



DISTRIBUCIÓN ESPACIAL Y DIVERSIDAD VEGETAL EN LA BIODEPOSICIÓN DE *Galea leucoblephara* Y *Microcavia maenas* EN UN ÁREA PROTEGIDA Y UN CAMPO PASTOREADO, ÑACUÑÁN, MENDOZA

Laura Larramendy

TESIS PRESENTADA EN CUMPLIMIENTO DE LOS REQUERIMIENTOS PARA ACCEDER AL TÍTULO DE INGENIERA EN RECURSOS NATURALES RENOVABLES OTORGADOS POR LA FACULTAD DE CIENCIAS AGRARIAS, UNIVERSIDAD NACIONAL DE CUYO

Almirante Brown 500 Chacras de Coria, Luján de Cuyo.

CPA M5528AHB. (+54 261) 413-5010

Mendoza, ARGENTINA

Abril, 2020

Distribución espacial y diversidad vegetal en la biodeposición de *Galea leucoblephara* y *Microcavia maenas* en un área protegida y un campo pastoreado, Ñacuñán, Mendoza

Autor

Laura Ailén Larramendy
laurarramendy@gmail.com

Directora

Dra. Solana Tabeni

Co-directora

Lic. Mónica Inés Cona

Miembros del comité evaluador

Dra. M. Soledad Albanese
salbanese@mendoza-conicet.gob.ar

Dr. Juan Álvarez
jalvarez@mendoza-conicet.gob.ar

Lic. Laura Sorli
lsorli@fca.uncu.edu.ar

1) AGRADECIMIENTOS

En primera instancia quiero agradecer a mis padres Isabel y Rafael por darme la oportunidad de estudiar y apoyarme e incentivarme desde pequeña en cada uno de mis proyectos y objetivos. A mis hermanos Luciana y Axel por su compañía y aguante. A Santiago y a su familia por su cariño y paciencia infinita.

A mi directora Solana Tabeni y mi codirectora Mónica Cona por la orientación recibida durante la realización de este trabajo. Agradezco su predisposición, paciencia y por compartir conmigo su conocimiento, permitiéndome aprender cada día algo nuevo.

Agradezco al Instituto Argentino de Investigaciones de las Zonas Áridas (IADIZA – CONICET) que facilitaron las instalaciones y laboratorios para analizar las muestras.

A todas las personas que me acompañaron durante la etapa universitaria e hicieron más llevadero los momentos de estrés con su amistad y cariño.

En fin quiero agradecer a cada una de las personas que contribuyeron hasta con el más mínimo detalle para que este trabajo fuera mejorando con el tiempo. Gracias a todos por ser parte de esta gran etapa.

2) RESUMEN

La herbivoría altera en forma directa a la vegetación y la modifica indirectamente a través de los comportamientos de ingeniería como la biodeposición (deposición de heces y orina) pudiendo afectar los suelos y las propiedades físicas que influyen indirectamente en la comunidad vegetal y otros organismos. El objetivo de esta tesis fue caracterizar y comparar la biodeposición de *Galea leucoblephara* y *Microcavia maenas* en la Reserva de Biósfera de Nacuñán y un área pastoreada colindante. Se dispusieron transectas perpendiculares al límite entre el área protegida y el área pastoreada, en cada transecta se recolectaron las heces de cada especie y se generó un registro fotográfico mediante la utilización de parcelas. Se analizó el patrón de biodeposición mediante la técnica de la ventana dividida móvil (MSW) mientras que la diversidad contenida en las heces se caracterizó mediante análisis microhistológico. Los resultados demostraron que el patrón de biodeposición no fue afectado por los límites existentes entre los campos pastoreados y el área protegida. Dependiendo de la escala de observación, a pequeña escala (1-5m) se detectaron bordes significativos en la biodeposición presente en el área protegida y campos pastoreados, mientras que a mayor escala (16-25m) se detectaron bordes significativos en la biodeposición en el campo pastoreado. En cuanto a la diversidad de ítems tróficos hallados en las heces, *Galea leucoblephara* presentó mayor diversidad en la reserva que en el campo, pero no se encontraron diferencias significativas. La composición de las heces se caracterizó por la predominancia de gramíneas en ambos sitios. La diversidad de la dieta de *Microcavia maenas* fue significativamente mayor en el área pastoreada, con una predominancia de especies arbustivas en ambas condiciones. El análisis de la diversidad contenida en los productos de excreción animal junto con los factores ambientales que condicionan el movimiento de estas especies y sus patrones de biodeposición, permitiría avanzar en el entendimiento de la dinámica de nutrientes en los bosques nativos y cómo las distintas fracciones del mantillo incluyendo los productos de excreción de la fauna nativa influyen en el funcionamiento de los ecosistemas naturales en el presente y ante las condiciones climáticas cambiantes esperadas para el futuro.

Palabras clave: mamíferos, roedores, biodeposición, diversidad dietaria, nutrientes.

ÍNDICE

1) AGRADECIMIENTOS.....	2
2) RESUMEN	3
3) INTRODUCCIÓN.....	5
3.1) Hipótesis y predicciones.....	7
4) OBJETIVOS.....	7
5) MATERIALES Y MÉTODOS.....	7
5.1) Área de estudio	7
5.2) Descripción de las especies estudiadas.....	8
5.3) Caracterización del patrón de biodeposición en el paisaje	10
5.4) Identificación de los componentes de la dieta	11
5.5) Análisis de los datos.....	12
5.5.1) Análisis espaciales.....	12
5.5.2) Análisis de los datos de dieta	13
6) RESULTADOS	14
6.1) Análisis espaciales.....	14
6.2) Composición de la dieta.....	18
7) DISCUSIÓN	25
8) CONCLUSIONES.....	27
9) BIBLIOGRAFÍA.....	29
10) ANEXOS	34

3) INTRODUCCIÓN

Los organismos que se mueven activamente entre hábitats son proveedores de servicios ecosistémicos tales como la polinización, la dispersión de semillas, la translocación de nutrientes (Lundberg y Moberg, 2003) y la modificación de las comunidades microbianas (Guernsey *et al.* 2015), convirtiéndose en componentes esenciales de la dinámica de los ecosistemas (Lindenmayer *et al.* 2008; Giannoni *et al.* 2013).

Los mamíferos de desierto han sido reconocidos como especies de enlace móvil con un efecto significativo en procesos ecosistémicos a través del paisaje (Lindenmayer *et al.* 2008; Giannoni *et al.* 2013; Tabeni *et al.* 2017). Las “especies de enlace móvil”, son aquellas especies que cumplen funciones esenciales tales como la conexión de áreas aparentemente aisladas entre sí, contribuyendo de esta manera a la resiliencia del ecosistema (Holling, 1973).

En particular, los mamíferos herbívoros tienen efectos directos sobre las plantas pudiendo influir en su crecimiento, supervivencia y reproducción. En consecuencia, la herbivoría puede modificar la composición de la comunidad vegetal y la calidad del hábitat para otros animales. Además de los efectos directos, los herbívoros también pueden estructurar el ecosistema a través de vías indirectas tales como la bioturbación (excavación y mezcla del suelo) y la biodeposición (deposición de heces y orina) (Parsons *et al.* 2016). A través del proceso de biodeposición, una proporción significativa de los nutrientes consumidos por los mamíferos herbívoros se liberan con las heces y parte de estos pueden retornar al suelo modificando sus propiedades (Guernsey *et al.* 2015; Afzal y Adams, 1992; Orwin *et al.* 2009). Los nutrientes aportados proporcionan insumos valiosos que están disponibles para la absorción de las plantas y el crecimiento posterior (Guernsey *et al.* 2015). Como consecuencia de los efectos transformadores que tienen los mamíferos excavadores en los ecosistemas, a menudo se los considera ingenieros de ecosistemas (Samjaa *et al.* 2000; Branch *et al.* 2002; Lai y Smith, 2003; Kotliar *et al.* 2006). Estos comportamientos de ingeniería ecosistémica, tales como la bioturbación y la biodeposición, crean condiciones de hábitat importantes para muchas otras especies, aumentando así la biodiversidad y la heterogeneidad del paisaje (Parsons *et al.* 2016; Liu *et al.* 2016).

La actividad animal concentrada alrededor de las madrigueras puede dar lugar a altas tasas de deposición de productos de excreción en la superficie del suelo, pudiendo estimular la descomposición y la liberación de nutrientes (Clark *et al.* 2016). En el caso de roedores fosoriales o semi-fosoriales, la bioturbación y la biodeposición de productos de excreción impactan en la distribución del carbono (C) y el nitrógeno (N) a pequeña escala en el suelo, afectando la dinámica de los nutrientes especialmente en los sistemas de madrigueras donde las heces son abundantes (Villareal *et al.* 2008). Otros mamíferos también ejercen su influencia a través de la deposición, así los alces son considerados como especie clave en los bosques montañosos de Estados Unidos (Guernsey *et al.* 2015). En Australia, los canguros excavan pozos que utilizan como sitios de descanso donde dejan parte de sus productos de excreción. Estas depresiones actúan como sumideros y en ellos se han registrado mayores niveles de nutrientes respecto de los suelos no perturbados, debido a la combinación de una mayor captura de material orgánico, agua, y a una mayor actividad microbiana (Elderidge y Rath, 2002).

La composición y calidad de los productos excretados por los animales dependen de la disponibilidad de alimento existente en el paisaje, por lo que los productos de excreción reflejarían la disponibilidad de recursos en el ambiente (Parsons *et al.* 2016). Las variables ambientales como el clima y los impactos humanos inciden en las variaciones de la dieta de herbívoros (Puig *et al.* 2010). La descomposición y liberación de nutrientes de las heces constituyen procesos clave para garantizar el adecuado funcionamiento de los ciclos biogeoquímicos, y están influenciados por la calidad del tejido foliar contenido en las heces de los herbívoros además de las características del sitio como la temperatura y la humedad, y de factores bióticos tales como la influencia de la comunidad microbiana del suelo (Guernsey *et al.* 2015). Estos factores influyen en la calidad del mantillo del cual las heces forman parte

y pueden determinar a su vez diferencias en el enriquecimiento de nutrientes en el suelo (Castellanos-Barliza y León Peláez, 2011; Miner *et al.* 2010).

La degradación de la tierra inducida por el hombre puede tener consecuencias para el funcionamiento del ecosistema. El Desierto del Monte, la región árida más amplia de Sudamérica, ha sido objeto de diferentes usos humanos tales como la deforestación, el pastoreo, los incendios en las zonas no irrigadas y la sustitución de los ecosistemas naturales por tierras de cultivo en los oasis de regadío. Algunas modificaciones de la estructura del ecosistema parecen haber sido gobernadas por estos cambios (Guevara *et al.* 2008; Villagra *et al.* 2009). Estas prácticas afectan múltiples interacciones bióticas y abióticas, principalmente a través de la pérdida de hábitat, el aumento de la fragmentación del paisaje, el cambio de la cobertura vegetal y la diversidad de pequeños mamíferos (Tabeni *et al.* 2017; Villagra *et al.* 2009), viéndose afectados procesos tales como el de la biodeposición.

El pastoreo extensivo del ganado ocurre en aproximadamente el 60% del Monte y tiene importantes consecuencias en la configuración, modificación de la estructura del paisaje y la diversidad de especies (Guevara *et al.* 2008). Los efectos más notorios y extensivos del pastoreo en la estructura de la vegetación son la reducción de la cubierta vegetal, y el aumento de parches de suelo desnudo. Por otro lado, los efectos directos del pastoreo sobre la abundancia de arbustos difieren entre los sitios y las intensidades de pastoreo (Bisigato y Bertiller, 1997; Kröpfl *et al.* 2007; Rossi, 2004).

