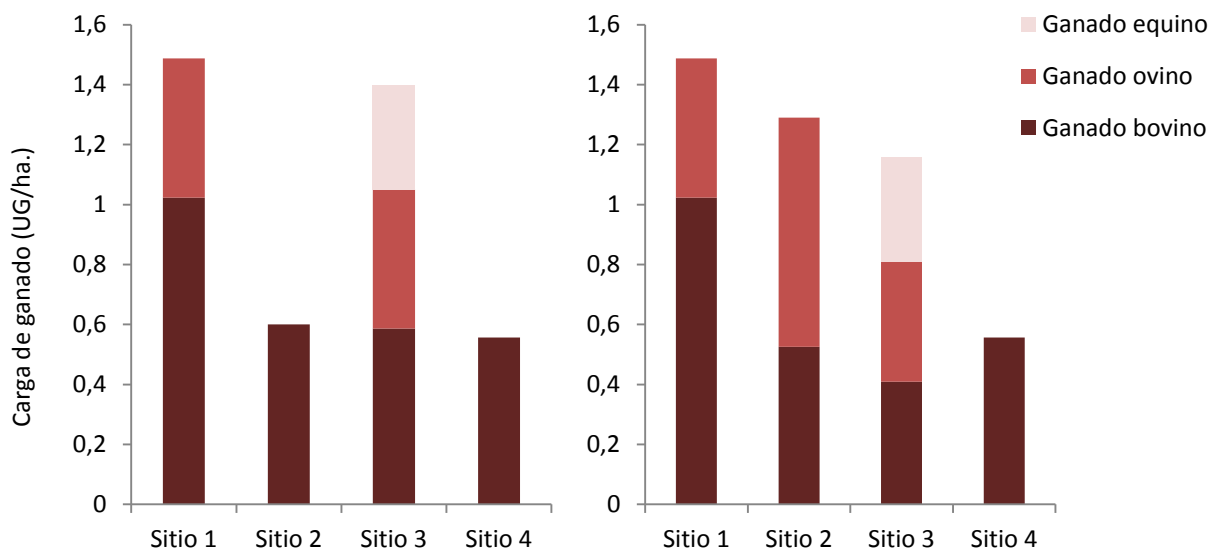


Figura 5. Cargas ganaderas en cada sitio en el año 2015 (izquierda) y en 2016 (derecha).

En función de lo observado mediante el fototrampeo, en el período A se registró en todos los sitios algún tipo de ganado y la frecuencia de ganado más alta fue registrada en el sitio 3. En el período B se registró ganado solo en dos sitios y nuevamente el sitio 3 presentó la frecuencia de registros de ganado más elevada (figura 6).

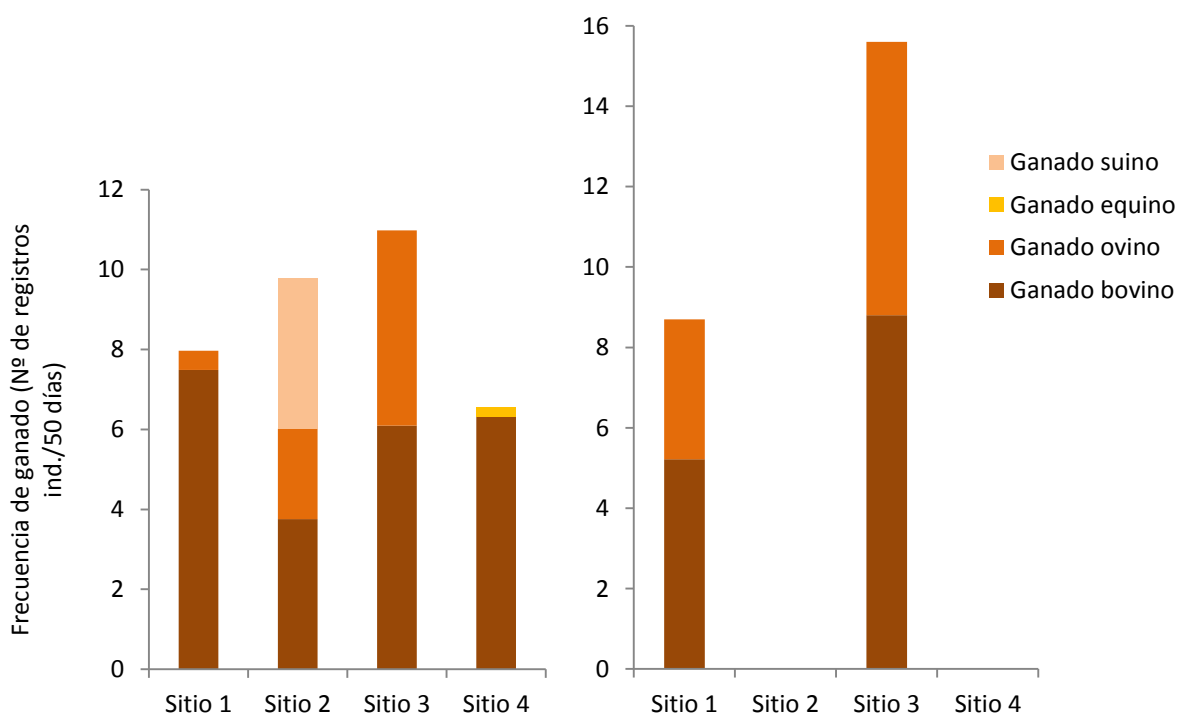


Figura 6. Frecuencia de ganado en el período A (izquierda) y en el período B (derecha).

No existe una relación entre la carga real de cada tipo de ganado y la frecuencia de registros de los distintos tipos de ganado para ambos períodos de muestreo (anexos 5 y 8). Sin embargo, sí se percibe una correlación positiva de la frecuencia de bovinos y de ovinos en el período B (anexo 11).

5.3 Estructura de la comunidad de mamíferos silvestres en 2015 y 2016

Se calculó la riqueza estimada en cada sitio para los dos períodos de muestreo mediante el estimador Bootstrap, que fue el que presentó el menor desvío estándar (tabla 6). En el período A (12/04/2015-5/11/2015) el sitio 3 mostró la riqueza más alta. La riqueza relativa en cambio fue mayor en el sitio 2 (tabla 7). El índice de Shannon y la diversidad calculada a partir del índice de Simpson en este sitio también fueron los más elevados (tabla 7). Ambos índices se correlacionaron positivamente (anexo 6).

Tabla 6. Riqueza estimada mediante el estimador Bootstrap (y su desvío estándar -SD-) y Nº de especies observadas en cada sitio en el período A y en el período B.

Sitio	Período A			Período B		
	Nº de especies observadas	Bootstrap	SD	Nº de especies observadas	Bootstrap	SD
1	9	10.060	0.857	8	8.564	0.636
2	8	9.623	0.948	11	11.373	0.572
3	10	11.003	0.828	8	8.471	0.627
4	7	7.583	0.644	8	9.020	0.818

Durante el período B (20/03/2016-16/07/2016) la riqueza relativa fue mayor en el sitio 4, y el sitio 3 mostró la menor riqueza relativa y diversidad de especies más alta (tabla 8). Resulta interesante destacar que la riqueza estimada fue mayor en los sitios 2 y 4, ambos sitios donde no se registró ganado de un período al siguiente (tabla 8).

En ambos períodos no se encontró una relación significativa entre la riqueza estimada y la riqueza relativa (anexo 4 y anexo 8), por lo que ambas variables fueron consideradas como elementos distintos en el estudio de la relación entre la ganadería y la estructura de la comunidad de mamíferos. Los índices de diversidad se relacionan de manera positiva aunque no significativamente (anexo 9).

Tabla 7. Valores de las variables de mamíferos silvestres y ganado doméstico para el año 2015. En sistema de pastoreo A- significa continuo todo el año y B- con rotación en potreros. En tipo de manejo de pastizal a- significa sin desmalezado, b- quema de la maciega, c- aplicación de fertilizante en un potrero y d- quema de la maciega y aplicación de fertilizante en un potrero. Los tipos de pastura se clasificaron en α) natural y β) mayoría natural con algún potrero cultivado con plantas forrajeras.

Variable	Sitio 1	Sitio 2	Sitio 3	Sitio 4
RE	10,06	9,623	11,003	7,583
RR (Nº especies/50 días)	2,174	3,008	2,439	1,699
S	0,711	0,814	0,791	0,763
H'	1,533	1,851	1,828	1,642
CGR (UG/ha.)	1,487	0,6	1,4	0,556
CBov (UG/ha.)	1,023	0,6	0,586	0,556
COv (UG/ha.)	0,464	0	0,464	0
CEq (UG/ha.)	0	0	0,35	0
Pastoreo	A	B	B	B
Manejo	c	d	a	a
Pastura	β	β	β	α
FBov (Nº de registros ind./50 días)	7,488	3,759	6,098	6,311
FOv (Nº de registros ind./50 días)	0,483	2,256	4,878	0
FEq (Nº de registros ind./50 días)	0	0	0	0,243
FSui (Nº de registros ind./50 días)	0	3,759	0	0
FG (Nº de registros ind./50 días)	7,971	9,774	10,976	6,553

Tabla 8. Valores de las variables de mamíferos silvestres y ganado doméstico para el año 2016. En sistema de pastoreo A- significa continuo todo el año y B- con rotación en potreros. En tipo de manejo de pastizal a- significa sin desmalezado, b- quema de la maciega, c- aplicación de fertilizante en un potrero y d- quema de la maciega y aplicación de fertilizante en un potrero. Los tipos de pastura se clasificaron en α) natural y β) mayoría natural con algún potrero cultivado con plantas forrajeras.

Variable	Sitio 1	Sitio 2	Sitio 3	Sitio 4
RE	8,564	11,373	8,471	9,020
RR (Nº especies/50 días)	3,478	4,661	3,2	5,063
S	0,760	0,797	0,823	0,783
H'	1,613	1,895	1,89	1,774
CGR (UG/ha.)	1,487	1,29	1,159	0,556
CBov (UG/ha.)	1,023	0,525	0,409	0,556
COv (UG/ha.)	0,464	0,765	0,4	0
CEq (UG/ha.)	0	0	0,35	0
Pastoreo	A	B	B	B
Manejo	c	b	a	a
Pastura	β	β	β	α
FBov (Nº de registros ind./50 días)	5,217	0	8,8	0
FOv (Nº de registros ind./50 días)	3,478	0	6,8	0
FEq (Nº de registros ind./50 días)	0	0	0	0
FSui (Nº de registros ind./50 días)	0	0	0	0
FG (Nº de registros ind./50 días)	8,696	0	15,6	0

Se observaron variaciones de la estructura de la comunidad de mamíferos al establecer una comparación entre períodos. En el primer período, el sitio 2 presentó la mayor diversidad de especies, mientras que el sitio 1 fue el menos diverso; así lo demuestran tanto el índice de Simpson como el de Shannon. En el período B el sitio 1 continuó siendo el menos diverso; las zonas 2 y 3 fueron las de mayor diversidad. El índice de Simpson creció levemente en todos los sitios excepto en la zona 2, donde se redujo. En las cuatro zonas se observó un incremento de la diversidad de Shannon, con mayor aumento en el sitio 4. Esto se asocia al marcado crecimiento de la riqueza relativa en dicho lugar y supone el registro de especies poco abundantes.

5.4 Efectos de la ganadería sobre la riqueza estimada, riqueza relativa y diversidad de mamíferos

Debido a que el número de sitios muestreados es insuficiente para obtener modelos de regresiones lineales con un poder estadístico significativo, los resultados de estos análisis se presentan en el anexo 2.

5.5 Efectos de la ganadería sobre gremios tróficos de mamíferos

Por el mismo motivo que fue mencionado anteriormente los resultados de estos análisis se presentan en el anexo 3.