A comienzos del siglo XIX, el área de Ñacuñán sufrió la tala indiscriminada de los bosques de algarrobo, asociada al trazado del ferrocarril y a la utilización de carbón de leña para producir gas de alumbrado para la ciudad de Mendoza. También se vió afectada por la introducción de ganado doméstico desde fines del siglo XIX hasta la década de 1980 (Villagra *et al.* 2009). La Reserva de Ñacuñán fue establecida como Reserva Forestal por ley en el año 1961 con el objetivo de proteger los bosques de *Prosopis* (Roig, 1971). En el año 1986 la Reserva fue incluida en la red mundial de Reservas del Hombre y de la Biósfera, programa MaB (por sus siglas en inglés *Man and the Biosphere*) de la UNESCO (Boshoven y Tognelli, 2001) con el objeto de proteger el bosque de algarrobo. El área protegida está ubicada en el centro de la llanura oriental mendocina, en el Departamento de Santa Rosa, y el ganado fue excluido hace más de 40 años (Abraham, 2001). En los campos privados limítrofes a la reserva se desarrollan principalmente actividades de ganadería extensiva de bovinos para cría (Tognelli y Boshoven, 2001). Las acciones de gestión relacionadas con la recuperación de bosques degradados durante las últimas décadas se presentan como una oportunidad para la preservación no solo de la biodiversidad sino también de las funciones ecológicas y los servicios ecosistémicos que brinda el bosque nativo (Chazdon, 2008).

Los sitios bajo diferentes prácticas de uso de la tierra están limitados por bordes (Cadenasso *et al.* 2003). La actividad de los animales a lo largo de los límites puede verse afectada por sus respuestas a estos hábitats (Miguel, 2018) de esta manera responden a los cambios ocasionados por el uso de la tierra modificando su abundancia, sus patrones de uso del espacio y su alimentación, entre otros. Debido a la importancia de los mamíferos en el funcionamiento de los desiertos, resulta necesario comprender cómo los bordes entre el área protegida y los campos pastoreados impactan en estos organismos. En esta tesis caracterizamos el patrón de biodeposición por mamíferos nativos en bosques de *Prosopis flexuosa* a partir de la comparación entre bosques bajo uso ganadero y bajo protección en la Reserva de Biósfera de Ñacuñán (RBÑ). Las heces de mamíferos medianos son relativamente abundantes y fáciles de recolectar, y proporcionan información biológica valiosa sobre las especies vegetales consumidas que reflejan a su vez el paisaje en el que coexisten. Utilizamos dos especies nativas como modelos de estudios para abordar el análisis del proceso de biodeposición: *Microcavia maenas* y *Galea leucoblephara*.

3.1) Hipótesis y predicciones

- El patrón de biodeposición, reflejado por la distribución espacial y la densidad de heces de *M. maenas* y *G. leucoblephara* difieren en relación al hábitat en condiciones pastoreadas (no protegido) y no pastoreadas (protegido).
 - Se espera que la biodeposición sea mayor en los bordes y decrezca hacia el interior del campo pastoreado y el área protegida, debido a que en los límites existen altos niveles de cobertura y ofrecen un hábitat óptimo para los roedores, tales como refugios contra depredadores y recursos alimenticios.
- La diversidad vegetal contenida en la dieta de *M. maenas* y *G. leucoblephara* difiere en relación al hábitat en condiciones pastoreadas y no pastoreadas.
 - Se espera que la diversidad vegetal contenida en las heces de *M. maenas* y *G. leucoblephara* sea mayor en el área protegida que en el campo pastoreado, debido a que los bosques no perturbados pueden proporcionar una mayor oferta de recursos alimentarios.

4) OBJETIVOS

- Analizar la distribución espacial y diversidad vegetal en la biodeposición de dos especies de mamíferos en un área protegida y un área pastoreada.
 - Caracterizar y analizar la distribución espacial de la biodeposición de *Galea leucoblephara* y *Microcavia maenas* cercana a los bordes en un área protegida y un área pastoreada.
 - Analizar la composición de la dieta a fin de caracterizar el nicho trófico de *Galea leucoblephara* y *Microcavia maenas* entre el área protegida y el área pastoreada.

5) MATERIALES Y MÉTODOS

5.1) Área de estudio

El estudio se realizó en la Reserva de Biosfera Ñacuñán (34° 2' S, 67° 58' O), ubicada en el Departamento de Santa Rosa, al centro-este de Mendoza (Figura 1). La reserva abarca una extensión de 12.300 ha y su altitud media es de 540 m.s.n.m. Desde 1986 forma parte de la Red Mundial de Reservas de la Biosfera del Programa el Hombre y la Biosfera de UNESCO. En los campos privados, limítrofes al área protegida se desarrollan principalmente actividades de ganadería extensiva de bovinos para cría (Tognelli y Boshoven, 2001).

La Reserva se encuentra situada en una amplia planicie, la Llanura de La travesía, originada por acumulación de materiales provenientes de las montañas (Tanquilevich, 1971). Los suelos son muy jóvenes y aún no han evolucionado a perfiles diferenciados, por lo que existe una gran homogeneidad en las capas que los constituyen. El contenido de materia orgánica es muy bajo debido a las condiciones extremas del ambiente que provocan una descomposición oxidativa rápida de los restos orgánicos (Tanquilevich, 1971).

El clima es semiárido, con inviernos fríos y secos (-13 ° a 10 ° C) y veranos calurosos y lluviosos (20 ° a 42 ° C). La precipitación media anual es de 329,4 mm (Estrella *et al.* 2001). En la Reserva se encuentran diversas comunidades vegetales, como el medanal, el chañaral, el zampal, el retamal, el peladal, el jarillal y el algarrobal (Roig, 1971). Entre estas comunidades, las más representativas de la Reserva son el jarillal y el algarrobal. El medanal está caracterizado por un estrato herbáceo rico en especies que en muchos casos son exclusivas de esta área (*Panicum urvilleanum*, *Solanum euacanthum*, *Nicotiana petunioides*, *Hyalis argentea*, entre otras). En la comunidad del chañaral, *Geoffroea decorticans* aparece con especies como *Condalia microphylla*, *Jarava ichu* y *Trichocline sinuata*. Por otra parte, la comunidad del zampal, dominada por *Atriplex lampa* y *Digitaria californica*, es considerada una etapa de degradación del algarrobal por efecto de la tala. Otra comunidad, el retamal, aparece en suelos con acumulación de arcilla; las especies dominantes son *Bulnesia retama* y *Lycium tenuispinosum*. El peladal o guadal se presenta en las zonas bajas con suelo desnudo y ejemplares poco desarrollados de *Larrea cuneifolia* (Roig, 1971). La comunidad del algarrobal es la más extensa y está constituida por tres estratos bien definidos: el estrato arbóreo, formado principalmente por *Prosopis flexuosa*, el estrato arbustivo, con *Larrea divaricata*, *Verbena* spp., *Lycium* spp. y *Atriplex lampa* y el estrato herbáceo rico en especies (*Pappophorum caespitosum*, *Digitaria californica*, *Setaria leucopila*, etc.). La presencia de los bosques de *P. flexuosa* es posible gracias a lentes arcillosos del suelo que permiten la retención del agua de lluvia y el aprovechamiento por parte de las plantas (Roig, 1971). La otra comunidad representativa, el jarillal, aparece en suelos arcillosos y está formada casi puramente por *Larrea cuneifolia*. También se encuentran especies como *Trichloris crinita*, *Pitraea cuneato-ovata*, *Glandularia mendocina*, etc. (Roig, 1971).

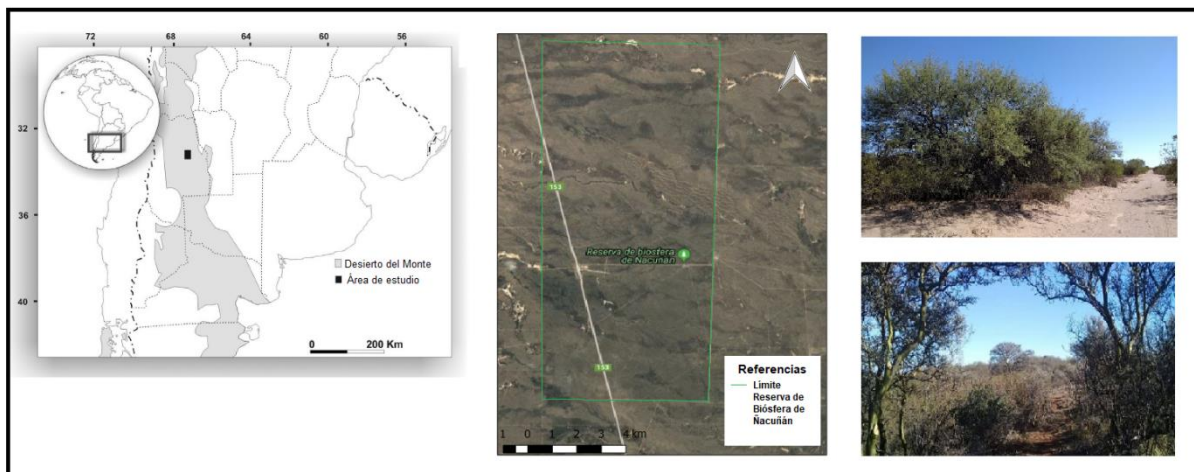


Figura 1: Ubicación geográfica del área de estudio y vista general del bosque abierto de *Prosopis flexuosa*-algarrobal- en la reserva de Biósfera de Ñacuñán.

5.2) Descripción de las especies estudiadas

Microcavia maenas es un roedor de la familia Caviidae. Su cuerpo es de tamaño mediano (210 mm) y su peso puede alcanzar hasta 180 gramos (Redford y Eisenberg, 1992; Teta *et al.* 2019), su pelaje presenta una coloración dorsal gris amarillenta y en otros parduzca y en las partes inferiores grisáceas a amarillentas (Figura 2.a) (Teta *et al.* 2017). Es un animal excavador, colonial, herbívoro y de hábitos diurnos. *M. maenas* habita en zonas desérticas y semidesérticas de América del Sur ocupando una amplia variedad de hábitats, desde lugares con suelos muy compactados hasta suelos blandos con alto contenido orgánico (Nowak y Paradiso, 1983; Tognelli y Boshoven, 2001; Teta *et al.* 2017). Excava activamente sus cuevas (Figura 3.a) las cuales sirven de refugio contra predadores y protección contra los grandes cambios de temperatura. Estos sistemas de galerías se denominan comúnmente “cuiseras”,

las cuales presentan una estructura principal compuesta por un conjunto de entradas al sistema de galerías que se encuentran próximas y conectadas por los senderos de actividad, generalmente está protegida por vegetación formando un parche (Taraborelli, 2007). En el Desierto del Monte las cuiseras de *M. maenas* alcanzan su mayor densidad en la comunidad del Algarrobal, ubicándose bajo árboles de algarrobo (*P. chilensis* y *P. flexuosa*) donde las ramas son arqueadas y alcanzan el suelo (Rood, 1967; Campos, 1997; Monge *et al.* 1994; Tognelli *et al.* 1995). También se encontró una asociación con arbustos de *Condalia microphylla* (piquillín), que en apariencia no son utilizados como recurso alimentario (Monge *et al.* 1994), sino que se utilizarían como medio de protección ante depredadores (Rood, 1967; Tognelli *et al.* 1995).

Galea leucoblephara, al igual que *M. maenas*, es un roedor de la familia Caviidae. Su cuerpo es de tamaño mediano (204mm) y su peso puede alcanzar entre 180 – 280 g gramos (Redford y Eisenberg, 1992; Ojeda *et al.* 2019), su rostro es estrecho y alargado con orejas pequeñas y redondeadas (Figura 2.b). El mentón posee un espacio central desnudo, donde se aloja una glándula mandibular, que está más desarrollada en los machos. Las patas son cortas, delgadas y poseen uñas cortas y agudas. Presenta un pelaje firme de pelos tersos y se caracteriza por la ausencia de rabo. Dorsalmente es pardo grisáceo oscuro, jaspeado de negro, el vientre es blanco grisáceo o amarillento. Alrededor del ojo presenta un anillo pálido, más o menos completo y con frecuencia tiene una mancha del mismo color detrás de las orejas. Los incisivos de color amarillento o anaranjado pálido (Cabrera, 1953; Vaccaro y Canevari, 2007; Agnolin *et al.* 2008). Conocido vulgarmente como cuis común, es de hábitos diurnos, su distribución se extiende desde Perú hasta Chile y Argentina (Rood, 1972; Redford y Eisenberg, 1992). Comparte con *M. maenas* los senderos de actividad (Campos, 1997), aunque prefiere hábitats con buena cobertura de gramíneas (Redford y Eisenberg 1992). *G. leucoblephara* hace cuevas muy cortas y de poca profundidad con cámaras que tapiza con gramíneas, solo ubicadas en los pastizales (Figura 3.b), en especial entre *Pappophorum* sp. (Monge *et al.* 1994).

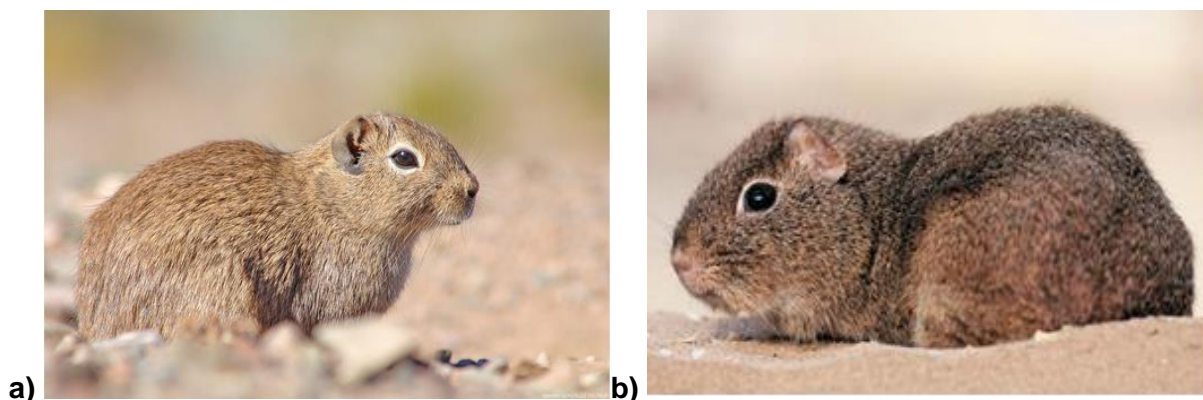


Figura 2: a) *Microcavia maenas* (González Feltrup, 2014) b) *Galea leucoblephara* (Wallace *et al.* 2010).

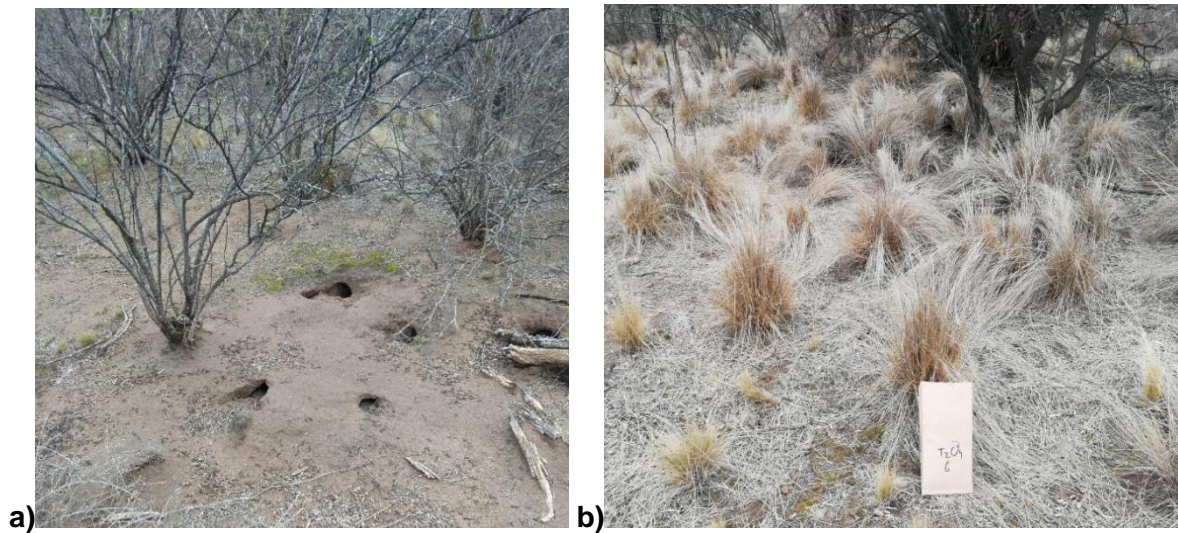


Figura 3: a) Sistema de madrigueras perteneciente a *Microcavia maenas* ubicada en la Reserva de Biósfera de Ñacuñán b) Hábitat preferencial de *Galea leucoblephara* en campo pastoreado.

5.3) Caracterización del patrón de biodeposición en el paisaje

Para caracterizar la distribución espacial de la biodeposición de *M. maenas* y *G. leucoblephara* se establecieron 3 transectas dentro de la reserva en el área correspondiente al algarrobal y en un campo pastoreado colindante durante el mes de marzo de 2018. Las transectas se dispusieron perpendicularmente al campo pastoreado y a la reserva, y en cada una se establecieron aproximadamente 50 parcelas de 50x50 cm distanciados cada dos metros. Cada parcela fue fotografiada (Figura 4) con cámara digital de 13 megapíxeles posicionado a una altura aproximada de 1,20 m sobre el nivel del suelo y similar exposición a la luz solar (igual rango horario en todos los casos). Las imágenes tomadas a lo largo de las transectas fueron utilizadas para estimar las coberturas presentes en el suelo, mediante un muestreo puntual de imágenes digitales utilizando el software Sample-Point (ver anexo II). Se dispuso una grilla sistemática de 225 puntos dentro de cada fotografía (Booth y Cox, 2011) y en ellas se identificaron 11 categorías diferentes; Suelo desnudo, mantillo, *Microcavia*, *Galea*, *Jarava*, Tomillo, *Larrea divaricata*, *Larrea cuneifolia*, *Lycium*, gramínea indeterminada 1, gramínea indeterminada 2. El resultado fue una base de datos con 66.150 puntos en total para las diferentes categorías obtenidas en campo y en la reserva.

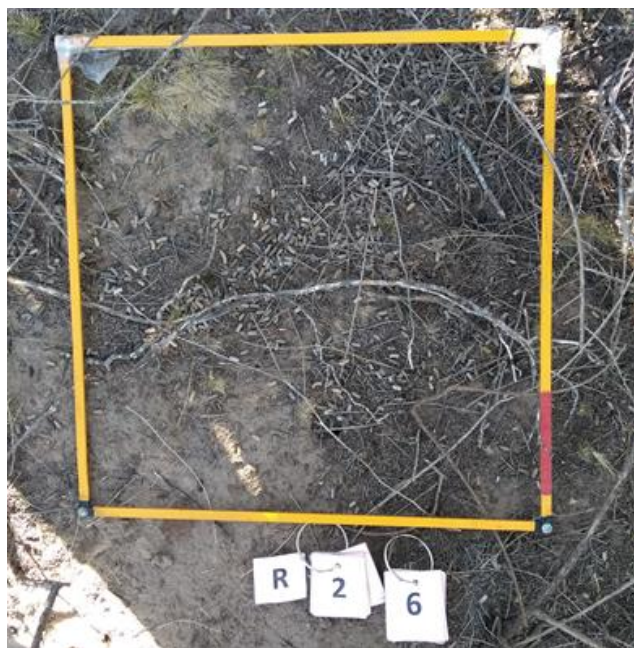


Figura 4: Parcela de 50 por 50 cm ubicada en la reserva.

A partir de las fotografías de las parcelas, se realizó un conteo exhaustivo de las heces pertenecientes a *G. leucoblephara* y *M. maenas* con el objeto de determinar la densidad de sus deposiciones.

5.4) Identificación de los componentes de la dieta

Para identificar las especies vegetales presentes en la dieta de *M. maenas* y *G. leucoblephara* se utilizó la técnica microhistológica de Baumgartner y Martin (1939), modificado por Duci (1949) y Holechek (1982). Ésta técnica se basa en la identificación y cuantificación de tejidos epidérmicos vegetales en muestras fecales (Peña Neira y Habib de Peña, 1980).

Para la correcta identificación de los tejidos epidérmicos vegetales (hojas), se utilizaron preparados de referencia que se encontraban disponibles en el Instituto Argentino de Investigaciones de las Zonas Áridas (IADIZA, CCT CONICET), junto a nuevos preparados de referencias de las especies que no estaban disponibles. Se realizó un herbario para el área de estudio y posteriormente se identificó el material a partir de la comparación con plantas herborizadas presentes en el herbario Ruiz Leal, IADIZA, Argentina. Las características epidérmicas vegetales permitieron diferenciar distintos patrones a nivel de géneros o especies de plantas. La cutícula de la planta se identificó a nivel de género y a nivel de especie cuando fue posible (Peña Neira y Habib de Peña, 1980) (ver anexo I).

Las heces fueron colectadas durante el mes de octubre de 2018 en la Reserva de Biósfera de Ñacuñán (RBÑ) en el área correspondiente al algarrobal y en un campo pastoreado colindante. La colecta se realizó en transectas de 100 m de longitud, dispuestas en sentido perpendicular al límite entre ambas condiciones (campo y reserva). Se dispusieron 3 transectas en la RBÑ y 3 en un área pastoreada, donde las heces fueron colectadas con una separación de 10 m a lo largo de la transecta. Cada muestra estuvo compuesta de 10 pellets frescos (coloración verdosa y brillo) y fueron colocadas en bolsas de papel, debidamente identificadas con la especie, número de la muestra, fecha y lugar de recolección.



Figura 5: Heces de a) *Microcavia maenas* y b) *Galea leucoblephara*.

Las heces fueron secadas en estufa a 60°C durante dos semanas para impedir la proliferación de hongos. Luego fueron molidas mediante el uso de mortero, el cual era sometido a una limpieza profunda para evitar la contaminación entre muestras. Terminado el proceso de molido, el material fue clarificado con hipoclorito de sodio al 50% durante 5 minutos. Posteriormente cada muestra fue pasada por un tamiz de 210 μm y lavadas con agua. Una pequeña submuestra fue tomada y colocada sobre un portaobjeto con glicerina. Con la ayuda de una espátula se distribuyó homogéneamente el material hasta cubrir el área que ocupaba el cubreobjetos. Se realizaron 3 preparados por muestra y fueron observadas a una resolución de 400x con microscopio óptico.

Finalizado el montaje, se procedió a la lectura de cada laminilla hasta completar los 100 campos. Se registraron los fragmentos identificables de cada especie vegetal contenidos en las heces, es decir, aquellos fragmentos de epidermis con estructuras morfológicas propias de cada planta. En algunos casos no fue posible identificar el fragmento epidérmico por lo que se lo categorizó como indeterminado.

5.5) Análisis de los datos

5.5.1) Análisis espaciales

La diferencia en la abundancia de heces encontradas en el campo y la reserva se analizó mediante la prueba no paramétrica Wilcoxon. El patrón espacial de biodeposición en el área protegida y en el área pastoreada se analizó mediante la técnica de la ventana dividida móvil (Moving Split Window) (Erdös *et al.* 2014). El MSW identifica límites en un conjunto de datos ordenados en una dimensión (transectas). Este método es indicado para la detección de bordes, con las transectas orientadas en gradiente atravesando las áreas donde se desea inspeccionar la existencia de discontinuidades (Erdös *et al.* 2014). La ventana dividida móvil consiste en definir una ventana con un ancho predefinido; diseccionar la ventana en dos mitades iguales; y comparar las dos mitades a través de alguna métrica de disimilitud (Whittaker, 1960; Li *et al.* 2007). La ventana se desplaza a lo largo de la transecta calculando una función de disimilitud en todas las posiciones (Erdös *et al.* 2014). El procedimiento se repite hasta el final de la transecta y de esta manera se identifican las ubicaciones de la tasa máxima de cambio en la variable analizada (Ludwig y Cornelius, 1987). Se utilizaron tamaños

de ventana promediados ($w= 1-5$; $w=6-15$; $w= 16-25$) y la distancia euclidiana como medida de disimilitud:

$$SED_n = \sum_{i=1}^m (\bar{X}_{iaw} - \bar{X}_{ibw})^2$$

Donde n es punto medio entre las mitades de la ventana, w denota el ancho de la ventana, a y b representan las dos medias ventanas respectivamente, mientras que m representa los números variables de cada parcela de muestra (Brunt y Conley, 1990).