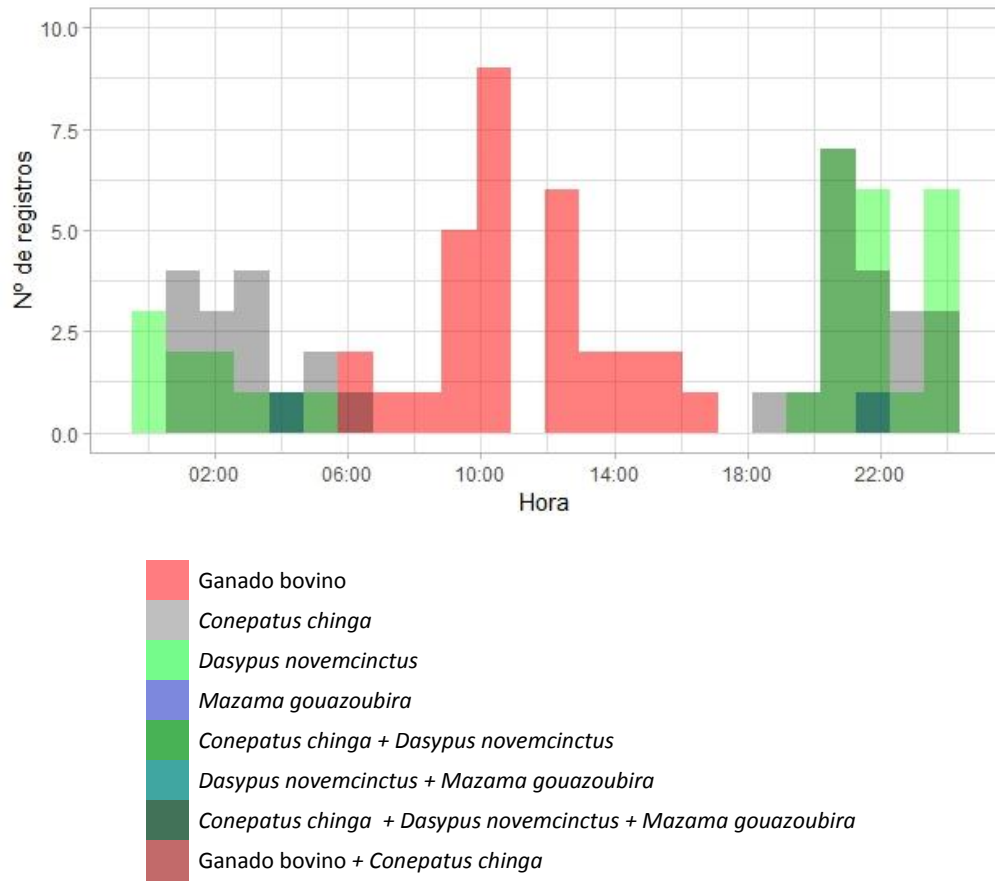
5.6 Efectos de la ganadería sobre patrones de actividad diaria de mamíferos silvestres

Con el propósito de analizar efectos del ganado en la actividad de mamíferos silvestres se comparó la distribución horaria de los registros de vacunos y de las especies que fueron detectadas en mayor medida (*Conepatus chinga*, *Dasypus novemcinctus* y *Mazama gouazoubira*) (figura 9 y figura 10). El análisis fue realizado en dos sitios, el sitio 1 donde se detectaron bovinos en ambos períodos y el sitio 4 donde los mismos fueron registrados únicamente en el primer período. Esto permitió evaluar si las especies silvestres modificaron o no sus hábitos en ausencia de ganado. Cabe señalarse que la especie *Dasypus novemcinctus* no fue registrada en el sitio 4.

El ganado bovino presentó un patrón de actividad principalmente diurno, y en menor grado crepuscular, mientras que el zorrillo y el tatú mostraron hábitos mayormente nocturnos y crepusculares. El solapamiento temporal a lo largo del día entre vacunos y estas dos especies fue muy reducido en los dos sitios. No se observaron efectos del ganado sobre la amplitud horaria de la actividad del zorrillo y tatú.

Por otro lado, el guazubirá mostró un patrón de actividad diurno/nocturno/crepuscular. Por lo tanto, su actividad diaria sí se superpuso con la del ganado vacuno. No obstante, no se encontraron mayores variaciones en el patrón de *Mazama gouazoubira* al comparar su actividad en presencia y ausencia de ganado. Es decir que tampoco se identificaron efectos del ganado sobre el patrón de actividad de esta especie.

Sitio 1 (A)



Sitio 1 (B)

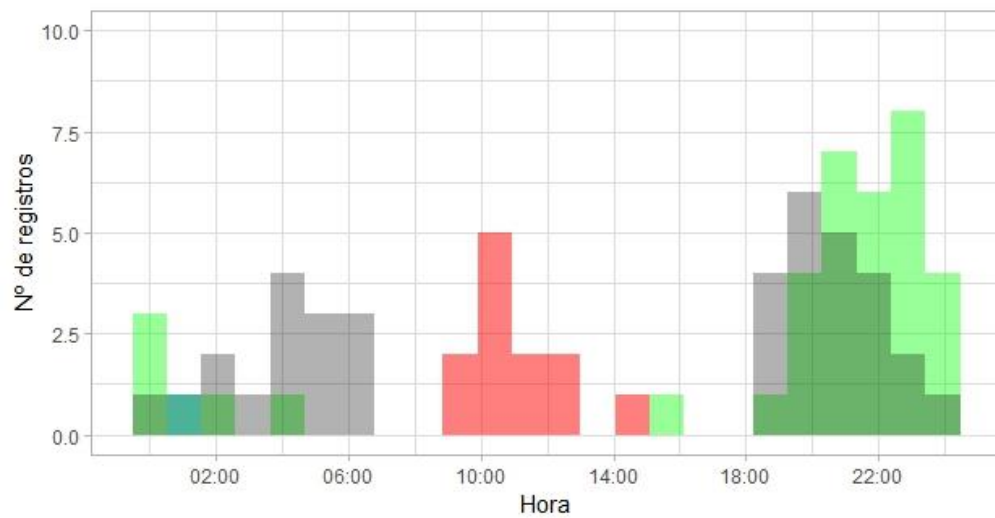


Figura 9. Distribución horaria de registros de ganado bovino, *Conepatus chinga*, *Dasypus novemcinctus* y *Mazama gouazoubira* en el sitio 1 durante el período A (superior) y el período B (inferior).

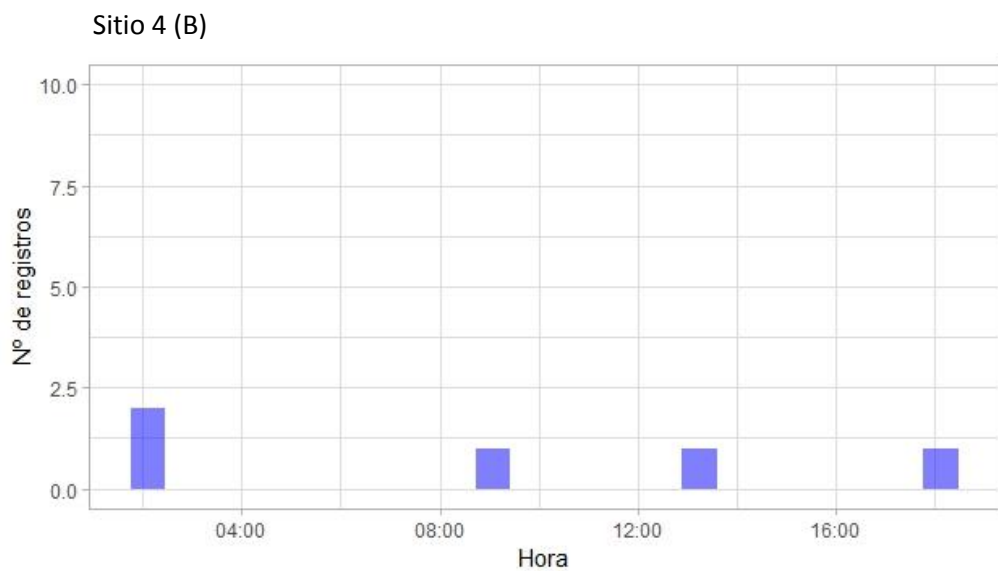
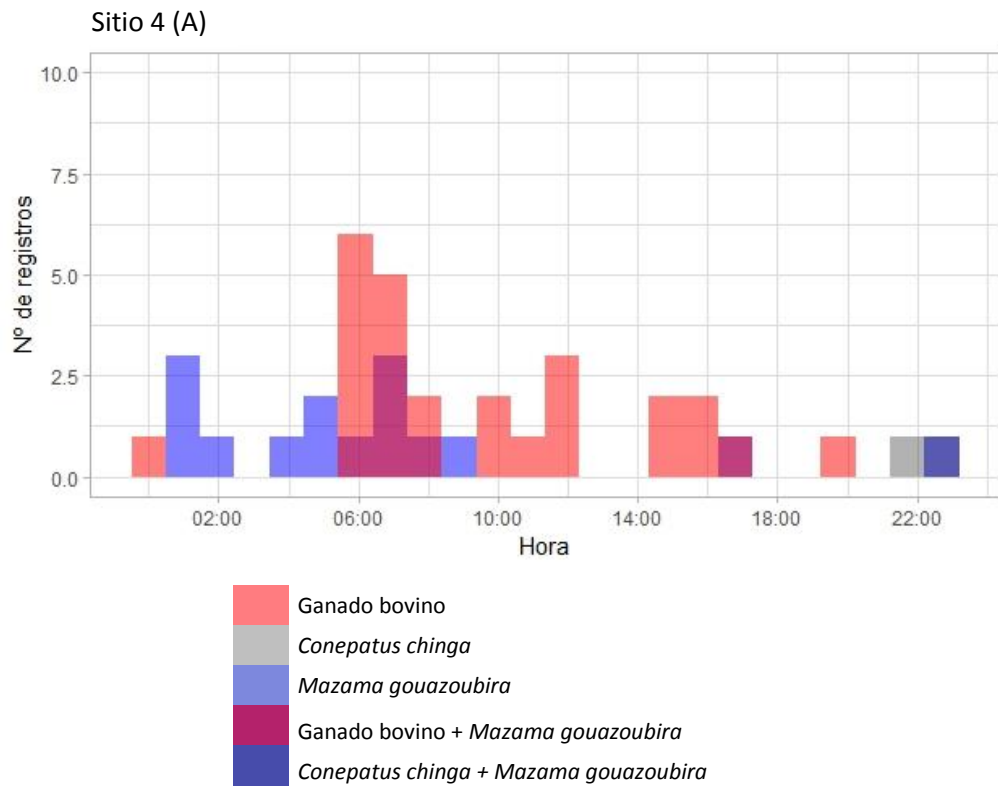


Figura 10. Distribución horaria de registros de ganado bovino, *Conepatus chinga* y *Mazama gouazoubira* en el sitio 4 durante el período A (superior) y el período B (inferior).

6. DISCUSIÓN

Este trabajo se planteó como pregunta central si existe relación entre el modo de producción ganadera y la composición de la comunidad de mamíferos medianos y grandes de Paso Centurión. Para dar respuesta a esta cuestión se realizó un análisis de registros de mamíferos silvestres del monte ribereño y ganado con cámaras trampa, se describieron características de la ganadería y del ensamblaje de mamíferos y se buscaron posibles efectos de las primeras sobre las segundas. Si bien los resultados no permiten sostener que haya una relación entre la actividad pecuaria y la estructura de la comunidad de mamíferos, ni tampoco asegurar neutralidad, la riqueza relativa y diversidad de mamíferos bajo ciertas condiciones parecen relacionarse negativamente con la frecuencia de bovinos. En adición, cabe resaltar una serie de elementos importantes que derivan de este estudio:

- En consistencia con resultados de investigaciones previas, se observó que la riqueza de mamíferos nativos medianos y grandes en Paso Centurión es una de las más elevadas en Uruguay. Sumado a esto, se evidenció que la riqueza observada en la localidad es similar a la riqueza estimada, siendo pocas especies de mamíferos medianos y grandes las que quedarían por ser registradas.
- La carga ganadera de los establecimientos no se ve reflejada con la carga a nivel de los sitios de muestreo. Por lo tanto, no sería correcto utilizar una variable en representación de la otra. Esto se debe tener en cuenta en las investigaciones que analizan las interacciones entre la ganadería y la fauna autóctona a nivel local a partir de observaciones a escala de sitios.
- Se encontró una mayor riqueza estimada de especies cuando el ganado no tuvo acceso a las zonas de monitoreo (sitios 2 y 4 en el período B).
- El análisis de patrones de actividad no mostró efectos de la actividad del ganado bovino en relación con las especies nativas más registradas. Se considera importante evaluar la actividad del ganado junto a la de otras especies, en particular aquellas raras o catalogadas como amenazadas a nivel nacional.
- Este trabajo constituye uno de los primeros estudios sobre el vínculo de las actividades antrópicas con la biodiversidad de Paso Centurión. En este sentido, el monitoreo participativo de fauna mediante fototrampeo resultó una herramienta útil para el desarrollo de investigaciones sobre efectos de la actividad ganadera sobre su fauna. Sin embargo, para poder medir cuantitativamente la relación entre las variables se debería establecer un diseño de muestreo con mayor cantidad de sitios y réplicas con cámaras trampa por sitio.
- Se pretende dar continuidad a este tipo de estudios en Paso Centurión de modo contribuir a generar conocimiento sobre la relación de las formas de producción locales y la diversidad biológica, aportando a los procesos de aprendizaje colaborativo en la localidad. Por lo que este análisis preliminar resulta un pilar fundamental sobre el cual seguir acumulando aprendizaje.

6.1 Riqueza estimada de mamíferos en Paso Centurión

El lapso de tiempo considerado del monitoreo participativo de fauna con cámaras trampas, que impulsa JULANA junto a los pobladores de la localidad, permitió identificar 19 especies de mamíferos medianos y grandes, 17 autóctonas y dos exóticas. En este sentido, se considera una cifra elevada teniendo en cuenta que desde que se inició el monitoreo en 2012 se ha detectado un total de 23 especies de este grupo, 20 de ellas nativas, en 8 sitios distintos de muestreo (Grattarola *et al.*, 2016b). Por otro lado, a nivel nacional se han registrado 31 especies de mamíferos medianos y grandes terrestres nativos -considerando la reciente confirmación de la presencia del mono aullador negro, *Alouatta caraya* (Prigioni *et al.*, 2018)-. Por tanto, el fototrampeo en esta localidad ha logrado detectar cerca de 2/3 partes de los mamíferos que constituyen el grupo a nivel nacional, lo que permite confirmar que la riqueza de mamíferos medianos y grandes de Paso Centurión es una de las más altas del país; otros relevamientos basados en fototrampeo han registrado 16 especies (Andrade-Núñez y Castro, 2009) y 15 especies de este grupo de mamíferos (Andrade-Núñez y Aide, 2010), ambos en el noreste del departamento de Rivera.