La significancia de los límites se probó con la transformación al puntaje z . La transformación al puntaje z es una transformación normalizadora, y se calcula de la siguiente manera:

$$z = \frac{(d_{i,k} - d_{exp,k})}{SED_{exp,k}}$$

donde z es el puntaje z , $d_{i,k}$ es la distancia euclidiana al cuadrado en la posición i si el tamaño de la mitad de la ventana es k , $d_{exp,k}$ es la media general de la distancia euclidiana al cuadrado de los datos aleatorizados para el tamaño de la mitad de la ventana k (media esperada), y $SED_{exp,k}$ es la desviación estándar de los valores de Distancia euclidiana al cuadrado de los datos aleatorizados para el tamaño de media ventana k (la media general y la desviación estándar se calculan a partir de 1000 aleatorizaciones para toda la transecta) (Erdős *et al.* 2014).

En el perfil, los límites de la biodeposición aparecen como picos. Se consideró el puntaje z para identificar límites significativos ($p < 0,05$). Para los cálculos de MSW, se utilizó el lenguaje estadístico BorDer y planillas de cálculo.

5.5.2) Análisis de los datos de dieta

La contribución de cada ítem a la dieta fue cuantificada mediante el cálculo de la frecuencia de ocurrencia (F_o) que se obtuvo a partir de la suma de los campos identificables por especie en el total de muestras, y el cálculo de la frecuencia relativa (Fr) usando la siguiente fórmula:

$$FR = \frac{F_o}{N} \times 100$$

En donde se dividió el número de campos en que aparecía una especie (F_o) por el número de campos observados (N) y esa cifra se llevó a porcentaje.

Para calcular la diversidad vegetal contenida en la dieta de *M. maenas* y *G. leucoblephara* aplicamos el índice de Shannon, (Krebs, 1989) usando la siguiente ecuación:

$$H' = \sum p_i \log p_i$$

donde p_i es la proporción de cada ítem en la dieta.

Para determinar diferencias significativas en la diversidad de especies vegetales presentes entre las dietas de *M. maenas* y *G. leucoblephara*, se utilizó el método de Hutcheson (Zar, 2010) para calcular el valor de t .

A partir del índice de Shannon-Wiener, se obtuvo el índice de equidad de Pielou (J'), que mide la proporción de la diversidad o riqueza observada. Su valor oscila entre 0 y 1 de manera que 1 corresponde a situaciones donde todas las especies son igualmente abundantes en las heces (Cupul-Magaña *et al.* 2008).

$$E = \frac{H'}{\sum \ln S}$$

donde S = número total de especies.

Además, se realizó un análisis de componentes principales (ACP) para comparar la dieta de *Galea leucoblephara* y *Microcavia maenas* entre la reserva y el campo.

6) RESULTADOS

6.1) Análisis espaciales

La diferencia entre el número de heces encontradas en el campo y la reserva fue significativa (Prueba Wilcoxon, $W= 1874$, $p<0,05$), siendo mayor la biodeposición en el área protegida ($164,81 \pm 129,45$ heces) que en el área pastoreada ($112,25 \pm 139,52$ heces).

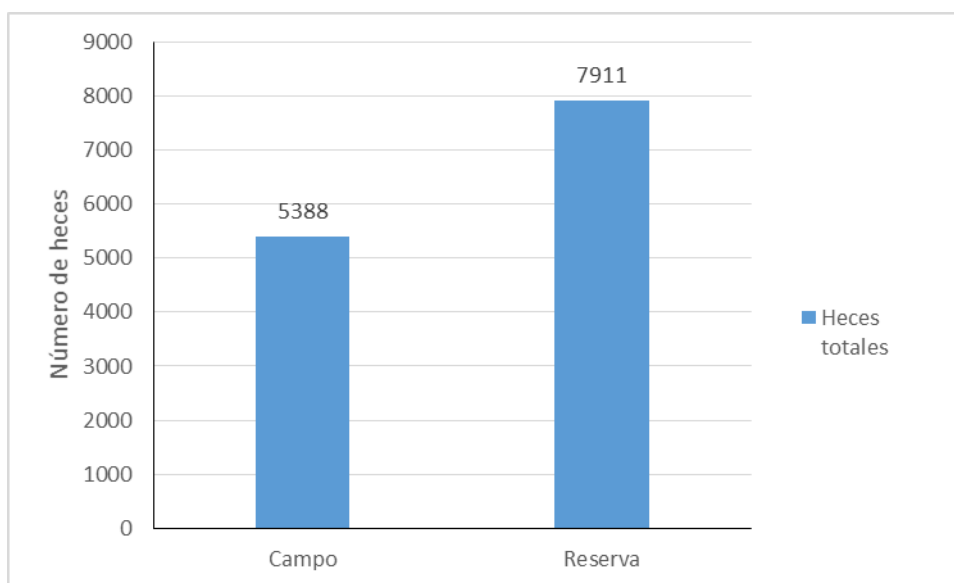


Figura 6: Heces totales contabilizadas en el campo pastoreado (146 parcelas) y el área protegida (146 parcelas)

La diferencia entre el número de heces de *Galea leucoblephara* encontradas en el campo y la reserva fue significativa (Prueba Wilcoxon, $W= 1762$, $p<0,05$), siendo mayor la biodeposición en el área protegida ($80,83 \pm 83,27$ heces) que en el área pastoreada ($37,40 \pm 36,43$ heces).

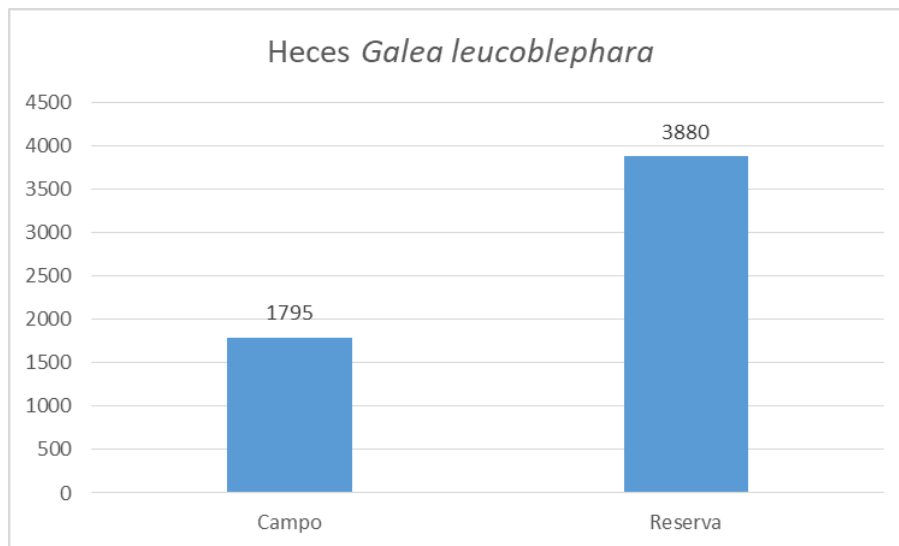


Figura 7: Heces totales de *Galea leucoblephara* contabilizadas en el campo pastoreado (146 parcelas) y el área protegida (146 parcelas).

La diferencia entre el número de heces de *Microcavia maenas* encontradas en el campo y la reserva no fue significativa (Prueba Wilcoxon, $W = 2077$, $p > 0,05$), siendo la biodeposición en el área protegida ($83,98 \pm 75,16$ heces) y en el área pastoreada ($74,85 \pm 116,06$ heces).

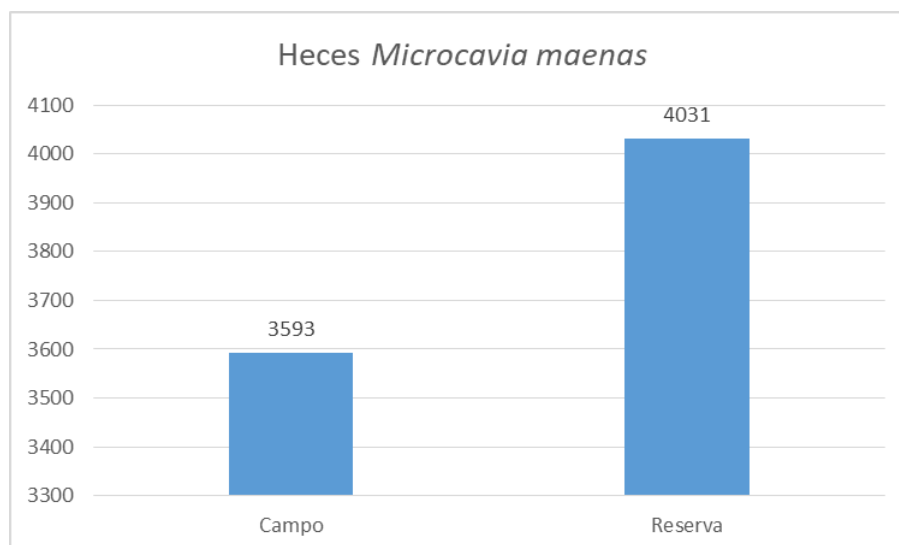


Figura 8: Heces totales de *Microcavia maenas* contabilizadas en el campo pastoreado (146 parcelas) y el área protegida (146 parcelas).

El ACP del porcentaje de coberturas en el campo (Figura 10.a) ordenó la variación de los datos en los dos componentes más significativos (CP 1 y 2), que en conjunto representaron el 78,9% de la varianza total. La componente 1 explicó el 53,1% de la varianza total y distinguió el porcentaje de suelo desnudo de los porcentajes de mantillo, vegetación y heces. La componente 2 explicó el 25,8% de la varianza total y distinguió el porcentaje de vegetación de los porcentajes de heces, mantillo y suelo desnudo. El ACP del porcentaje de coberturas en la reserva (Figura 10.b) ordenó la variación de los datos en los dos componentes más significativos (CP 1 y 2), que en conjunto representaron el 78,5% de la varianza total. La componente 1 explicó el 53,6% de la varianza total y distinguió el porcentaje de suelo desnudo

(%SD) del porcentaje de mantillo (%Mantillo), vegetación (%vegetación) y heces (%heces). La componente 2 explicó el 24,9% de la varianza total y distinguió el porcentaje de mantillo de los porcentajes de heces, vegetación y suelo desnudo.

En ambos casos el ACP del porcentaje de coberturas en el campo y la reserva, se observó un agrupamiento a lo largo de la componente 1, distinguiendo los porcentajes de heces, vegetación y mantillo del porcentaje de suelo desnudo.

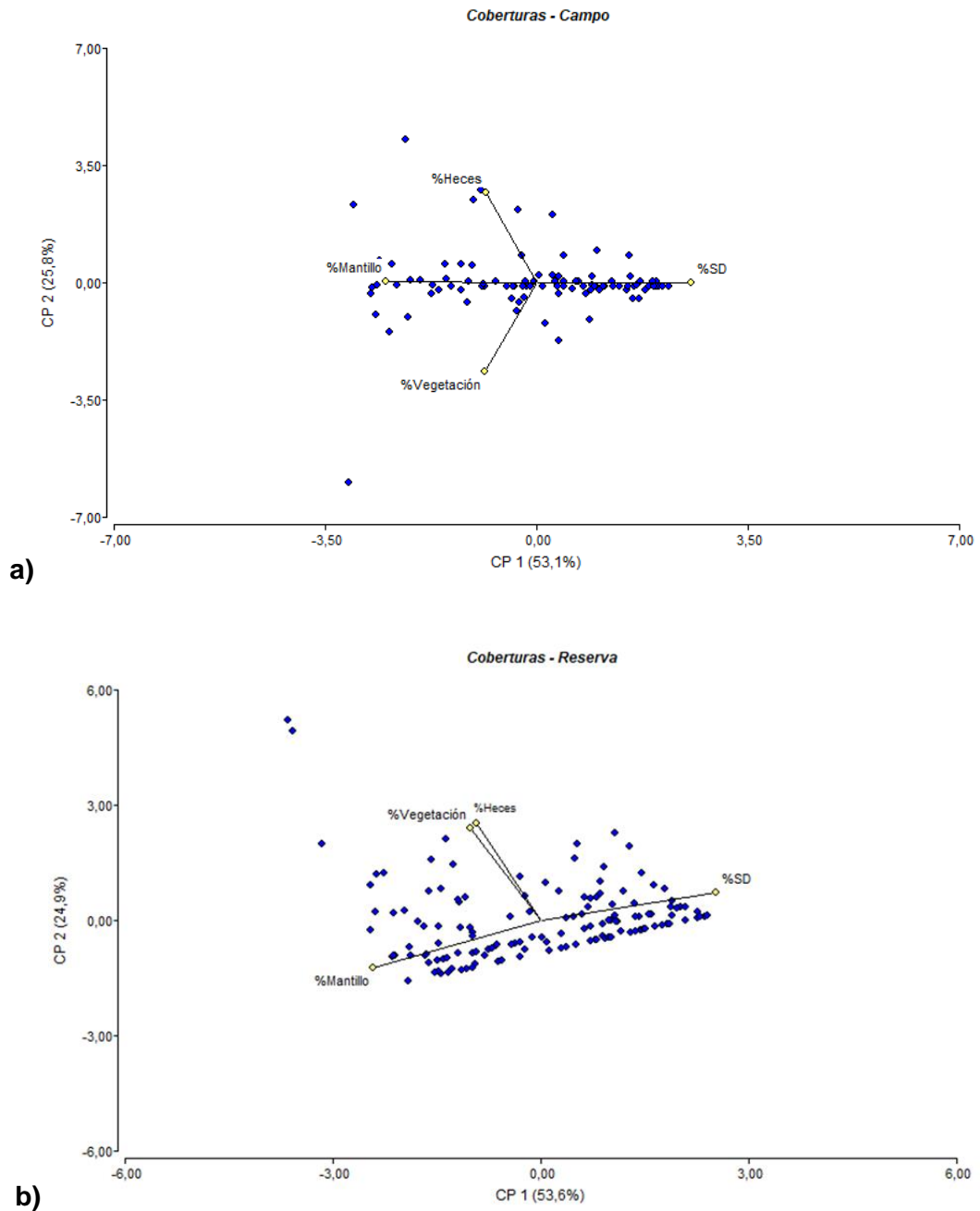
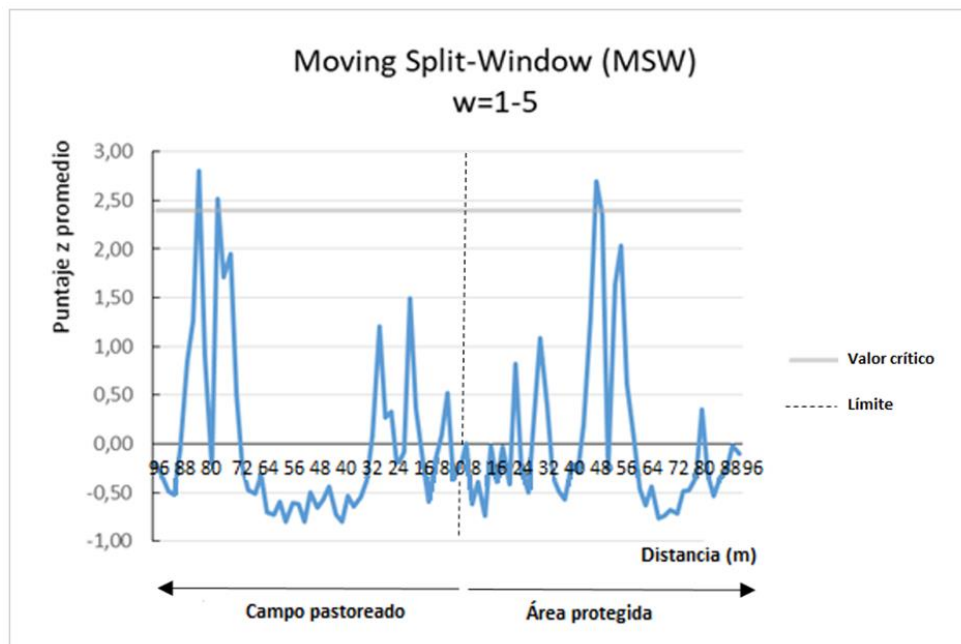


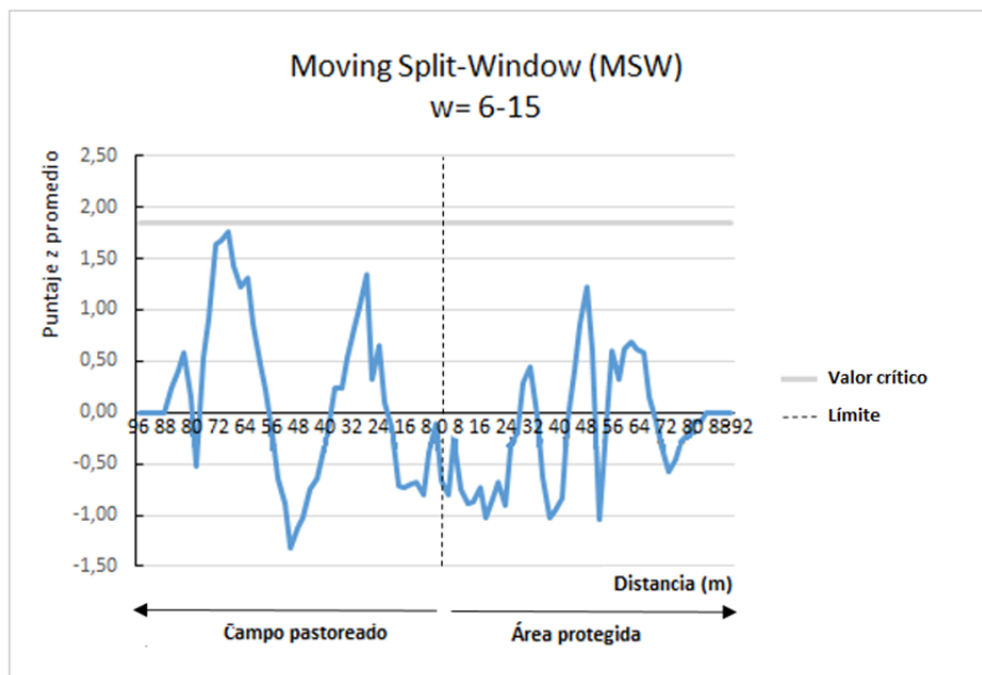
Figura 9: Análisis de los componentes principales (ACP) del porcentaje de coberturas vegetales y de heces en a) campo y b) reserva.

Puntos azules: Muestran la correlación existente entre las variables (%coberturas) con las parcelas correspondientes al campo (a) y a la reserva (b) (n=146).

A partir del análisis de la ventana móvil aplicado en los datos de las coberturas de heces presentes en el campo y la reserva, se obtuvieron perfiles de disimilitud. El perfil de disimilitud calculado con un tamaño de ventana promediado de 1-5 m mostró picos claros y significativos de disimilitud ($z > 2,40$) en el interior del campo y la reserva (Figura 11.a). El perfil de disimilitud calculado para un tamaño promediado de ventana de 6-15 m, no detectó picos significativos ($z < 1,85$) entre la condición campo y reserva (Figura 11.b). Caso contrario, el perfil de disimilitud para un tamaño de ventana promediado de 16- 25 m identificó un pico significativo ($z > 1,83$) en el campo pastoreado (Figura 11.c).



a)



b)

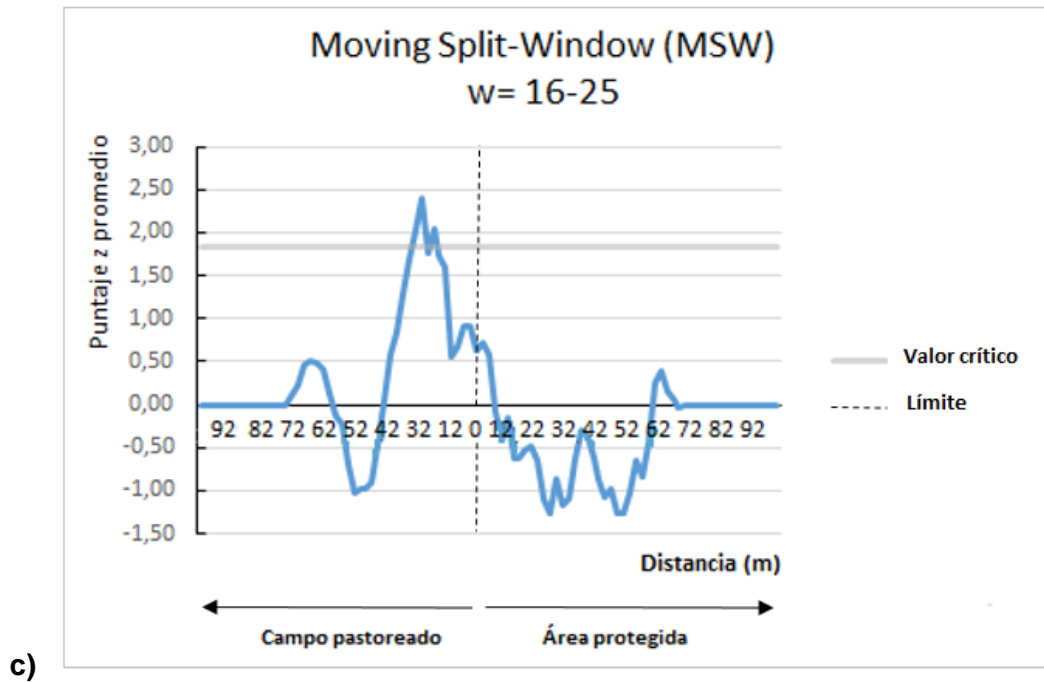


Figura 10: Perfil de disimilitud calculado a partir de la técnica de la ventana móvil (MSW) para un tamaño promediado de ventana (w) y valor crítico (z) de a) w=1-5; z= 2,40 b) w=6-15; z=1,85 c) w=16-25; z= 1,83.

6.2) Composición de la dieta

A partir del análisis microhistológico de las heces se logró identificar las especies vegetales que constituyen la dieta de *Microcavia maenas* y *Galea leucoblephara*. Para *M. maenas* se registraron 15 especies vegetales y para *G. leucoblephara* se identificaron 16.

Los valores de frecuencia relativa (Fr) y frecuencia de ocurrencia (Fo) obtenidos a partir del análisis microhistológico determinó que las plantas que tuvieron mayores valores de frecuencia relativa (Fr) en la dieta de *M. maenas* en la Reserva de Biósfera de Ñacuñán y campos pastoreados fueron: *Larrea divaricata*, *Capparis atamisquea*, *Condalia microphylla*, *Prosopis flexuosa* y *Lycium chilense* (Tabla 1). Teniendo en cuenta la forma de vida de las plantas identificadas en la dieta de *M. maenas* se obtuvieron frecuencias relativas altas de arbustos tanto en el campo como en la reserva (Figura 5) (ver anexo III). Las especies vegetales que tuvieron mayores valores de frecuencia relativa (Fr) en la dieta de *G. leucoblephara* en la reserva fueron: *Pappophorum caespitosum*, *Aristida mendocina*, *Prosopis flexuosa*, *Larrea divaricata* y *Eragrostis pilosa*. Mientras en el campo predominaron las especies, *Aristida mendocina*, *Pappophorum caespitosum*, *Larrea divaricata* y *Eragrostis pilosa* (Tabla 2). En la dieta de *G. leucoblephara* se observa que las frecuencias relativas de gramíneas fueron mayores que la de los arbustos tanto en el campo como en la reserva (Figura 6) (ver anexo III).

Tabla 1: Especies vegetales presentes en las heces depositadas por *Microcavia maenas* en la Reserva de Biosfera de Ñacuñán y en el campo colindante.