La curva de acumulación de especies calculada muestra que el número de especies parece alcanzar una asíntota, lo que sugiere que la gran mayoría de las especies presentes han sido detectadas, aunque aún podrían registrarse especies raras. Es importante subrayar que 5 de las especies observadas entre agosto de 2014 y noviembre de 2016 en los 4 sitios de estudio se tratan de mamíferos amenazados en Uruguay: gato de pajonal, margay, paca, tamandú, tatú rabo molle y tatú, siendo este último la especie con mayor cantidad de registros independientes. La paca, una especie rara en Uruguay, se ha detectado de manera reiterada desde 2012 en Paso Centurión por medio del monitoreo participativo. Los registros de gato de pajonal durante dicho monitoreo fueron los primeros que permitieron confirmar su presencia en esta localidad. De modo similar, son frecuentes los registros de tamandú, tatú rabo molle, especies cuya distribución en Uruguay se haya limitada a ciertas regiones.

6.2 Actividad ganadera por sitio

En los cuatro establecimientos donde se realizó el estudio se practica ganadería extensiva. Dos de las zonas presentaron una sobrecarga de ganado, próxima al doble de la carga segura promedio sugerida. Esta corresponde al valor máximo de la dotación de ganado que puede soportar un campo en un tiempo prolongado, es decir, en una escala de varios años. Para la zona las cargas sugeridas varían según las eco-regiones en las que se encuentran inmersas. En el caso de la Cuenca Sedimentaria Gondwánica varía entre 0,85 y 0,90 UG/ha, mientras que para las Sierras del Este está comprendida entre 0,65 y 0,70 UG/ha (Boné y Perugorría, 2011; Brazeiro *et al.*, 2015).

Otro de los sitios mantuvo una cantidad de ganado inferior a la carga límite recomendada, mientras la carga en uno de los establecimientos mostró la mayor variación de un año al siguiente; en 2015 permaneció por debajo de la carga segura y en 2016 con la incorporación de ovinos la sobrepasó. Con respecto a la pastura, todos los campos

presentaron praderas en su mayoría natural. Tres de los sitios tenían además uno o dos potreros donde se implantaron especies forrajeras y en uno de ellos, pequeño en relación a los otros, el sistema de pastoreo era continuo. En los restantes se practicaba pastoreo rotativo, ello facilita el manejo del ganado en especial cuando se trata de superficies extensas, reduce la selectividad de plantas por parte de los animales y favorece la recuperación de los potreros pastoreados.

Cabe resaltar que tanto en el primer período como en el segundo, la carga total de ganado no mostró relación con la frecuencia de registros de ganado. Es decir que no se evidenció una correspondencia entre la cantidad de ganado que los productores mencionaron tener y la cantidad de veces que el ganado era registrado por las cámaras. Del mismo modo, la cantidad de bovinos, ovinos y equinos no se relacionó con sus respectivas frecuencias. Esto podría estar asociado a un uso diferencial de los potreros por parte del ganado. En este sentido, la frecuencia de registros es interpretada como una medida de la incidencia de ganado en el sitio de monitoreo que no representa la carga de los establecimientos. En el segundo período, por medio del fototrampeo, no se registró ganado en los sitios 2 y 4. En el primer caso, la ausencia de registros parece estar asociada al traslado de la cámara a un potrero que probablemente se mantuvo excluido de ganado. Por otra parte, la rotación del ganado en el establecimiento 4, de gran superficie, pudo resultar en la desocupación del potrero donde se realizó el monitoreo.

6.3 Ensamblaje de la comunidad de mamíferos por sitio

En los cuatro sitios la riqueza estimada varió de manera desigual, en algunos casos aumentando y en otros decreciendo entre el primer y segundo período. Sin embargo, la medida de riqueza estimada no se correlaciona con la riqueza relativa, que en el segundo período fue superior en las cuatro zonas con respecto al primero, con un incremento más pronunciado en el sitio 4. La riqueza relativa calculada en este trabajo corresponde a la cantidad promedio de especies observada en 50 días de muestreo. Esta medida es útil para identificar períodos estacionales donde la cantidad de especies que acceden al área de estudio, o están presentes en ella, supera el valor medio encontrado o, por el contrario, es considerablemente menor. Por lo tanto, esta medida puede ser utilizada en marco del monitoreo de fauna en Paso Centurión como referencia para detectar períodos donde el número de especies registradas es elevado o bajo.

Señalada la diferencia entre las dos variables, se puede interpretar a la riqueza estimada como la cantidad de especies que se podrían encontrar si todos los sitios fueran muestreados con la misma intensidad de muestreos que aquel con mayor intensidad (extrapolación). Por otra parte, la riqueza relativa es un valor que representa, de manera aproximada, el número de especies observadas en un tiempo acotado al sitio con menor intensidad de muestreo (interpolación).

6.4 Efectos de la ganadería sobre la riqueza, diversidad y gremios de mamíferos

A partir de los resultados obtenidos no es posible afirmar si las características de la práctica ganadera o su carga productiva generan efectos positivos o negativos sobre la diversidad de especies de mamíferos medianos y grandes de Paso Centurión. Esto se debe a que contamos con un tamaño muestral bajo que hace que no se cumplan ciertos supuestos para la utilización de modelos de regresiones lineales.

Un análisis estadístico basado en una mayor cantidad de datos puede conferir poder estadístico más elevado, es decir, un aumento en la probabilidad de que la hipótesis nula sea rechazada cuando la hipótesis alternativa es verdadera. Por tanto, puede otorgar mayor fiabilidad a los resultados (Quesada y Figuerola, 2010). En este sentido, un diseño de muestreo con mayor cantidad de sitios y de réplicas, es decir, múltiples cámaras por sitio, recogería más observaciones. A su vez, una mayor cantidad de datos permitiría probar la hipótesis de homocedasticidad, uno de los supuestos del modelo de regresión lineal, que implica que la varianza de la variable de respuesta es constante y no varía con la variable independiente (Blanca Mena, 2001), y dar mayor soporte al análisis estadístico que fue empleado.

Sin embargo, a pesar del bajo tamaño muestral de este trabajo, la frecuencia de registros de bovinos, como medida de la presencia de este tipo de ganado a escala de sitio, muestra un rol importante asociado a la estructura del ensamblaje de mamíferos detectados. En particular se evidencia un efecto sobre la riqueza relativa. En ambos períodos vemos una relación negativa de la riqueza relativa de especies con la frecuencia de ganado, y en particular en el primer período con respecto a bovinos y equinos. En este período la riqueza relativa también aumenta cuando decrece la frecuencia de bovinos en sitios donde hay potreros con pasturas cultivadas.

Sumado a lo anterior, se observó que los sitios donde hubo una exclusión del ganado en el segundo período de estudio contaron con una mayor riqueza estimada de especies respecto al período anterior, donde el ganado sí tuvo acceso. Estos resultados sugieren que posiblemente exista una competencia de vacunos con ciertas especies a nivel de sitio que genere su segregación espacial. El desplazamiento de determinadas especies de mamíferos silvestres a zonas menos utilizadas por el ganado vacuno puede ser una respuesta para minimizar la competencia por recursos.

El estudio de los efectos de la frecuencia de bovinos sobre gremios tróficos no reflejó interacciones de competencia entre vacunos y otros herbívoros, y tampoco reveló algún tipo de relación con otros grupos. Asociado a la interacción entre el ganado doméstico y herbívoros silvestres, du Toit (2011) plantea que los ensamblajes de mamíferos herbívoros integrados por especies que varían en tamaño, dieta y sistemas digestivos no suelen desencadenar relaciones interespecíficas de competencia en herbívoros. Los mamíferos herbívoros detectados en Paso Centurión, carpincho, paca, guazubirá, liebre y otros que fueron registrados previo a este estudio, coendú, nutria (*Myocastor coypus*) y ciervo axis (*Axis axis*), especie exótica invasora, difieren del ganado bovino en tamaño, aparatos

digestivos y/o hábitos alimenticios. De tal forma, bajo este supuesto, no se esperaría una competencia por recursos alimenticios entre herbívoros silvestres y el ganado bovino.

Debido a que el ganado bovino accede al monte ribereño principalmente por refugio, ambiente donde tuvo lugar esta investigación, surge como propuesta una relación de competencia por interferencia que resulta en la segregación espacial de ciertas especies de mamíferos. Esta segregación espacial podría implicar una estrategia para reducir la competencia por refugio. No obstante, es importante tener en cuenta que detectar la presencia de especies no siempre se puede utilizar como una representación fiel de las especies que están ocupando la zona de estudio. Algunas pueden estar presentes próximas a los sitios de muestreo sin ser registradas. Asimismo, en esta investigación no analizamos la abundancia de especies de mamíferos silvestres, que permitiría entender con mayor precisión en qué medida las poblaciones están haciendo uso de estos sitios. Dicha variable puede ser estimada utilizando la técnica de captura/recaptura, pero es difícil de determinar a través del muestreo con cámaras trampa para la mayoría de las especies de mamíferos. A pesar de esto, un diseño de fototrampeo con mayor cantidad de estaciones de muestreo y de cámaras por sitio, de modo de optimizar la capacidad de detección, podría dar mayor sustento a la hipótesis de competencia entre bovinos y algunos mamíferos.

Por otra parte, el análisis de actividad diaria no reflejó efectos del ganado vacuno sobre los patrones de actividad de mamíferos silvestres que presentaron mayor cantidad de registros, de modo que no se observó una segregación temporal de las especies a causa de la influencia del ganado en los sitios. Los patrones de actividad observados concuerdan con los hábitos descritos para estas especies en otros países de América Latina (Rivero y Muniz, 2005; Blake *et al.*, 2012; Lira y Briones, 2012; Mosquera *et al.*, 2014). En este sentido, como plantean Lira y Briones (2012), es probable que otros factores y respuestas influyan con mayor peso en la estructuración de los patrones de actividad de los mamíferos silvestres, entre ellos la temperatura, disponibilidad de alimentos y presas, y evasión del riesgo de depredación. A pesar de que la presencia de ganado bovino no mostró una relación con la distribución horaria de las especies aquí estudiadas, sería oportuno evaluar posibles efectos de la actividad pecuaria sobre los patrones de actividad de otros mamíferos, principalmente carnívoros y omnívoros, gremios que no estuvieron representados en este análisis.

En vista de los resultados encontrados, una mayor ocupación de ganado bovino en el monte de ribera aparece como un factor que reduciría la presencia de ciertas especies de mamíferos medianos y grandes. No sucede lo mismo con la carga ganadera; la cantidad de vacunos en los establecimientos no se relacionó con el número de especies de mamíferos. En esta dirección, el sistema rotacional del ganado puede ser un método que, al reducir la ocupación de vacunos en el bosque, favorezca la presencia de las especies silvestres. Para los productores familiares la rotación en múltiples potreros incrementando el descanso de los montes ribereños, que conforman el hábitat y el corredor biológico de gran parte de los mamíferos autóctonos, supone una estrategia que favorece la conservación de estas especies a nivel local. No obstante, es importante tener en cuenta que estos ambientes ofrecen recursos para el ganado, agua, sombra y resguardo. Aquí, el monitoreo de fauna asociado al manejo holístico de la actividad pecuaria se vuelve un instrumento fundamental para los vecinos de Paso Centurión, con el objetivo de lograr una producción rentable acompañada de la conservación de los mamíferos nativos.

Futuras investigaciones en la zona de estudio podrían centrarse en las respuestas a largo plazo de los mamíferos silvestres con respecto al pastoreo por ganado doméstico. También resulta interesante realizar análisis comparativos de los efectos de la ganadería entre las épocas húmeda y seca, así como evaluar otras características de la actividad ganadera que no fueron analizadas. Por ejemplo, en relación al modo de producción ganadera, sería conveniente distinguir variantes en sistemas de pastoreo rotacional según el tiempo entre una rotación y otra, así como el número de potreros que son utilizados en la rotación. Asimismo, se considera de gran relevancia evaluar el rol que ocuparía la ganadería sobre la estructuración de la riqueza de mamíferos al analizarla junto a otras actividades antrópicas como la caza y la distancia de los sitios de muestreo a la caminería, factores que, de acuerdo a un estudio reciente en Paso Centurión, podrían contribuir a explicar la riqueza de especies de mamíferos (Rondoni, 2019).

6.5 La conservación en una localidad que transita hacia un área protegida

Para evaluar la relevancia de este y otros trabajos que se pueden proyectar a futuro conviene hacer referencia al contexto socioeconómico y político de Paso Centurión. Tanto en la localidad como en sus alrededores se advierte por parte de los propios vecinos una notoria contracción de la población producto de la migración hacia Melo y otros centros poblados. Este fenómeno se reproduce en distintas zonas de la campaña en Cerro Largo; es así que entre 2004 y 2011 la población rural del departamento descendió de 10.481 a 5.936 habitantes (INE, 2011; INE, 2004). Además, es evidente el envejecimiento de la población local; en la corriente década fueron cerradas 3 de las 4 escuelas que tuvieron actividad dada la falta de estudiantes escolares y preescolares. La principal fuente de ingresos económicos es la producción ganadera, que es llevada a cabo por productores familiares y por asalariados rurales. Por otra parte, hay un elevado número de pobladores que tienen múltiples necesidades básicas insatisfechas (INE, 2011).