Forma de vida	Especies vegetales	Reserva		Campo	
		FR	FO	FR	FO
Herbácea	Asteracea <i>Parthenium hysterophorus</i>	0,04	1		
Herbácea	Brassicaceae <i>Descurainia sp.</i>	0,1	3		
Arbusto	Capparidaceae <i>Capparis atamisquea</i>	20,4	531	25,9	356
Árboles	Fabaceae <i>Geoffroea decorticans</i> <i>Prosopidastrum globosum</i> <i>Prosopis flexuosa</i>	0,2	6	1,2	16
Herbácea		0,5	13		
Árboles		8,9	230	8,6	118
Gramínea	Poacea <i>Pappophorum sp.</i>	0,04	1		
Arbusto	Rhamnaceae <i>Condalia microphylla</i>	9,7	253	11,1	153
Arbusto	Solanaceae <i>Lycium chilense</i>	9,9	258	8,6	118
Arbusto	Verbenaceae <i>Acantholippia seriphioides</i> <i>Junellia aspera</i> <i>Junellia seriphioides</i>			0,2	3
Arbusto		0,04	1		
Arbusto				0,2	2
Arbusto	Zygophyllaceae <i>Bulnesia retama</i> <i>Larrea cuneifolia</i> <i>Larrea divaricata</i>	0,7	18	0,8	11
Arbusto		0,9	23	1,3	18
Arbusto		46,5	1210	42,2	581

Tabla 2: Especies vegetales presentes en las heces depositadas por *Galea leucoblephara* en la Reserva de Biósfera de Ñacuñán y en el campo colindante.

Forma de vida	Especies vegetales	Reserva		Campo	
		FR	FO	FR	FO
Arbusto	Capparidaceae <i>Capparis atamisquea</i>	0,7	18	0,2	2
Arbusto	Chenopodiáceas <i>Atriplex lampa</i>			0,8	8
Arbusto	Ephedraceae <i>Ephedra ocreata</i>	2,2	54		
Herbacea	Fabaceae <i>Prosopidastrum globosum</i>	0,1	2		
Árboles	<i>Prosopis flexuosa</i>	14,2	356	15,4	154
Gramínea	Poacea <i>Aristida mendocina</i>	24,7	618	27,4	274
Gramínea	<i>Chloris castilloniana</i>	0,2	5	0,2	2
Gramínea	<i>Cottea pappophoroides</i>			0,6	6
Gramínea	<i>Diplachne dubia</i>			0,1	1
Gramínea	<i>Eragrostis pilosa</i>	11,4	284	8,7	87
Gramínea	<i>Jarava ichu</i>	1,0	25		
Gramínea	<i>Pappophorum caespitosum</i>	24,9	623	22,2	222
Arbusto	Solanaceae <i>Lycium chilense</i>	1,7	43	5,5	55
Herbacea	<i>Solanum triflorum</i>			0,1	1
Arbusto	Verbenaceae <i>Acantholippia seriphioides</i>	0,04	1		
Arbusto	Zygophyllaceae <i>Larrea divaricata</i>	12,6	316	12,2	122

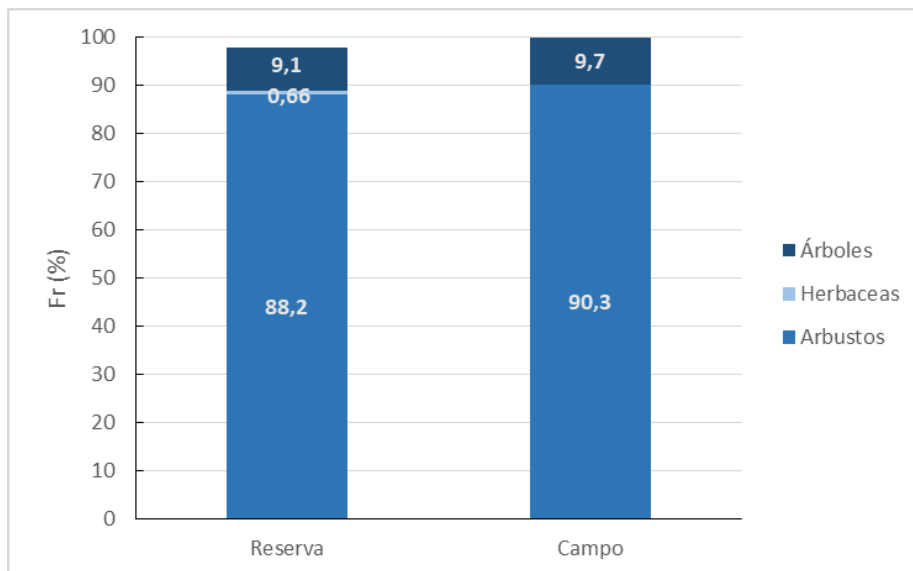


Figura 11: Frecuencias relativas de categorías vegetales presentes en heces de *Microcavia maenas*.

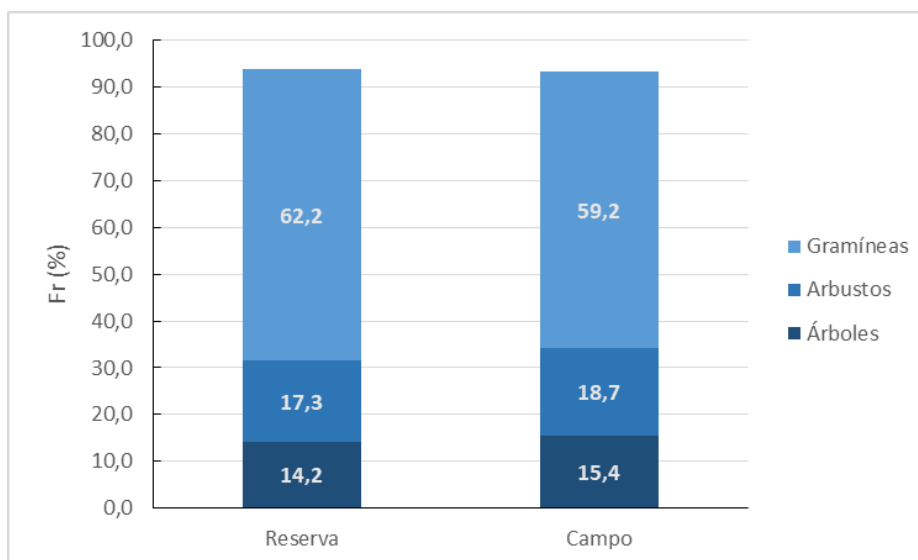


Figura 12: Frecuencias relativas de categorías vegetales presentes en heces de *Galea leucoblephara*.

La diversidad de la dieta (H') de *Galea leucoblephara* (Tabla 3) fue mayor en la reserva que en el campo, pero no se encontraron diferencias significativas. Se registraron diferencias significativas en la diversidad dietaria de *Microcavia maenas*, donde los valores de H' fueron mayores en el campo que en la reserva ($t=1,83$; $p<0,05$).

Tabla 3: Comparación entre los valores del índice de Diversidad para *G. leucoblephara* y *M. maenas* en la Reserva de Biósfera de Ñacuñán y el campo colindante.

	H'Campo	H' Reserva	t	p
<i>Galea leucoblephara</i>	1,77	1,78	-0,63	>0,05
<i>Microcavia maenas</i>	1,55	1,50	1,83	<0,05

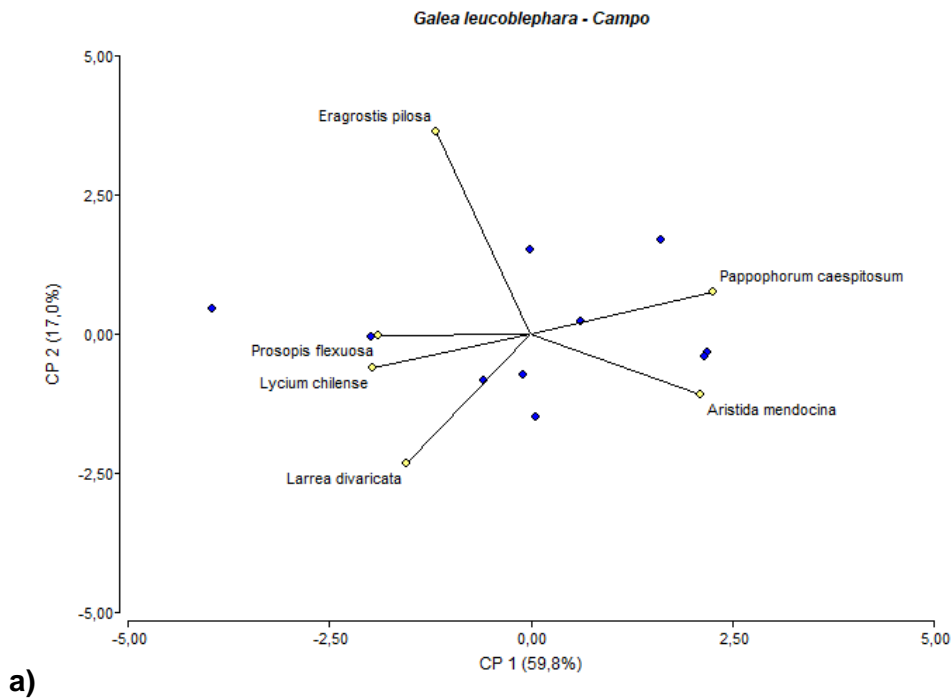
El índice de equidad de Pielou (Tabla 4) para *Galea leucoblephara* fueron similares en la reserva y en el campo. En el caso de *Microcavia maenas*, el índice de Pielou fue mayor en el campo que en la reserva.

Tabla 4: Índice de equidad de Pielou (J') para *G. leucoblephara* y *M. maenas* en la Reserva de Biosfera de Ñacuñán y campo colindante.

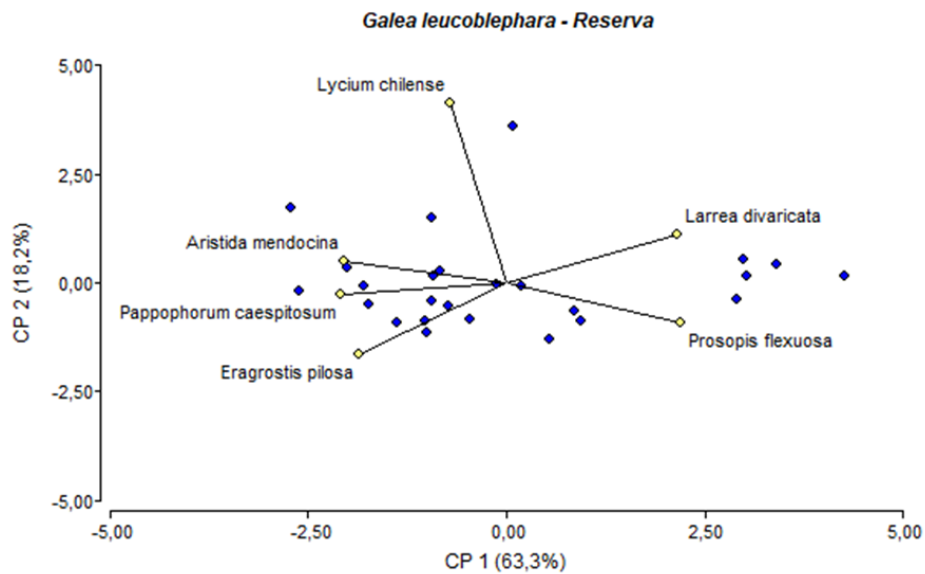
	J' Campo	J' Reserva
<i>Galea leucoblephara</i>	0,71	0,72
<i>Microcavia maenas</i>	0,67	0,58

El ACP de todas las especies consumidas por *G. leucoblephara* en el campo (Figura 7.a) ordenó la variación de los datos en los dos componentes más significativos (CP 1 y 2), que en conjunto representaron el 76,8% de la varianza total. La componente 1 que explica el 59,8% de la varianza total distinguió las especies *Pappophorum caespitosum* y *Arístida mendocina* de las especies *Lycium chilense*, *Prosopis flexuosa*, *Larrea divaricata* y *Eragrostis pilosa*. La componente 2 explicó el 17,0% de la varianza total y distinguió *Eragrostis pilosa* y *Pappophorum caespitosum* de *Larrea divaricata*, *Aristida mendocina*, *Lycium chilense* y *Prosopis flexuosa*. El ACP en la reserva (Figura 7.b) ordenó la variación de los datos en los dos componentes más significativos (CP 1 y 2), que en conjunto representaron el 81,5% de la varianza total. La componente 1 que explica el 63,3% de la varianza total y distinguió las especies *Prosopis flexuosa* y *Larrea divaricata* de las especies *Arístida mendocina*, *Pappophorum caespitosum*, *Eragrostis pilosa* y *Lycium chilense*. La componente 2 explica el 18,2% de la varianza total y distinguió *Lycium chilense*, *Larrea divaricata* y *Arístida mendocina* de las especies *Eragrostis pilosa*, *Prosopis flexuosa* y *Pappophorum caespitosum*.