Como fue mencionado, la localidad ha sido incluida en la propuesta de ingreso del Área Protegida Paso Centurión y Sierra de Ríos por el SNAP que actualmente se encuentra en proceso. Entre las medidas que se prevén bajo la categoría de Paisaje Protegido, con el propósito de conservar sus valores ecosistémicos y paisajísticos, se prohíbe dentro del área y su zona adyacente la implantación de monocultivos forestales para la producción de madera y pulpa de celulosa, aunque no se plantean nuevas limitaciones para los proyectos de silvicultura que han sido autorizados previamente. Con respecto a la actividad ganadera no se esperan mayores restricciones, excepto la prohibición del engorde de ganado a corral (MVOTMA, 2018), método que no se practica en la gran mayoría del área propuesta. Estas pautas fueron establecidas acorde a la amenaza que supone la forestación respecto a la salud de los ecosistemas y la alteración que podría generar en los mismos la intensificación de la producción que implica el método de feedlots. Sin embargo, no se visualiza con la misma relevancia el impacto que ha tenido el avance de la silvicultura en la comunidad local. Los aspectos que fundamentan la inclusión de la zona en el SNAP, según se indica en la propuesta de ingreso, están asociados principalmente a la presencia de especies y ecosistemas amenazados y elementos paisajísticos, y no se destacan valores sociales. En

un segundo plano se hace referencia al vínculo de la comunidad con la naturaleza, pero no se concibe a la sociedad como un valor a conservar en sí mismo (MVOTMA, 2018).

La forestación en Uruguay tuvo un crecimiento sostenido durante la década del 2000 y ello ha dado lugar a múltiples espacios de confrontación entre la ganadería y la silvicultura. En este sentido, Paso Centurión es, al igual que otras zonas del departamento, un territorio en disputa por la producción ganadera y forestal (Chouhy *et al.*, 2014; de Azevedo *et al.*, 2017). Se trata de un conflicto que ha alcanzado especiales dimensiones en la región Este del país, en las Sierras del Yerbal y Tacuarí, departamentos de Treinta y Tres y Cerro Largo (Gautreau, 2014) y en el departamento de Rocha (Fernández y Carámbula, 2012). El avance del frente silvícola, impulsado por empresas transnacionales, ha contribuido al despoblamiento rural que ocurre en el país desde mediados del siglo XXI e incluye fundamentalmente a los pequeños productores ganaderos, que poseen predios de menos de 500 ha. (Fernández y Carámbula, 2012).

La población de Paso Centurión constituye una parte esencial de la identidad del territorio, lo construye y transforma, y tiene un fuerte apego simbólico hacia él. Es por ello que debería ser uno de los principales elementos a conservar. No obstante, las políticas ambientales no suelen reconocer el valor de las comunidades locales en las áreas protegidas y en ocasiones, en lugar de escucharlas y aceptar su rol como protagonistas en el territorio, desatienden sus intereses y las vuelven más vulnerables. En Latinoamérica, señala Santos (2011), la puesta en marcha de distintas áreas protegidas ha favorecido el crecimiento de conflictos sociales. A modo de ejemplo, en la provincia de Misiones, Argentina, la implementación de reservas naturales en las décadas de 1980 y 1990 han alimentado el enfrentamiento entre las comunidades locales y los emprendimientos forestales (Ferrero, 2005). Las mismas reservas fueron creadas en base a una corriente conservacionista que sostiene que la naturaleza solo podría ser conservada al apartarla de la sociedad humana. En tal sentido, reconoce el autor, las reservas naturales funcionaron, al igual que el avance de las empresas forestales, como artefactos de imposición en el territorio, desplazando a la población fuera de los límites de las áreas de conservación. Por tanto, en un período de transición hacia un área protegida como el que experimenta Paso Centurión, donde se enfrentan dos sistemas de producción y se pone en juego el acceso a la tierra, es importante evaluar las consecuencias posibles de las políticas ambientales sobre la sociedad.

En lugar de promover el desarrollo de unidades de conservación partiendo de imposiciones sobre el territorio, restringiendo las actividades de sus pobladores, se entiende que se debería involucrar a los propios actores locales en los planes de manejo de las áreas protegidas. Sus conocimientos, su rol en la toma de decisiones son elementales con miras hacia la conservación de la biodiversidad y, más importante aún, para proteger el territorio como espacio de reproducción social.

En este contexto, los proyectos que favorecen la participación de la población local en el territorio y potencian la apropiación social de la ciencia y tecnología, como el monitoreo de fauna que impulsa JULANA en Paso Centurión, conforman dispositivos claves donde se revalorizan los saberes locales. Otros proyectos también promovidos por dicha asociación, uno sobre manejo holístico del ganado por productores familiares y una propuesta de actividades de ecoturismo (Julana, 2017), habilitan espacios donde los pobladores de la localidad son protagonistas. Estos y otros instrumentos que puedan gestarse en el territorio

y estimulen la participación local, el diálogo entre los vecinos e intercambio de conocimientos con otros actores, son herramientas sustanciales para el empoderamiento de la comunidad. En la misma dirección, se espera que el presente trabajo pueda servir como aporte al proceso de aprendizaje colaborativo de JULANA y los vecinos de Paso Centurión, y sea de utilidad en especial para los productores pecuarios en relación al manejo del ganado.

7. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Acevedo, J. F. y Zamora, J. G. 2016. Mamíferos medianos y grandes asociados a un cananguchal de la amazonia colombiana. En Lasso, C. A., Colonnello, G. y Moraes, M. (eds.). *XIV. Morichales, cananguchales y otros palmares inundables de Suramérica. Parte II: Colombia, Venezuela, Brasil, Perú, Bolivia, Paraguay, Uruguay y Argentina*. Serie Editorial Recursos Hidrobiológicos y Pesqueros Continentales de Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAvH). Bogotá, Colombia. 221-239 pp.

Achaval, F., Verdier, I., Olmos, A. y Arballo, E. 1993. Primera cita de *Agouti paca paca* (L, 1766) para el Uruguay. *Boletín de la Sociedad Zoológica del Uruguay (2a Época)*, 8, 265-268.

Achkar, M., Cantón, V., Díaz, I., Domínguez, A., Faccio, C., Fernández, G., Pesce, F. y Sosa, B. 2010. *Áreas protegidas: Un desafío en el ordenamiento ambiental del territorio*. Ediciones Universitarias - CSIC. Montevideo. 72 pp.

Achkar, M., Brazeiro, A. y Bartesaghi, L. 2015a. Evaluación de las principales presiones y amenazas a la biodiversidad de Uruguay. En Brazeiro, A. (ed.). *Eco-regiones de Uruguay: Biodiversidad, Presiones y Conservación. Aportes a la Estrategia Nacional de Biodiversidad*. Facultad de Ciencias, CIEDUR, VS-URUGUAY, SZU. Montevideo. 70-85 pp.

Achkar, M., Brazeiro, A. y Bartesaghi, L. 2015b. Futuras amenazas: escenarios de cambio de uso del suelo en Uruguay. En Brazeiro, A. (ed.). *Eco-regiones de Uruguay: Biodiversidad, Presiones y Conservación. Aportes a la Estrategia Nacional de Biodiversidad*. Facultad de Ciencias, CIEDUR, VS-URUGUAY, SZU. Montevideo. 86-99 pp.

Altesor, A. 2002. ¿Cuánto y cómo modificamos nuestras praderas naturales? Una perspectiva ecológica. En: A. Domínguez y R.G. Prieto (eds.). *Perfil Ambiental del Uruguay / 2002*. Nordan Comunidad. Montevideo. 57-67 pp.

Andrade-Núñez, M. J. y Aide, T. M. 2010. Effects of habitat and landscape characteristics on medium and large mammal species richness and composition in northern Uruguay. *Zoología*, 27(6), 909–917.

Andrade-Núñez, M. J. y Castro, J. 2009. Mamíferos grandes y medianos: relación con hábitat y paisaje. *Uruguay Ciencia*, 8, 26-28.

Bakker, E. S., Olff, H. y Gleichman, J. M. 2009. Contrasting effects of large herbivore grazing on smaller herbivores. *Basic and Applied Ecology*, 10, 141–150.

Bergós, L., Grattarola, F., Barreneche, J. M., Hernández, D., and González, S. 2018. Fogones de Fauna: An Experience of Participatory Monitoring of Wildlife in Rural Uruguay. *Society & Animals*, 26(2), 171-185.

Blake, J. G., Mosquera, D., Loiselle, B. A., Swing, K., Guerra, J. & Romo, D. 2012. Temporal activity patterns of terrestrial mammals in lowland rainforest of Eastern Ecuador. *ECOTROPICA*, 18, 137–146.

Blanca Mena, M. J. Modelos de regresión lineal. En Arnau Gras, J. (ed.). *Diseños de series temporales: técnicas de análisis*. Edicions Universitat de Barcelona. Barcelona, España. 399-417 pp.

Boné, G. y Perugorria, A. (eds.), 2011. *Manejo del rodeo de cría sobre campo natural*. Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca- Programa Ganadero- Plan Agropecuario. Montevideo, Uruguay. 76 pp.

Bou, N. 2013. *Distribución potencial de tres especies de Leopardus (Carnivora: Felidae) para Uruguay* (tesis de grado). Universidad de la República, Uruguay.

Brazeiro, A., Achkar, M., Canavero, A., Fagúndez, C., González, E., Grela, I., Lezama, F., Maneyro, R., Bartesaghi, L., Camargo, A., Carreira, S., Costa, B., Núñez, D., da Rosa, I. y Toranza, C. 2008. *Prioridades Geográficas para la Conservación de la Biodiversidad Terrestre de Uruguay*. Resumen Ejecutivo. Proyecto PDT 32-26. 48 pp.

Brazeiro, A., Achkar, M., Bartesaghi, L., Ceroni, M., Aldabe, J., Carreira, S., Duarte, A., González, E., Haretche, F., Loureiro, M., Martínez, J. A., Maneyro, R., Serra, S. y Zarucki, M. 2012. *Distribución potencial de especies de Uruguay: vertebrados y leñosas*. Informe Técnico. Convenio MGAP/PPR – Facultad de Ciencias/Vida Silvestre/Sociedad Zoológica del Uruguay/CIEDUR. 47 pp.

Brazeiro, A. 2015. Planificación eco-regional: una estrategia para integrar conservación y uso sustentable en Uruguay. En Brazeiro A. (ed.). *Eco-regiones de Uruguay: Biodiversidad, Presiones y Conservación. Aportes a la Estrategia Nacional de Biodiversidad*. Facultad de Ciencias, CIEDUR, VS-URUGUAY, SZU. Montevideo. 16-21 pp.

Brazeiro, A., Panario, D., Soutullo, A., Gutiérrez, O., Segura, A. y Mai, P. 2015. Identificación y delimitación de ecoregiones de Uruguay. En: Brazeiro A. (ed.). *Eco-Regiones de Uruguay: Biodiversidad, Presiones y Conservación. Aportes a la Estrategia Nacional de Biodiversidad*. Facultad de Ciencias, CIEDUR, VS-Uruguay, SZU. Montevideo. 46-59 pp.

Brussa, C. A. y Grela, I. A. 2007. *Flora arbórea del Uruguay con énfasis en las especies de Rivera y Tacuarembó*. COFUSA. Montevideo. 543 pp.

Camino, M., Cortez, S., Matteucci, S. D. y Altrichter, M. 2017. Experiencia de monitoreo participativo de fauna en el Chaco Seco argentino. *Mastozoología Neotropical*. 24 (1) Recuperado de: http://www.sarem.org.ar/wp-content/uploads/2017/07/SAREM_MastNeotrop_24-1_04_Camino.pdf

Carámbula, M. 1990. Análisis y descripción del ecosistema templado. En J. P. Puignau, (ed.). *Introducción, conservación y evaluación de germoplasma forrajero en el Cono Sur* (299-306). PROCISUR. Montevideo, Uruguay.

Ceballos, G. y Navarro, D. 1991. Diversity and conservation of Mexican mammals. En Mares, M. A. y Schmidly, D. J. (eds.). *Latin American Mammalogy: History, diversity and conservation*. University of Oklahoma Press, Norman. Oklahoma. 167-198 pp.

Chapin III, F. S., Matson, P. A. y Mooney, H. 2002. *Principles of terrestrial ecosystem ecology*. Springer-Verlag. Nueva York, USA. 529 pp.

Chillo, V. 2013. *Respuestas de la biodiversidad a gradientes de perturbación por pastoreo en el desierto del Monte Central, Argentina* (tesis de doctorado). Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.

Chouhy, M., Grattarola, F., Garay, A., Gaucher, L., Perazza, G., Bergós, L., Contreras, S. y Santos, C. 2014. *Disputas silenciosas: Conservación y producción en Paso Centurión, Uruguay*. I Congreso Latinoamericano de Conflictos Ambientales, Universidad Nacional de General Sarmiento, Buenos Aires, Argentina.

Coitiño, H. I., Montenegro, F., Fallabrino, A., González, E. M. y Hernández, D. 2013. Distribución actual y potencial de *Cabassous tatouay* y *Tamandua tetradactyla* en el límite sur de su distribución: implicancias para su conservación en Uruguay. *Edentata*, 14, 23-34.

Coitiño, H., Montenegro, F., Serrón, A. y Guerrero, J. C. 2017. Road kills impact in uruguayan mammalian fauna. En: *I Congresso Iberoamericano de Biodiversidade e Infraestrutura Viária*. Universidade Federal de Lavras, Lavras-MG-Brasil. 54-56 pp.

Colwell, R. K., Xuan Mao, C. and Chang, J. 2004. Interpolating, extrapolating and comparing incidence-based species accumulation curves. *Ecology*, 85(10), 2717-2727.

Condit, R. 1998. *Tropical forest census plots*. Springer-Verlag and R. G. Landes Company, Berlin and Georgetown. 211 pp.

Cunha de Paula, R. y DeMatteo, K. 2015. *Chrysocyon brachyurus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2015. Recuperado de:

<http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2015-4.RLTS.T4819A82316878.en>

Danielsen, F., Burgess, N. D. and Balmford, A. 2005. Monitoring matters: examining the potential of locally-based approaches. *Biodiversity and Conservation*, 14(11), 2507–2542.

Danielsen, F., Burgess, N. D., Balmford, A., Donald, P. F., Funder, M., Jones, J. P. G., Alviola, P., Balete, D. S., Blomley, T., Brashares, J., Child, B., Enghoff, M., Fjeldså, J., Holt, S., Hübertz, H., Jensen, A. E., Jensen, P. M., Massao, J., Mendoza, M. M., Ngaga, Y., Poulsen, M. K., Rueda, R., Sam, M., Skielboe, T., Stuart-Hill, G., Topp-Jørgensen, E. y Yonten, D. 2009. Local Participation in Natural Resource Monitoring: a Characterization of Approaches. *Conservation Biology*, 23(1), 31–42.

Davies, J., Poulsen, L., Schulte-Herbrüggen, B., Mackinnon, K., Crawhall, N., Henwood, W. D., Dudley, N., Smith, J. y Gudka, M. 2012. *Conserving Dryland biodiversity*. UICN, UNEP-WCMC y UNCCD. 84 pp.

Decreto N° 24/07. Reserva Departamental Centurión y Sierra de Ríos. Junta Departamental de Cerro Largo, Uruguay, 27 de julio de 2007.

Decreto N° 58/11. Medida cautelar prohibiendo forestación. Junta Departamental de Cerro Largo, Uruguay, 7 de noviembre de 2011.

Decreto N° 61/16. Directrices Departamentales de Ordenamiento Territorial y Desarrollo Sostenible de Cerro Largo. Junta Departamental de Cerro Largo, Uruguay, 23 de diciembre de 2016.

Desbiez, A. L. J., Santos, S. A. y Alvarez, J. M. 2011. Forage use in domestic cattle (*Bos indicus*), capybara (*Hydrochoerus hydrochaeris*) and pampas deer (*Ozotoceros bezoarticus*) in a seasonal Neotropical wetland. *Mammalian Biology*, 76, 351–357.

de Azevedo, L., Díaz, P., Franco, R. y Sánchez, B. 2017. Ganaderos familiares y forestación en Cerro Largo: Perspectivas locales en Arévalo y Centurión. En: Díaz, P. (comp.). *Informe Número 5 del Observatorio de Política de Tierra*. Grupo Identificado (N.º 88.1002) en la Comisión Sectorial de Investigación Científica de la Universidad de la República. Uruguay. 5-49 pp.

du Toit, J. T. 2011. Coexisting with Cattle. *Science*, 333, 1710-1711.

El País. (2010, septiembre 12). Áreas Protegidas del Uruguay. *Diario El País*. Recuperado

de: http://www.mnhn.gub.uy/innovaportal/file/4674/1/12_Paso_Centurion_baja.pdf

Exp. 2010/14000/07708. Propuesta de ingreso del Área Paso Centurión - Sierra de Ríos al Sistema Nacional de Áreas Protegidas. MVOTMA. 22 de noviembre de 2010.

Evans, C., Abrams, E., Reltsrna, R., Roux, K., Salmonsens, L., and Marra, P. P. 2005. The Neighborhood Nestwatch Program: Participant outcomes of a citizen science ecological research project. *Conservation Biology*, 19(3), 589–594.

Fallabrino, A. y Castiñeira, E. 2006. Situación de los edentados en Uruguay. *Edentata*, 7, 1-3.

Ferguson, M.A.D., Williamson, R., Messier, F. 1998. Inuit knowledge of long-term changes in a population of Arctic tundra caribou. *Arctic*, 51, 201-219.

Fernández, E. y Carámbula, 2012. Territorios en disputa: la producción familiar en el este uruguayo. *Pampa*, 8(8), 89-109.

Fernández-Giménez, M. E., Ballard, H. y Sturvtevant, V. E. 2008. Adaptive management and social learning in collaborative and community-based monitoring: a study

of five community-based forestry organizations in the western USA. *Ecol. Soc.*, 13(2), 4. Recuperado de: <http://www.ecologyandsociety.org/vol13/iss2/art4/>.

Ferrero, B. 2005. El surgimiento de una cosmografía ambientalista en el norte argentino. *Société suisse des Américanistes*. 69, 59-66.

Fonseca, T. 2015. *Comparación de presencia de mamíferos silvestres medianos y grandes en dos sistemas de pastoreo diferentes* (tesis de maestría). Universidad Veracruzana, México.

Gaidet, N., Fritz, H. and Nyahuma, C. 2003. A participatory counting method to monitor populations of large mammals in non-protected areas: a case study of bicycle counts in the Zambezi Valley, Zimbabwe. *Biodiversity and Conservation*, 12(8), 1571–1585.

Gautreau, P. 2014. *Forestacion, territorio y ambiente. 25 años de la silvicultura transnacional en Uruguay, Brasil y Argentina*. Trilce. Montevideo, Uruguay. 296 pp.

González, E. M. y Fregueiro, G. 1998. Primer registro de *Chironectes minimus* para Uruguay (Mammalia, Didelphidae). *Comunicaciones Zoológicas del Museo de Historia Natural de Montevideo*, 12, 1-8.

González, E. M. 2000. Lista sistemática, afinidades biogeográficas, hábitos y hábitat de los mamíferos terrestres autóctonos de Uruguay (Mammalia): una introducción. En: *Jornadas sobre Animales Silvestres, Desarrollo Sostenible y Medio Ambiente*. Montevideo. 58-73.

González, E. M. 2001. *Guía de campo de los mamíferos de Uruguay. Introducción al estudio de los mamíferos*. Vida Silvestre, Montevideo. 339 pp.

González, E. M. y Martínez-Lanfranco, A. J. 2010. *Mamíferos de Uruguay. Guía de campo e introducción a su estudio y conservación*. Vida Silvestre-Museo Nacional de Historia Natural. Ediciones de la Banda Oriental, Montevideo. 462 pp.

González, E.M., Martínez-Lanfranco, J. A., Juri, E., Rodales, A. L., Botto, G. y Soutullo, A. 2013. Mamíferos. En: Soutullo, A., Clavijo, C. y Martínez-Lanfranco, J. A. (eds.). *Especies prioritarias para la conservación en Uruguay. Vertebrados, moluscos continentales y plantas vasculares*. SNAP/DINAMA/MVOTMA y DICYT/MEC. Montevideo. 175-207 pp.

Gonnet, J., 1999. *Influencia del pastoreo sobre poblaciones de aves y mamíferos herbívoros en la región de la Reserva "Nacunán", Mendoza, Argentina* (tesis de doctorado). Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.

Gotelli, N. J. & Colwell, R. K. 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters*, 4: 379-391.

Grattarola, F., Hernández, D., Duarte, A., Gaucher, L., Perazza, G., González, S., Bergós, L., Chouhy, M., Garay, A., Carabio, M. y Rodríguez-Tricot, L. 2016a. Primer registro de yaguarundi (*Puma yagouaroundi*) (Mammalia: Carnivora: Felidae) en Uruguay, con comentarios sobre monitoreo participativo. *Bol. Soc. Zool.*, 25(1), 85-91.

Grattarola, F., Rodríguez-Tricot, L., Gaucher, L., Hernández, D., Duarte, A. y Perazza, G. 2016b. *Lista de mamíferos de Paso Centurión (Cerro Largo, Uruguay) realizado a partir de cámaras trampa en el marco de un monitoreo participativo*. IV Congreso Uruguayo de Zoología. Maldonado, Uruguay.

Grime, J. P. 1973. Competitive exclusion in herbaceous vegetation. *Nature*, 242, 344-347.

Hernández, R., Fernández, C. y Baptista, P. 2004. *Metodología de la Investigación*. McGraw-Hill Interamericana. México. 533 pp.

Hulbert, S. H. 1971. The nonconcept of species diversity: a critique and alternative parameters. *Ecology*, 52: 577-585.

INE. 2004. Instituto Nacional de Estadística, Censos de Población, 2004, Disponible en: <http://www.ine.gub.uy/web/guest/censo-2004-fase-i> (consultado del 27 de enero de 2019).

INE. 2011. Instituto Nacional de Estadística, Censos de Población, 2011, Disponible en: <http://www.ine.gub.uy/web/guest/censos-2011> (consultado del 27 de enero de 2019).

Íñiguez, L. I. y Santana, E. 2004. Análisis mastofaunístico del Estado de Jalisco. En Sánchez-Cordero, V. y Medellín, R. A. (eds.). *Contribuciones mastozoológicas en homenaje a Bernardo Villa*. Instituto de Biología e Instituto de Ecología, UNAM, México. 251-258 pp.

IUCN, 2018. *Red List of Threatened Species*. Summary Statistics. Numbers of Threatened Species.

Jenks, J. A., Leslie, D. M. Jr., Lochmiller, R. L., Melchior, M. A. y McCollum, F. T. III. 1996. Competition in sympatric white-tailed deer and cattle populations in southern pine forests of Oklahoma and Arkansas. *Acta Theriologica*, 41, 287-306.

JULANA, 24 de septiembre de 2017. Ciclo de talleres - Ecoturismo y Turismo Comunitario. Recuperado de: <http://julana.org/taq/ecoturismo/>

Lezama, F. 2013. *Interacciones planta - herbívoro en sistemas sistemas pastoriles: ¿cómo afecta el ganado la estructura y el funcionamiento de la vegetación? ¿Cómo es afectada la selectividad del ganado por cambios en la estructura del pastizal?* (tesis de doctorado). Universidad de la República, Uruguay.

Lira, I. y Briones, M. 2012. Abundancia relativa y patrones de actividad de los mamíferos de los Chimalapas, Oaxaca, México. *Acta Zoológica Mexicana (n. s.)*, 28(3), 566-585.

Loft, E. R., Menke, J. W. and Kie, J. G. 1991. Habitat shifts by mule deer: the influence of cattle grazing. *J. Wildl. Manage.* 55, 16-26.

Lunt, I. D., Eldridge, D. I., Morgan, J. W. y Bradd Witt, G. 2007. A framework to predict the effects of livestock grazing and grazing exclusion on conservation values in natural ecosystems in Australia. *Aust. J. Bot.*, 55, 401-415.

Luzar, J. B., Silviu, K. M., Overman, H., Giery, S., Read, S. T. and Fragoso, J.M. 2011. Large-scale environmental monitoring by indigenous peoples. *BioScience*, 61(10), 771-781.

Maffei, L., Cuéllar, E. y Noss, A. J. 2002. Uso de trampas-cámara para la evaluación de mamíferos en el Ecotono Chaco-Chiquitanía. *Rev. Bol. Ecol.*, 11, 55-65.

Magurran, A. E. 2004. *Measuring biological diversity*. Blackwell Science. Oxford, United Kingdom. 235 pp.

Magurran, A. E. 1988. *Ecological Diversity and Its Measurement*. Princeton University Press. New Jersey, USA. 179 pp.

Margalef, R. 1972. Homage to Evelyn Hutchinson, or why is there an upper limit to diversity. *Trans. Connect. Acad. Arts Sci.*, 44: 211-235.

Martínez, E. 2005. Errores frecuentes en la interpretación del coeficiente de determinación lineal. *Anuario Jurídico y Económico Escurialense*, 38, 315-332.

McLeod, A. and Xu, C. 2011. *Package 'bestglm'*. Best Subset GLM and Regression Utilities Version 0.37. Disponible en: <https://cran.r-project.org/web/packages/bestglm/bestglm.pdf> (consultado el 23 de noviembre de 2018).

Merino, M. L., Semeñiuk, M.B. y Fa, J.E. 2011. Effect of cattle breeding on habitat use of Pampas deer *Ozotoceros bezoarticus celer* in semiarid grasslands of San Luis, Argentina. *Journal of Arid Environments*, 75, 752-756.

MGAP-DIEA. 2011. Censo General Agropecuario. Montevideo.

Mishra, C., Van Wieren, S. E., Ketner, P., Heitkönig, I. M. A. y Prins, H. H. T. 2004. Competition between domestic livestock and wild bharal *Pseudois nayaur* in the Indian Trans-Himalaya. *Journal of Applied Ecology*, 41, 344–354.

Moller, H., Berkes, E., Lyver, P. O. and Kislalioglu, M. 2004. Combining science and traditional ecological knowledge: monitoring populations for co-management. *Ecology and Society* 9(3): 2. Disponible en: <https://www.ecologyandsociety.org/vol9/iss3/art2/> (consultado el 4 de febrero de 2019).

Moreno, C. E. 2001. *Métodos para medir la biodiversidad*. Zaragoza, España. SEA, CYTED, ORCIT-UNESCO, SEA. 84 pp.

Morishita, K., Garsdal, H. and Masumoto, T. 2004. Hydrological monitoring system for the Cambodian Floodplains. *Proceedings of the 2nd Asia Pacific Association of Hydrology and Water Resources Conference*, 1, 191-199.

Morrone, J.J. 2004. Pangeogeografía, componentes bióticos y zonas de transición. *Revista Brasileira de Entomologia*, 48(2), 149-162.

Mosquera-Muñoz, D. M., Corredor, G., Cardona, P. y Armbrrecht, I. 2014. Fototrampeo de aves caminadoras y mamíferos asociados en el piedemonte de Farallones de Cali. *Bol. Cient. Mus. Hist. Nat. U. de Caldas*, 18(2), 144-156.