En el ACP perteneciente a la dieta de *Galea leucoblephara* en el campo y la reserva, la componente 1 y 2 distinguió en gran medida los ítems que conforman la dieta de acuerdo a la forma vida de tipo arbustiva y graminosa.



a)



b)

Figura 13: Análisis de componentes principales (ACP) para la dieta de *Galea leucoblephara* en (a) campo y (b) en la reserva.

Puntos azules: Muestran la correlación existente entre las variables (especies vegetales) consumidas por *Galea leucoblephara* con las parcelas correspondientes al campo (a) y a la reserva (b) (n=146).

El ACP de todas las especies consumidas por *M. maenas* en el campo (Figura 8.a) ordenó la variación de los datos en los dos componentes más significativos (CP 1 y 2), que en conjunto representaron el 61% de la varianza total. La componente 1 explica el 32,9% de la varianza total y distinguió las especies *Capparis atamisquea*, *Lycium chilense* y *Prosopis flexuosa* de *Larrea divaricata* y *Condalia microphylla*. La componente 2 explica el 28,1% de la varianza total y distinguió a *Prosopis flexuosa* y *Lycium chilense* de las especies *Capparis atamisquea*, *Condalia microphylla* y *Larrea divaricata*. El ACP en la reserva (Figura 8.b) ordenó la variación de los datos en los dos componentes más significativos (CP 1 y 2), que

en conjunto representaron el 71,5% de la varianza total. La componente 1 que explica el 41,6% de la varianza total y distinguió las especies *Lycium chilense*, *Prosopis flexuosa* y *Larrea divaricata* de *Capparis atamisquea* y *Condalia microphylla*. La componente 2 explicó el 29,9% de la varianza total y distinguió a *Prosopis flexuosa* y *Capparis atamisquea* de *Larrea divaricata*, *Lycium chilense* y *Condalia microphylla*.

En los componentes 1 y 2 del ACP perteneciente a la dieta de *Microcavia maenas* en el campo y la reserva, no se encontró agrupación visual entre las especies vegetales consumidas.

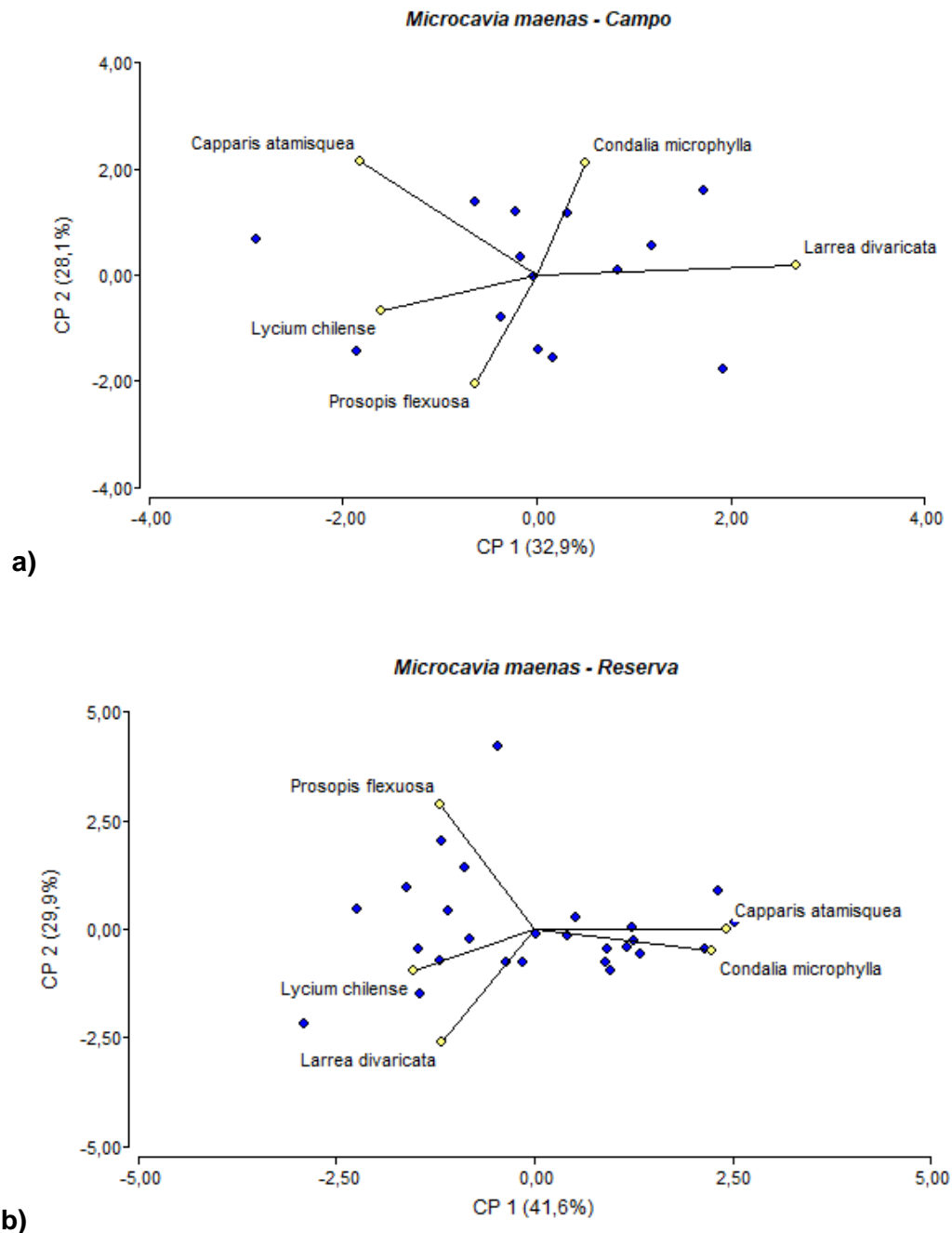


Figura 14: Análisis de componentes principales (ACP) para la dieta de *Microcavia maenas* en (a) campo y (b) en la reserva

Puntos azules: Muestran la correlación existente entre las variables (especies vegetales) consumidas por *Microcavia maenas* con las parcelas correspondientes al campo (a) y a la reserva (b) (n=146).

7) DISCUSIÓN

La biodeposición proporciona información biológica valiosa sobre las especies vegetales que los organismos consumen y a su vez reflejan el ecosistema en el que coexisten (Parsons *et al.* 2016). Los paisajes antropizados pueden tener consecuencias para el funcionamiento del ecosistema al afectar múltiples interacciones bióticas y abióticas, principalmente a través de la pérdida de hábitat, el aumento de la fragmentación del paisaje, el cambio de la cobertura vegetal y la diversidad de pequeños mamíferos (Tabeni *et al.* 2017; Villagra *et al.* 2009), viéndose afectados procesos tales como el de la biodeposición.

El límite existente entre diferentes usos de la tierra puede ser percibido de manera diferente por las especies de mamíferos, dependiendo de las características propias de las especies, del tipo y la calidad de las áreas que los bordes separan y de las características del límite (Miguel, 2018). Los resultados del presente estudio demostraron que el patrón de biodeposición no fue significativo en el límite existente entre el área protegida y el campo pastoreado. Considerando las predicciones planteadas, se esperaba que por la presión de pastoreo actual en los campos colindantes a la Reserva de Biosfera de Ñacuñan el patrón de biodeposición no fuera significativo a lo largo del gradiente de pastoreo, pero si en los bordes. En los campos pastoreados existen reducciones en la capa herbácea y un aumento del suelo desnudo dando como resultado una simplificación de la estructura del hábitat (Tabeni y Ojeda, 2003). Por otro lado, los bordes se caracterizan por presentar una mayor cobertura vegetal, proporcionando así buenas condiciones de hábitat para los roedores (Spirito y Tabeni, 2016). Sin embargo, el patrón no fue afectado por el límite existente entre los distintos manejos, sino que puede explicarse por cambios en la estructura de la vegetación desde el límite hacia el interior de la reserva y el campo pastoreado, y por las diferentes respuestas de las especies a estos cambios fisonómicos en la vegetación de acuerdo a sus preferencias de hábitat (Miguel, 2018).

Los resultados del presente estudio, utilizando la técnica de la ventana dividida móvil (MSW) permitieron caracterizar el patrón de biodeposición de *Galea leucoblephara* y *Microcavia maenas* en condiciones pastoreadas y no pastoreadas. Erdös *et al.* (2014) y Cornelius y Reynolds (1991), recomiendan que para reducir la dependencia de la escala del análisis, es aconsejable promediar los resultados de varios anchos de ventana y transformar el perfil de disimilitud (puntaje z), de manera tal que los picos resultantes en el perfil tengan una menor escala-dependencia. Si bien estas recomendaciones se tuvieron en cuenta, nuestros resultados variaron según la escala. A tamaños de ventanas más grandes, es decir a mayor escala (16-25m), el patrón de biodeposición en la reserva resulta ser más homogéneo. El área protegida presenta una notable recuperación de sus comunidades vegetales en comparación con un estado anterior en el que se permitía el pastoreo (Rossi, 2004). La mayor parte de su suelo en la reserva está cubierto por alguna forma de vegetación donde los mamíferos encuentran resguardo (Taraborelli, 2007; Spirito y Tabeni, 2016) originando una distribución uniforme de las heces en dicha condición. Por el contrario la mayor heterogeneidad en el patrón espacial de los campos pastoreados podría indicar la heterogeneidad de hábitat que caracterizan a este tipo de manejo. A menor escala (tamaños de ventana 1-5m), se detectaron bordes significativos en la biodeposición en ambas condiciones (pastoreada y protegida), parece posible que estos resultados se deban a heterogeneidades internas dentro de cada condición. La mayoría de los picos del perfil de disimilitud transformado (puntaje z) fueron pronunciados, lo que indica límites bastante abruptos que podrían explicarse por cambios repentinos en la vegetación (Erdös *et al.* 2012).

Malo *et al.* (2000) investigaron acerca del patrón de biodeposición del conejo europeo (*Oryctolagus cuniculus*), gamo común (*Dama dama*), ciervo colorado (*Cervus elaphus*) y bovinos (*Bos taurus*) en campos destinados al pastoreo en España. En su estudio demostraron que los patrones de biodeposición de herbívoros varían dependiendo de la comunidad vegetal en la que se sitúan las especies, la escala analizada, la dieta de los

herbívoros, su comportamiento antidepredatorio, la densidad de la especie y de su tamaño corporal. El patrón de biodeposición en el área protegida y los campos pastoreados de Ñacuñán podría estar vinculado al comportamiento de locomoción y estrategias vinculadas para reducir el riesgo de depredación (Spirito y Tabeni, 2016), reflejando el bajo contraste que perciben los organismos en la estructura de la vegetación presente entre el límite y los parches adyacentes.

El patrón de biodeposición estudiado en diferentes condiciones (campo pastoreado y el área protegida) permitió visualizar que los productos de excreción son un recurso dispersado en ambas condiciones. Estudios previos destacan la importancia de los mamíferos excavadores como ingenieros del ecosistema en todo el mundo (Whitford y Kay, 1999; Wright *et al.* 2006). La mayoría de los estudios se centran en el área de influencia de las madrigueras, demostrando como la actividad de los animales pueden aumentar la materia orgánica y los nutrientes en el suelo donde se encuentran (Davidson *et al.* 2008). Algunos mamíferos excavadores (perros de las praderas- *Cynomys ludovicianus*), crean numerosos montículos pequeños, mientras que otros (vizcachas-*Lagostomus maximus*, y las ratas canguro-*Dipodomys*), construyen un montículo grande que alberga a toda la colonia o grupo familiar. Alrededor de los montículos pueden aumentar la materia orgánica del suelo y los nutrientes generándose “islas de recursos” (Noble *et al.* 2007; Wesche *et al.* 2007; Villarreal *et al.* 2008; Davidson *et al.* 2008; Davidson *et al.* 2012; Clark *et al.* 2016) que aumentan la heterogeneidad del paisaje mediante la modificación del suelo y la comunidad vegetal (Parsons *et al.* 2016; Liu *et al.* 2016, Whicker y Detling, 1988; Davidson *et al.* 2008; Hogan, 2010). En conclusión el análisis del patrón de biodeposición reflejó una distribución espacial amplia en la reserva y en el campo pastoreado más allá del área de influencia de su madriguera. *Microcavia maenas* y *Galea leucoblephara* comparten senderos de actividad en los Algarrobales (Redford y Eisenberg, 1992; Campos, 1997) viéndose reflejado en el suelo de Ñacuñán en donde las heces de ambas especies se entremezclan con el mantillo. Futuras investigaciones deberían centrarse en la influencia que ejerce la biodeposición en la dinámica del bosque a través de cambios en las concentraciones de nutrientes en su entorno y cómo afectaría el crecimiento, la supervivencia, la reproducción de la vegetación y con ello la heterogeneidad del paisaje.