MVOTMA, 2018. *Proceso de ingreso de Paso Centurión y Sierra de Ríos al Sistema Nacional de Áreas Protegidas. Proyecto de selección y delimitación del área*. DINAMA-MVOTMA. 37 pp. Disponible en: <http://www.mvotma.gub.uy/participacion-ciudadana-ambiente/manifiestos-de-ambiente/item/10011579-manifiesto-proyecto-de-seleccion-y-delimitacion-del-area-paso-centurion-y-sierra-de-rios> (consultado el 30 de diciembre de 2018).

Nanni, A. S. 2015. Dissimilar responses of the Gray brocket deer (*Mazama gouazoubira*), Crab-eating fox (*Cerdocyon thous*) and Pampas fox (*Lycalopex gymnocercus*) to livestock frequency in subtropical forests of NW Argentina. *Mammalian Biology*, 80, 260-264.

Noss, A. J., Oetting, I. y Cuéllar y R. L., 2005. Hunter Self-monitoring by the Ioseño-Guaraní in the Bolivian Chaco. *Biodiversity and Conservation*, 14, 2679–2693.

Oksanen, J., Blanchet, F. G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P. R., O'Hara, R., Simpson, G. L., Solymos, P., Stevens, M. H. H. and Wagner, H. 2013. *Package 'vegan'*. Community Ecology Package Version 2.5-3. Disponible en: <https://cran.r-project.org/web/packages/vegan/vegan.pdf> (consultado el 23 de noviembre de 2018).

Palmer, M. W. 1990. The estimation of species richness by extrapolation. *Ecology*, 71: 1195-1198.

Pereira, J. A., Walker, R. S. y Novaro, A. J. 2012. Effects of livestock on the feeding and spatial ecology of Geoffroy's cat. *Journal of Arid Environments*, 76, 36-42.

Pérez, G. y Santos, A. 2013. Riqueza de especies y gremios tróficos de mamíferos carnívoros en una selva alta del sureste de México. *Therya*, 4(3), 551-564.

Pía, M. V., López, M. S. y Novaro, A. J. 2003. Effects of livestock on the feeding ecology of endemic culpeo foxes (*Pseudalopex culpaeus smithersi*) in central Argentina. *Revista Chilena de Historia Natural*, 76, 313-321.

Presidencia. 2017. Cien ejemplares de una especie animal en peligro de extinción fueron devueltos a su medio. *Presidencia República Oriental del Uruguay*. Recuperado de: <https://www.presidencia.gub.uy/comunicacion/comunicacionnoticias/pecari-especie-extinta-dinama-recupero-devolvio-medio-natural-100-ejemplares>

Prigioni, C. M., Villalba, J. S., Sappa, A. y Gonzalez, J. C. 2018. Confirmación de la presencia del mono aullador negro (*Alouatta caraya*) (Mammalia, Primates, Atelidae) en el

Uruguay. *Acta Zoológica Platense*, 1(10), 1-11. Consultado el 10 de enero de 2019. Recuperado de: http://actazoologicaplatense.blogspot.com/2018/09/acta-zoologica-platense-alouatta_17.html

PROBIDES, 2001, septiembre. Evaluaciones ecológicas rápidas aplicadas a la Reserva de Biósfera Bañados del Este. *Documentos de Trabajo*. 36. 145 pp. Recuperado de: <http://www.probides.org.uy/publica/doctrab.htm#36>

Quáizel, G. 2016. Fogones para educar. Un espacio para saber más sobre la biodiversidad local a través de la creatividad de una organización uruguaya. *Revista de la Fundación Vida Silvestre*, 134, 31-34. Recuperado de: http://www.vidasilvestre.org.ar/sala_redaccion/opublicaciones/revista_fvsa/?14820/REvista-134

Queirolo, D., Moreira, J.R., Soler, L., Emmons, L. H., Rodrigues, F. H. G., Pautasso, A. A., Cartes, J. L. y Salvatori, V. 2011. Historical and current range of the Near Threatened maned wolf *Chrysocyon brachyurus* in South America. *Oryx*, 45, 296-303.

Quesada, J. y Figuerola, J. 2010. Potencia de una prueba estadística: aplicación e interpretación en ecología del comportamiento. *Etología*, 22, 19-37.

Quintana, R.D., 2003. Seasonal effects on overlap trophic niche between capybara (*Hydrochoerus hydrochaeris*) and livestock, and on trophic niche breadths in a rangeland of Central Entre Ríos, Argentina. *Mammalia*, 67, 33–40.

Rijsoort, J. and Jinfeng, Z. 2005. Participatory Resource Monitoring as a Means for Promoting Social Change in Yunnan, China. *Biodiversity and Conservation*, 14: 2543–2573.

Rivero, K. & Rumiz, D. I. 2005. Differential habitat use by two sympatric brocket deer species (*Mazama americana* and *M. gouazoubira*) in a seasonal Chiquitano forest of Bolivia. *Mammalia*, 69(2), 169-183.

Rojas C. 2016. Julana. Una manera divertida de conocer y conservar nuestra biodiversidad. *Noticias de la Sociedad Zoológica del Uruguay*. E-Noticias Año 9. 32, 10-12. Recuperado de: <http://szu.org.uy/node/24>

Rondoni, M. 2019. *Efectos de factores ambientales sobre la riqueza de mamíferos en Paso Centurión (Cerro Largo)* (tesis de grado). Universidad de la República, Uruguay.

Root, R. B. 1967. The niche exploitation pattern of the blue-grey gnatcatcher. *Ecological Monograph*, 37, 317-350.

Ruggiero, A. y Ezcurra, C. 2003. Regiones y transiciones biogeográficas: Complementariedad de los análisis en biogeografía histórica y ecológica, p. 141-154. En: Morrone, J. J. y Llorente Bousquets, J. (eds.). *Una perspectiva latinoamericana de la biogeografía*. México, Las Prensas de Ciencias, Facultad de Ciencias, UNAM.

Ruiz, M. 2017. *Ecología de mamíferos exóticos en predios forestales de los Departamentos de Río Negro y Flores, Uruguay* (tesis de maestría). Universidad de la República, Uruguay.

Sakamoto, Y., Ishiguro, M. and Kitagawa, G. 1986. *Akaike Information Criterion Statistics*. KTK Scientific Publishers. University of Michigan, USA. 290 pp.

Santos, C. 2011. *¿Qué protegen las áreas protegidas?: conservación, producción, Estado y sociedad en la implementación del Sistema Nacional de Áreas Protegidas*. Ediciones Trilce, Montevideo. 126 pp.

Santos, S. A., Desbiez, A. L. J., Crispim, S. M. A., Comastri Filho, J. A., Abreu, U. G. P. y Rodela, L.G. 2010. Natural and cultivated pastures and their use by cattle, En: Junk, W. J., Da Silva, C. J., Nunes da Cunha, C. y Wantzen, K. M. (eds.). *The Pantanal: Ecology, Biodiversity and Sustainable Management of a Large Neotropical Seasonal Wetland*. Pensoft Publisher, Sofia, Moscow. 327-353 pp.

Savan, B., Morgan, A. J. and Gore, C. 2003. Volunteer Environmental Monitoring and the Role of the Universities: The Case of Citizens' Environment Watch. *Environmental Management*, 31(5), 561-568.

Savory, A. and Butterfield, J. 1999. *Holistic Management. A New Framework for Decision Making*. Second Edition Island Press. Washington D.C., USA. 616 pp.

Shannon, C. E. and Weaver, W. 1949. *The Mathematical Theory of Communication*. University of Illinois Press, Urbana. 117 pp.

SNAP. 2013. Base de datos de especies. *Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SNAP) MVOTMA*. Recuperado de: <http://www.snap.gub.uy/especies/>

Soberón J. y Llorente J. 1993. The use of species accumulation functions for the prediction of species richness. *Conservation Biology* 7, 480-488.

Sollmann, R. 2018. A gentle introduction to camera-trap data analysis. *African Journal of Ecology*, 56, 740–749.

Soutullo, A., Clavijo, C. y Martínez-Lanfranco, J. A. (eds.). 2013. Especies prioritarias para la conservación en Uruguay. Vertebrados, moluscos continentales y plantas vasculares. SNAP/DINAMA/MVOTMA y DICYT/ MEC, Montevideo. 222 pp.

Spellerberg, I. F. 2005. *Monitoring ecological change*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom. 410 pp.

Stewart, K. M., Bowyer, R. T., Kie, J. G., Cimon, N. J. y Johnson, B. K. 2002. Temporospacial distributions of elk, mule deer, and cattle: resource partitioning and competitive displacements. *Journal of Mammalogy*, 83(1), 229–244.

Toms, M. P. and Newson, S. N. 2006. Volunteer surveys as a means of inferring trends in garden mammal populations. *Mammal Review*, 36(4), 309-317.

Uhlig, R., Ferenczi, A., Picasso, V. y Failde, A. 2008. *Informe final de la consultoría sobre Medio Ambiente en el marco del Plan Estratégico Nacional en Ciencia, Tecnología e Innovación*. PENCTI-Gabinete Ministerial de Innovación. Presidencia del Uruguay.

Vila, A. R., Beade, M. S. y Barrios Lamuniere, D. 2008. Home range and habitat selection of pampas deer. *Journal of Zoology*, 276, 95–102.

Vila, A. R., Aprile, G. y Sotelo, V. 2016. Cámaras trampa y huemules: ¿una alternativa de monitoreo?. *Anales Instituto Patagonia*, 44(3), 71-76.

Voeten, M. M. 1999. *Living with wildlife: coexistence of wildlife and livestock in an East African savanna system* (PhD Thesis). Wageningen University, Wageningen, the Netherlands.

Whitlock, M. C. and Schluter, D. 2015. *The Analysis of Biological Data*. Second Edition. Roberts and Company Publishers, Colorado, USA. 818 pp.

Wickham, H. 2017. *Package 'tidyverse'*. Easily Install and Load the 'Tidyverse'. Version 1.2.1. Disponible en: <https://cran.r-project.org/web/packages/tidyverse/tidyverse.pdf> (consultado el 23 de noviembre de 2018).

Wickham, H. 2018. *Package 'ggplot2'*. ggplot2: Create Elegant Data Visualisations Using the Grammar of Graphics. Version 3.1.0. Disponible en: <https://cran.r-project.org/web/packages/ggplot2pdf> (consultado el 23 de noviembre de 2018).

Ximénez, A. y Achaval, F. 1966. Sobre la presencia en el Uruguay del tatú de rabo molle, *Cabassous tatouay* (Edentata-Dasyopodidae). *Comunicaciones Zoológicas del Museo de Historia Natural de Montevideo*, 9, 1-5.

Young, T. P., Palmer, T. M. y Gadd, M. E. 2005. Competition and compensation among cattle, zebras, and elephants in a semi-arid savanna in Laikipia, Kenya. *Biological Conservation*, 122, 351–359.

Zhang, J. 2013. *Package 'spaa'*. SPecies Association Analysis Version 0.2.2. Disponible en: <https://cran.r-project.org/web/packages/spaa/spaa.pdf> (consultado el 23 de noviembre de 2018).

8. ANEXOS

Anexo 1.

Entrevista realizada a los propietarios y empleados de los cuatro establecimientos en los que se realizó el estudio.

Fecha:

Nombre del entrevistado:

Sitio N°:

Preguntas:

- 1. ¿Qué tamaño tiene el establecimiento? ¿Qué número de padrón rural tiene el predio?*
- 2. ¿Qué tipo de ganado cría? ¿bovino, ovino, equino, suino y/u otro?*
- 3. ¿Qué cantidad de ganado bovino, ovino, equino y suino había en el año 2015 y en 2016? ¿De qué razas?*
- 4. ¿Qué tipo de pastoreo se realizaba en 2015 y en 2016? ¿continuo o rotativo?*
- 5. ¿Qué tipo de pastura había en esos años? ¿natural y/o cultivada?. En caso de contar con ambos tipos de pastura ¿cuántas hectáreas correspondían a pastura natural y cuántas a cultivada? y ¿qué plantas forrajeras fueron cultivadas?*
- 6. ¿Cuántos arroyos, cañadas y aguadas hay en el predio?*

Anexo 2.

Efectos de la ganadería sobre la riqueza estimada, riqueza relativa y diversidad de mamíferos

Efectos observados en el período A

A partir de las regresiones lineales simples no se encontraron relaciones significativas entre las características de las prácticas ganaderas y las variables de la estructura de la comunidad de mamíferos en el período A (anexo 4 y anexo 5). Sin embargo, la diversidad de Simpson tiende a decrecer a medida que aumenta la frecuencia de bovinos (p-valor=0.099).

El estudio de regresiones lineales múltiples sí mostró relaciones significativas. La riqueza estimada crece cuando aumenta la carga de ovinos y disminuye la frecuencia de bovinos. La riqueza relativa aumenta con la reducción de la frecuencia de registros de bovinos y de equinos, y también cuando decrece la frecuencia de bovinos y la pastura es mayormente natural con algún potrero cultivado con plantas forrajeras. Por otra parte, la diversidad de Shannon aumenta a medida que crece la carga de equinos y disminuye la frecuencia de bovinos (tabla 10 y anexo 7).

Tabla 9. Modelos de regresiones lineales múltiples significativos en el período A. Se presenta el intercepto y los coeficientes para cada variable y (dependiente), el p-valor y el R² ajustado del modelo. RE es riqueza estimada, RR es riqueza relativa, H' es diversidad de Shannon, Frec. es frecuencia.

Variable y	Intercepto	Carga equinos	Carga ovinos	Frec. bovinos	Frec. equinos	Tipo de pastura β	p-valor	R ² ajustado
RE	12.488	-	7.079	-0.772	-	-	0.042	0.995
RR	3.844	-	-	-0.226	-2.974	-	0.039	0.995
RR	2.401	-	-	-0.226	-	0.722	0.039	0.995
H'	2.171	0.495	-	-0.085	-	-	0.025	0.998

Efectos observados en el período B

En el período B la riqueza relativa de especies se correlaciona de manera negativa con la frecuencia de ganado (p-valor=0.048, figura 7) y la frecuencia de bovinos (p-valor=0.04, figura 8). Asimismo, tiende a decrecer con el incremento de la frecuencia de registros de ovinos (p-valor=0.06, anexo 8). La diversidad de Simpson y de Shannon tienden a decrecer con el aumento de la carga de vacunos (p-valor=0.098, p-valor=0.056 respectivamente) pero no con la de ovinos ni equinos (anexo 10).

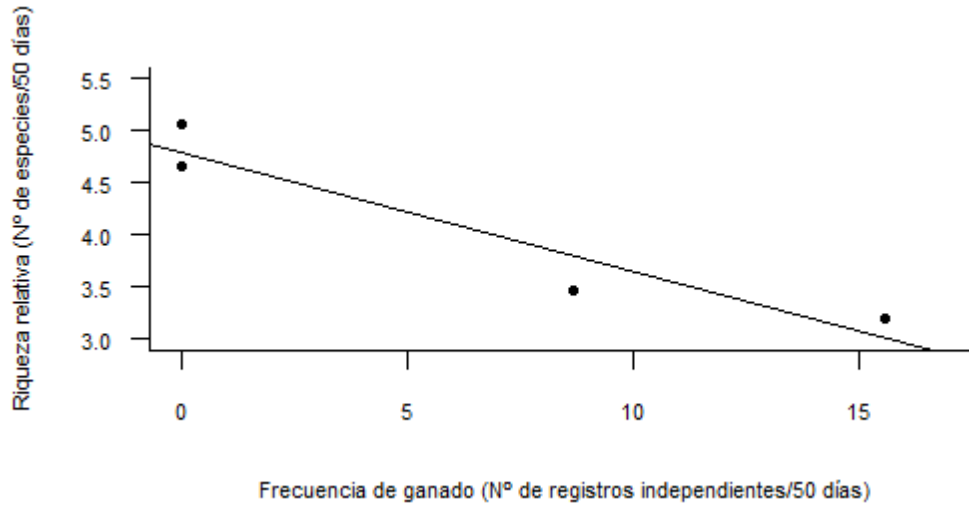


Figura 7. Relación entre la riqueza relativa de especies y la frecuencia de registros de ganado en el período B (p-valor= 0.048; R^2 ajustado= 0.859). $y = (-0.114)*x + 4.79$

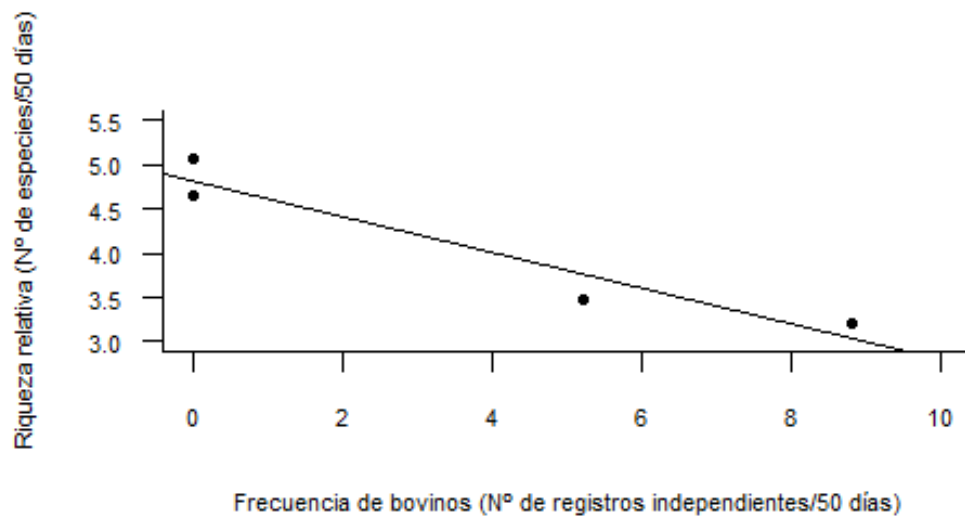


Figura 8. Relación entre la riqueza relativa de especies y la frecuencia de registros de bovinos en el período B (p-valor= 0,04; R^2 ajustado= 0.882). $y = (-0.201)*x + 4.806$

Al evaluar múltiples variables se observó que la riqueza relativa aumentó de manera significativa con el incremento de la carga de bovinos en sitios con pastoreo rotativo (tabla 10). También creció a medida que aumentó la carga de ovinos en los sitios donde la pastura contaba con algún potrero cultivado con plantas forrajeras; sin embargo fue superior en el sitio con pastura solamente natural. La diversidad de Simpson aumentó a mayor carga de campo en sitios con algunos potreros cultivados. La diversidad de Shannon creció cuando el sistema de pastoreo fue rotativo y la pastura presentó algún potrero cultivado; también aumentó conforme decreció la carga de bovinos e incrementó la de ovinos (tabla 10 y anexo 12).

Tabla 10. Modelos de regresiones lineales múltiples significativos en el período B. Se presenta el intercepto y los coeficientes para cada variable independiente, el p-valor y el R² ajustado del modelo. RR es riqueza relativa, S es diversidad de Simpson, H' es diversidad de Shannon.

Variable y	Intercepto	Carga campo	Carga bovinos	Carga ovinos	Tipo de pastoreo B	Tipo de pastura β	p-valor	R ² ajustado
RR	-9.466	-	12.653	-	7.490	-	0.005	0.999
RR	5.063	-	-	3.980	-	-3.445	0.011	0.999
S	0.889	-0.190	-	-	-	0.154	0.007	0.999
H'	1.494	-	-	-	0.279	0.119	0.017	0.999
H'	2.033	-	-0.472	0.139	-	-	0.034	0.997

Anexo 3.

Efectos de la ganadería sobre gremios tróficos de mamíferos

Las especies registradas en cada período se clasificaron en 6 gremios tróficos: carnívoros, que consumen principalmente vertebrados terrestres, carnívoros acuáticos, que predan vertebrados e invertebrados acuáticos, herbívoros que se alimentan en especial de vegetales verdes y frutos, herbívoros exóticos, insectívoros, que se alimentan de insectos y otros invertebrados terrestres, y omnívoros, que pueden consumir vertebrados, invertebrados y frutos.

El grupo integrado por mayor cantidad de especies fue el de insectívoros (5 especies), seguido de los omnívoros y herbívoros con 3 especies cada uno (tabla 11). Se registraron dos especies dentro del gremio de los carnívoros, un carnívoro acuático y un herbívoro exótico. En el anexo 13 se presenta la frecuencia de registros de cada gremio.

Dado que la frecuencia relativa de bovinos en ambos períodos tiene un peso importante sobre la variación de la riqueza relativa de mamíferos, se estudiaron los posibles efectos de la frecuencia relativa de bovinos sobre la frecuencia de registros de los distintos gremios. En el período A se analizaron los efectos de la frecuencia de bovinos junto a la de equinos y, por otra parte, los efectos de la frecuencia de bovinos junto al tipo de pastura. En el período B se evaluó el efecto de la frecuencia de bovinos por sí sola.

Las regresiones lineales simples no mostraron relaciones significativas entre la frecuencia de bovinos y la frecuencia de ninguno de los gremios. De igual forma, no se hallaron relaciones significativas a partir de las regresiones lineales múltiples (anexo 14).

Tabla 11. Gremios tróficos identificados y sus respectivas especies.

Gremio trófico	Especies
Carnívoro	<i>Leopardus braccatus, Leopardus wiedii</i>
Carnívoro acuático	<i>Lontra longicaudis</i>
Herbívoro	<i>Cuniculus paca, Hydrochoerus hydrochaeris, Mazama gouazoubira</i>
Herbívoro exótico	<i>Lepus europaeus</i>
Insectívoro	<i>Cabassous tatouay, Conepatus chinga, Dasypus novemcinctus, Euphractus sexcinctus, Tamandua tetradactyla</i>
Omnívoro	<i>Cerdocyon thous, Lycalopex gymnocercus, Procyon cancrivorus</i>

Anexo 4.

Parámetros obtenidos en los modelos de regresiones lineales en el período A con las variables y (dependientes) riqueza estimada, riqueza relativa, diversidad de Simpson y diversidad de Shannon y las variables x (independientes) frecuencia de registros de ganado y frecuencias de cada tipo de ganado. Se muestra también los parámetros de la relación entre la riqueza estimada y riqueza relativa. Se resaltan los p-valores menores a 0.1. RE=riqueza estimada, RR=riqueza relativa, S=diversidad de Simpson, H'=diversidad de Shannon, FG=frecuencia de registros de ganado, FBov=frecuencia de registros de bovinos, FOv= frecuencia de registros de ovinos, FEq= frecuencia de registros de equinos, FSui= frecuencia de registros de suinos.

Variable y	Variable x	Intercepto	Coefficiente	p-valor	R ² múltiple	R ² ajustado
RE	RR	5.997	1.532	0.420	0.336	0.004
RE	FG	3.985	0.633	0.144	0.733	0.599
RE	FBov	9.460	0.018	0.980	0.001	-0.499
RE	FOv	8.607	0.504	0.229	0.595	0.392
RE	FEq	10.228	-10.898	0.083	0.840	0.761
RE	FSui	9.548	0.02	0.974	0.001	-0.499
RR	FG	0.442	0.214	0.235	0.586	0.379
RR	FBov	3.896	-0.265	0.243	0.574	0.361
RR	FOv	2.071	0.136	0.450	0.302	-0.047
RR	FEq	2.540	-3.465	0.229	0.594	0.391
RR	FSui	2.104	0.240	0.172	0.685	0.528
S	FG	0.651	0.013	0.408	0.3498	0.025
S	FBov	0.921	-0.026	0.099	0.812	0.718
S	FOv	0.747	0.012	0.405	0.354	0.031
S	FEq	0.772	-0.039	0.893	0.011	-0.483
S	FSui	0.755	0.016	0.329	0.45	0.175
H'	FG	1.17756	0.061	0.223	0.604	0.406
H'	FBov	2.18904	-0.080	0.176	0.679	0.518
H'	FOv	1.61141	0.053	0.226	0.599	0.398
H'	FEq	1.7371	-0.393	0.687	0.098	-0.353
H'	FSui	1.66730	0.049	0.398	0.363	0.044

Anexo 5.

Parámetros obtenidos en los modelos de regresiones lineales en el período A con las variables y (dependientes), riqueza estimada, riqueza relativa, diversidad de Simpson y diversidad de Shannon y las variables x (independientes) carga de campo y cargas de cada tipo de ganado. RE=riqueza estimada, RR=riqueza relativa, S=diversidad de Simpson, H'=diversidad de Shannon, CGR=carga ganadera real, CBov=carga de bovinos, COv=carga de ovinos, CEq= carga de equinos.

Variable y	Variable x	Intercepto	Coefficiente	p-valor	R ² múltiple	R ² ajustado
RE	CGR	7.324	2.219	0.23	0.595	0.391
RE	CBov	8.278	1.865	0.713	0.082	-0.376
RE	COv	8.603	4.156	0.228	0.596	0.393
RE	CEq	9.088	5.469	0.336	0.44	0.160
RR	CGR	2.361	-0.031	0.972	0.001	-0.499
RR	CBov	2.516	-0.269	0.891	0.012	-0.482
RR	COv	2.353	-0.101	0.950	0.002	-0.496
RR	CEq	2.293	0.416	0.867	0.018	-0.473
S	CGR	0.816	-0.046	0.478	0.272	-0.092
S	CBov	0.885	-0.167	0.163	0.701	0.551
S	COv	0.789	-0.081	0.511	0.239	-0.142
S	CEq	0.763	0.03	0.685	0.099	-0.351
H'	CGR	1.801	-0.087	0.714	0.081	-0.378
H'	CBov	2.063	-0.506	0.263	0.543	0.314
H'	COv	1.746	-0.142	0.75	0.063	-0.406
H'	CEq	1.675	0.436	0.5	0.25	-0.125

Anexo 6.

Parámetros obtenidos en el período A en las regresiones lineales de frecuencias ganaderas en función de las cargas de ganado respectivas y regresión lineal entre frecuencias de bovinos y ovinos. Se muestra también los parámetros de la relación entre los índices de diversidad. Se resaltan p-valores inferiores al nivel de significación (0.05). Variable y=variable dependiente, Variable x=variable independiente, FG=frecuencia de registros de ganado, FBov=frecuencia de registros de bovinos, FOv= frecuencia de registros de ovinos, FEq=frecuencia de registros de equinos, CGR=carga ganadera real, CBov= carga de bovinos, COv= carga de ovinos, CEq= carga de equinos, S=diversidad de Simpson, H'=diversidad de Shannon.

Variable y	Variable x	Intercepto	Coefficiente	p-valor	R ² múltiple	R ² ajustado
FG	CGR	7.379	1.424	0.634	0.134	-0.299
FBov	CBov	2.893	4.371	0.379	0.386	0.079
FOv	COv	1.128	3.346	0.594	0.165	-0.252
FEq	CEq	0.081	-0.231	0.667	0.111	-0.333
FBov	FOv	6.331	-0.219	0.690	0.096	-0.356
S	H'	0.288	0.281	0.034	0.934	0.901

Anexo 7.

Modelos (M) de regresiones lineales múltiples que presentaron mejor ajuste a los datos en el período A, con sus respectivos índices de AIC. También se muestra el valor de AIC de los modelos nulos (m3, m7, m9, m13) para las cuatro variables de respuesta (Var. y) estudiadas. Se indican los p-valor inferiores al nivel de significación (0,05) y menores a 0.1. Var. x₁= variable independiente x₁, Var. x₂ =variable independiente x₂, Coef. x₁=coeficiente de la variable independiente x₁, Coef. x₂=coeficiente de la variable independiente x₂. RE=riqueza estimada, RR=riqueza relativa, S=diversidad de Simpson, H'=diversidad de Shannon, COv=carga de ovinos, CGR=carga ganadera real, CEq=carga de equinos, CBov=carga de bovinos, FBov=frecuencia de registros de bovinos, FEq=frecuencia de registros de equinos, FG=frecuencia de registros de ganado, Pastura β= pastura mayormente natural con algunos potreros cultivados, Pastoreo B=sistema rotativo de pastoreo.

M	Var. y	Intercepto	Var. x ₁	Coef. x ₁	Var. x ₂	Coef. x ₂	AIC	p-valor	R ² ajustado
m1	RE	12.488	COv	7.079	FBov	-0.772	-4.251	0.042	0.995
m2	RE	10.304	CGR	3.778	FBov	-0.770	-1.029	0.063	0.988
m3	RE	-	-	-	-	-	17.132	-	-
m4	RR	3.845	FBov	-0.226	FEq	-2.974	-12.579	0.039	0.995
m5	RR	2.401	Pastura β	0.722	FBov	-0.226	-12.579	0.039	0.995
m6	RR	-1.017	CEq	-2.943	FG	0.409	-6.176	0.087	0.977
m7	RR	-	-	-	-	-	9.355	-	-
m8	S	-0.453	CBov	1.138	Pastoreo B	0.581	-27.449	0.075	0.983
m9	S	-	-	-	-	-	-10.721	-	-
m10	H'	2.171	CEq	0.495	FBov	-0.085	-26.218	0.025	0.998
m11	H'	1.533	Pastoreo B	0.307	FEq	-0.814	-19.010	0.063	0.988
m12	H'	1.335	Pastoreo B	0.307	Pastura β	0.197	-19.010	0.063	0.988
m13	H'	-	-	-	-	-	-0.846	-	-

Anexo 8.

Parámetros obtenidos en los modelos de regresiones lineales en el período B con las variables y (dependientes) riqueza estimada, riqueza relativa, diversidad de Simpson y diversidad de Shannon y las variables x (independientes) frecuencia de registros de ganado y frecuencias de cada tipo de ganado. Se muestra también los parámetros de la relación entre la riqueza estimada y riqueza relativa. Se indican los p-valores menores a 0.1 y p-valores inferiores al nivel de significación (0.05). RE=riqueza estimada, RR=riqueza relativa, S=diversidad de Simpson, H'=diversidad de Shannon, FG=frecuencia de registros de ganado, FBov=frecuencia de registros de bovinos, FOv=frecuencia de registros de ovinos, FEq=frecuencia de registros de equinos, FSui=frecuencia de registros de suinos.

Variable y	Variable x	Intercepto	Coefficiente	p-valor	R ² múltiple	R ² ajustado
RE	RR	5.832	0.86	0.432	0.322	-0.016
RE	FG	10.091	-0.121	0.331	0.448	0.172
RE	FBov	10.11	-0.215	0.323	0.459	0.188
RE	FOv	10.064	-0.275	0.343	0.432	0.148
RE	FEq	-	-	-	-	-
RE	FSui	-	-	-	-	-
RR	FG	4.79	-0.113	0.048	0.906	0.859
RR	FBov	4.806	-0.201	0.04	0.921	0.882
RR	FOv	4.768	-0.26	0.06	0.882	0.823
RR	FEq	-	-	-	-	-
RR	FSui	-	-	-	-	-
S	FG	0.783	0.001	0.61	0.152	-0.272
S	FBov	0.783	0.002	0.642	0.128	-0.307
S	FOv	0.782	0.003	0.569	0.186	-0.221
S	FEq	-	-	-	-	-
S	FSui	-	-	-	-	-
H'	FG	1.795	-0.001	0.982	0.001	-0.499
H'	FBov	1.798	-0.002	0.949	0.003	-0.496
H'	FOv	1.79	0.001	0.975	0.001	-0.499
H'	FEq	-	-	-	-	-
H'	FSui	-	-	-	-	-

Anexo 9.

Parámetros obtenidos en los modelos de regresiones lineales en el período B con las variables y (dependientes) riqueza estimada, riqueza relativa, diversidad de Simpson y diversidad de Shannon y las variables x (independientes) carga de campo y cargas de cada tipo de ganado. Se indican los p-valores menores a 0.1. RE=riqueza estimada, RR=riqueza relativa, S=diversidad de Simpson, H'=diversidad de Shannon, CGR=carga ganadera real, CBov=carga de bovinos, COv=carga de ovinos, CEq=carga de equinos.

Variable y	Variable x	Intercepto	Coefficiente	p-valor	R ² múltiple	R ² múltiple
RE	CGR	8.876	0.428	0.874	0.016	-0.476
RE	CBov	10.222	-1.377	0.727	0.075	-0.388
RE	COv	8.233	2.759	0.364	0.404	0.107
RE	CEq	9.652	-3.375	0.567	0.187	-0.219
RR	CGR	5.754	-1.472	0.345	0.429	0.144
RR	CBov	4.603	-0.799	0.76	0.058	-0.414
RR	COv	4.403	-0.742	0.7412	0.067	-0.399
RR	CEq	4.401	-3.431	0.334	0.443	0.165
S	CGR	0.801	-0.009	0.86	0.02	-0.47
S	CBov	0.846	-0.087	0.098	0.813	0.719
S	COv	0.786	0.012	0.855	0.021	-0.468
S	CEq	0.78	0.121	0.188	0.659	0.489
H'	CGR	1.872	-0.07	0.786	0.046	-0.432
H'	CBov	2.083	-0.461	0.056	0.89	0.835
H'	COv	1.747	0.112	0.732	0.072	-0.392
H'	CEq	1.761	0.369	0.512	0.238	-0.143

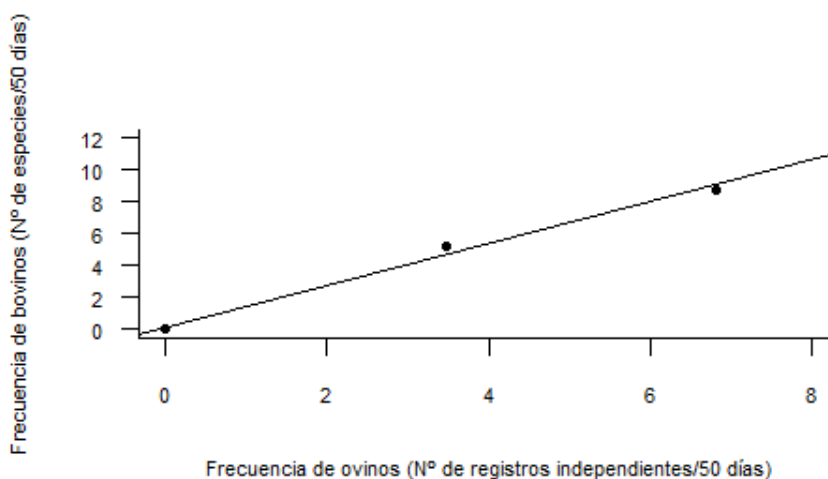
Anexo 10.

Parámetros obtenidos en el período B en las regresiones lineales de frecuencias ganaderas en función de las cargas de ganado respectivas y regresión lineal entre frecuencias de bovinos y ovinos. Se muestra también los parámetros de la relación entre los índices de diversidad. Se resaltan los p-valores menores a 0.1 y p-valores inferiores al nivel de significación (0.05). Variable y=variable dependiente, Variable x=variable independiente, FG=frecuencia de registros de ganado, FBov=frecuencia de registros de bovinos, FOv=frecuencia de registros de ovinos, FEq=frecuencia de registros de equinos, CGR=carga ganadera real, CBov= carga de bovinos, COv= carga de ovinos, CEq= carga de equinos, S=diversidad de Simpson, H'=diversidad de Shannon.

Variable y	Variable x	Intercepto	Coefficiente	p-valor	R ² múltiple	R ² ajustado
FG	CGR	-2.588	7.713	0.590	0.168	-0.248
FBov	CBov	3.132	0.592	0.963	0.001	-0.498
FOv	COv	2.367	0.498	0.952	0.002	-0.496
FEq	CEq	-	-	-	-	-
FBov	FOv	0.127	1.314	0.003	0.993	0.99
S	H'	0.471	0.179	0.095	0.819	0.728

Anexo 11.

Relación entre la frecuencia de registros de bovinos y de ovinos en el período B (p-valor= 0.003; R² múltiple= 0.99).
 $y = 1.314 \cdot x + 0.127$



Anexo 12.

Modelos (M) de regresiones lineales múltiples que presentaron mejor ajuste a los datos en el período B, con sus respectivos índices de AIC. También se muestra el valor de AIC de los modelos nulos (m2, m6, m9, m13) para las cuatro variables de respuesta (Var. y) estudiadas. Se indican los p-valor inferiores al nivel de significación (0,05) y menores a 0.1. Var. x_1 =variable independiente x_1 , Var. x_2 =variable independiente x_2 , Coef. x_1 =coeficiente de la variable independiente x_1 , Coef. x_2 =coeficiente de la variable independiente x_2 . RE=riqueza estimada, RR=riqueza relativa, S=diversidad de Simpson, H'=diversidad de Shannon, COv=carga de ovinos, CBov=carga de bovinos, CGR=carga ganadera real, FBov=frecuencia de registros de bovinos, Pastura β = pastura mayormente natural con algunos potreros cultivados, Pastoreo B=sistema rotativo de pastoreo.

M	Var. y	Intercepto	Var. x_1	Coef. x_1	Var. x_2	Coef. x_2	AIC	p-valor	R ² ajustado
m1	RE	9.02	COv	8.382	Pastura β	-4.102	4.640	0.134	0.946
m2	RE	-	-	-	-	-	16.691	-	-
m3	RR	-9.466	CBov	12.653	Pastoreo B	7.490	-25.633	0.005	0.999
m4	RR	5.063	COv	3.980	Pastura β	-3.445	-18.846	0.011	0.999
m5	RR	5.467	CGR	-0.672	FBov	-0.174	-3.531	0.073	0.984
m6	RR	-	-	-	-	-	13.373	-	-
m7	S	0.889	CGR	-1.90	Pastura β	0.154	-50.788	0.007	0.999
m8	S	1.022	CBov	-0.256	Pastoreo B	-0.094	-29.131	0.103	0.968
m9	S	-	-	-	-	-	-14.960	-	-
m10	H'	1.494	Pastoreo B	0.279	Pastura β	0.119	-30.619	0.017	0.999
m11	H'	2.033	CBov	-0.472	COv	0.139	-25.087	0.034	0.997
m12	H'	1.355	CGR	0.174	Pastoreo B	0.324	-21.315	0.054	0.991
m13	H'	-	-	-	-	-	-1.978	-	-

Anexo 13.

Frecuencia de gremios tróficos expresada como el número de registros en 50 días de muestreo por sitio en los períodos A y B. C=carnívoros, CA=carnívoros acuáticos, H=herbívoros, HE=herbívoros exóticos, I=insectívoros, O=omnívoros.

Período	Sitio	C	CA	H	HE	I	O
A	1	0,24	0	0,48	0,48	16,18	3,86
	2	0,38	0	0	0,38	3,38	3,01
	3	1,95	0	11,95	0	1,46	8,29
	4	0,24	0	6,07	0	0,49	2,67
B	1	0	0	0,43	0	39,13	10,87
	2	1,69	7,2	5,93	0	32,2	5,93
	3	3,2	0	2	0	3,6	6,4
	4	4,43	0	13,29	0	1,9	3,8

Anexo 14.

Mejores modelos (M) de regresión lineal hallados para gremios tróficos y frecuencia de bovinos en los períodos A y B. Cabe mencionarse que los modelos m2 y m3 presentaron mayor p-valor que las regresiones lineales simples entre la frecuencia de carnívoros y la de insectívoros. Var. y=variable dependiente, Var. x_1 =variable independiente x_1 , Var. x_2 =variable independiente x_2 , Coef. x_1 =coeficiente de la variable independiente x_1 , Coef. x_2 =coeficiente de la variable independiente x_2 . FI=frecuencia de registros de insectívoros, FC=frecuencia de registros de carnívoros, FHE=frecuencia de registros de herbívoros exóticos, FBov=frecuencia de registros de bovinos.

M	Período	Var. y	Inter- Cepto	Var. x_1	Coef. x_1	Var. x_2	Coef. x_2	p-valor	R ² ajus- tado
m1	A	FI	-15.872	FBov	2.714	FHE	24.203	0.087	0.977
m2	B	FC	4.717	FBov	-0.141	FI	-0.099	0.070	0.985
m3	B	FI	47.226	FBov	-1.423	FC	-10.094	0.071	0.985