En relación a la diversidad de especies contenidas en las heces depositadas por *M. maenas* y *G. leucoblephara*, se esperaba que difiriera en relación al hábitat en condiciones pastoreadas y no pastoreadas. Nuestra predicción se confirma para *M. maenas*, ya que las heces depositadas en el campo presentaron mayores valores de diversidad dietaria con respecto a la reserva. Estudios previos indican que la vegetación en campos colindantes a la Reserva de Biósfera de Ñacuñán presentan mayores valores de diversidad que en el área protegida (Spirito *et al.* 2016). Considerando a *M. maenas* como un herbívoro oportunista que incorpora en su dieta las especies vegetales disponibles en el ambiente (Campos, 1997), la diversidad vegetal que se halló en su biodeposición reflejaría el paisaje heterógeno de las áreas pastoreadas. Contrariamente la composición de la dieta de *G. leucoblephara* no presentó diferencias significativas en las diferentes condiciones. Si bien estudios previos reportan la dieta sólo en el área protegida, los ítems tróficos consumidos por *G. leucoblephara* consistirían de gramíneas en ambas condiciones, predominando las mismas especies vegetales pero con modificación de las frecuencias relativas. Iguales resultados se han obtenido para *M. maenas*.

En particular, solo considerando los estudios previos realizados dentro de la Reserva de Ñacuñán, los resultados obtenidos para la dieta de *M. maenas* y *G. leucoblephara* en el área protegida coinciden con otros estudios. Campos (1997) identificó las especies herbáceas, arbóreas y arbustivas predominantes en la dieta de *Microcavia maenas*. Entre las especies arbóreas *P. flexuosa* y *G. decorticans*, y los arbustos *C. atamisquea* y *L. cuneifolia*, fueron predominantes mientras que para las gramíneas, *Pappophorum caespitosum*, *Digitaria californica* y *Trichloris crinita* se registraron menores frecuencias relativas. Por otro lado, Monge *et al.* (1994) identificaron en la dieta de *M. maenas* a *Prosopis* como ítem preferencial, seguido de los arbustos *Capparis atamisquea* y *Condalia microphylla* y la herbácea *Verbena sp.* Los resultados obtenidos en esta tesis, coinciden con lo reportado por Monge *et al.* (1994), siendo *Prosopis flexuosa* el ítem predominante en su dieta y no *G. decorticans*. Las especies

arbustivas predominantes fueron *Capparis atamisquea* y *Larrea divaricata*. En cuanto al consumo de gramíneas nuestros resultados resultaron identificaron a *Pappophorum sp* como parte de la dieta de *M. maenas*, es probable que esta especie sea un ítem alimentario consumido en forma ocasional debido a que en el trabajo de Campos (1997) no se reportó el consumo de gramíneas.

En cuanto a la dieta de *Galea leucoblephara*, Campos (1997) reportó que las gramíneas *C. castilloniana*, *N. lophostachya* y *P. caespitosum* y la especie arbórea *P. flexuosa* predominaron en la dieta, mientras que las herbáceas y los arbustos fueron incorporados en bajas proporciones. Además identificó que *L. divaricata* y *G. decorticans* fueron evitadas. En la dieta reportada para *Galea leucoblephara*, Monge *et al.* (1994) identificaron al género *Pappophorum* y a las especies *Cottea pappophoroides* y *Setaria leucophylla* como las gramíneas con mayores frecuencias relativas además de *Prosopis*. Nuestros resultados difirieron en cuanto a la frecuencia relativa de gramíneas y arbustos presentes en la dieta de ambos trabajos. Las gramíneas predominantes en la dieta fueron *Pappophorum caespitosum*, *Aristida mendocina* y *Eragrostis pilosa*. Por otro lado, Campos (1997) señaló que las especies arbustivas son evitadas, mientras que nuestros resultados señalan la predominancia de la especie arbustiva *Larrea divaricata* y de la especie arbórea *Prosopis flexuosa*, de manera tal que nuestros resultados resultan ser más coincidentes con lo reportado por Monge *et al.* (1994).

Mediante la técnica microhistológica se identificó a *Ephedra ocreata* como un nuevo ítem que conformaría la dieta de *G. leucoblephara* en la Reserva. Es probable que esta especie sea un ítem alimentario consumido en forma ocasional debido a que no estaba incluida en los trabajos de Campos (1997) y de Monge *et al.* (1994). Por otro lado, cabe mencionar que determinados ítems son difíciles de detectar en la dieta, con lo cual muchas veces sus componentes resultan subestimados. La técnica microhistológica tiene ciertas limitaciones debido a que permite identificar fragmentos epidérmicos vegetales y no tejidos no epidérmicos (Borgnia, 2007) como por ejemplo cortezas.

8) CONCLUSIONES

Nuestros resultados demostraron que el patrón de biodeposición no estuvo influenciado por el límite existente entre el área protegida y el área pastoreada. La existencia de parches en un entorno ofrece a los organismos la opción de responder a los cambios en el paisaje de manera no aleatoria (Wiens, 1985). Es probable que distintos tipos de parches brinden a cada especie diferentes oportunidades (Tabeni y Ojeda, 2003). Resulta posible que el patrón de biodeposición detectado se deba a heterogeneidades internas dentro de cada condición así como también por características comportamentales propias de las especies.

El ganado doméstico causa modificaciones en el funcionamiento del ecosistema y la heterogeneidad del hábitat a diferentes escalas a través del pisoteo, la reducción de la cubierta vegetal y los cambios en la cantidad y calidad de los alimentos disponibles (Campos *et al.* 2016). En Ñacuñán, el área pastoreada posee más complejidad y heterogeneidad de la vegetación que la reserva (Spirito y Tabeni, 2016). Frente a esto, *G. leucoblephara* y *M. maenas* respondieron de manera diferencial. El análisis de la dieta de *Microcavia maenas* y *Galea leucoblephara* en el área protegida y los campos pastoreados, detectó que la diversidad (H') contenida en las heces de *G. leucoblephara* presenta valores similares en el área protegida y el campo pastoreado sugiriendo que la preferencia dietaria de esta especie no denota el contraste ocasionado por los manejos. Contrariamente, *Microcavia maenas* presento una dieta más diversa en el campo pastoreado, reflejando la mayor diversidad vegetal existente en el área pastoreada que en el área protegida. En vista de los resultados obtenidos en este estudio y a estudios previos, destacamos que las áreas no protegidas pertenecientes al Desierto del Monte, pueden desempeñar un papel fundamental en la conservación de la fauna nativa.

La descomposición es el proceso ecosistémico que permite que los nutrientes de la biomasa se tornen disponibles para ser absorbidos por las plantas o por los microorganismos (Poca *et al.* 2014). La descomposición del material vegetal es fuertemente influenciada, no sólo por las condiciones físicas, sino también por el aporte de diferentes calidades de broza por distintas especies vegetales (Perez- Harguindeguy *et al.* 1997). Alvarez *et al.* (2009) reportaron la composición del mantillo en áreas expuestas y bajo el dosel de las plantas leñosas dominantes en la Reserva de Biósfera de Ñacuñán. En su estudio demostraron que en el dosel de *Prosopis flexuosa* además de estar conformado por restos de tallos, hojas, flores y frutos de esta especie, se encontraban restos de otras especies, y restos de otros organismos y heces de animales.

Las diferencias en los componentes del mantillo implicarían diferencias en la dinámica de los nutrientes como resultado de la composición química de cada fracción del mantillo y la influencia que ejercen sobre la velocidad de descomposición (Alvarez *et al.* 2009). Además de las condiciones fisico-químicas del ambiente y la composición de las comunidades edáficas, la calidad del mantillo de las distintas especies tiene un impacto decisivo sobre la dinámica de nutrientes (Perez- Harguindeguy *et al.* 1997). Las hojas senescentes de especies leñosas leguminosas, presentan mayores contenidos de N y lignina, y mayor relación C / N que las hojas de los arbustos de hoja perenne no leguminosa (Alvarez *et al.* 2009). Al igual que el material vegetal senescente, la diversidad vegetal contenida en las heces de mamíferos con diferentes calidades foliares podrían influir sobre el ciclo de C y N en el suelo (Guernsey *et al.* 2015), sin embargo este aspecto no ha sido explorado en el Desierto del Monte. Los resultados de este trabajo muestran que la diversidad vegetal contenida en las heces de *Microcavia maenas* puede modificarse según el tipo de gestión o manejo de la tierra donde se encuentre, por lo que podríamos deducir que el aporte de nutrientes proveniente de la biodeposición distribuida en el paisaje influirá en diferente medida en la dinámica de nutrientes en el área protegida y pastoreada.

Los ecosistemas áridos templados argentinos (Provincia Fitogeográfica del Monte) han sufrido y están sufriendo profundos procesos de desertificación como consecuencia del sobrepastoreo, la deforestación y las condiciones climáticas. Los servicios ecosistémicos que la fauna nativa ofrece a partir de sus productos de excreción con implicaciones en el ciclo de crecimiento y productividad de las comunidades vegetales, recuperación de áreas degradadas y aumento del almacenamiento de carbono en el suelo constituyen un aporte en la fertilidad de los bosques nativos.

9) BIBLIOGRAFÍA

- Abraham, E.M (2001). Uso histórico-cultural de la Reserva en El Desierto del Monte: La Reserva de Biosfera de Ñacuñán. Editores Claver, S y S. Roig-Juñent. 15-16. IADIZA UNESCO- MaB.
- Afzal, M. & Adams, W.A. (1992). Heterogeneity of soil mineral nitrogen in pasture grazed by cattle. *Soil Science Society of America Journal* 56: 1160-1166.
- Agnolin, F.A., Lucero, S.O. y Bogan, S. (2008). *Galea musteloides* en la Provincia de Santa Cruz, Argentina. *Mastozoología Neotropical* 15: 113-115.
- Alvarez, J. A., P. E. Villagra, B. E. Rossi, E. Cesca (2009). Spatial and temporal litterfall heterogeneity generated by woody species in the Central Monte desert. *Plant Ecology*, 205: 295-303.
- Baumgartner, L.L., Martin, A.C., (1939). Plant histology as an aid in squirrel food-habit studies. *The Journal of Wildlife Management* 3: 266-268.
- Bisigato, A.J., Bertiller, M.B., (1997). Grazing effects on patchy dryland vegetation in northern Patagonia. *Journal of Arid Environments* 36: 639- 653.
- Booth, D., Cox, S. (2011). Art to Science: Tools for Greater Objectivity in Resource Monitoring. *Society for Range Management* 33: 27-34.
- Boshoven, J, Tognelli M. (2001). El Desierto del Monte: La Reserva de Biosfera de Ñacuñán. Editores Claver, S y S. Roig-Juñent. 15-16. IADIZA-UNESCO- MaB. 226 pp.
- Borgnia, M. (2007). Estudios aplicados al manejo ambiental en la Reserva Laguna Blanca, Catamarca. Área ecología. Publicación online de la Universidad de Catamarca: Área Ecología, Editorial Científica UNCA, ISSN 1852-3013.
- Branch, L.C., Villarreal, D., Machicote, M. (2002). Conservation challenges of ecosystem engineers: case studies from grasslands and shrublands of North and South America. *The Open Country* 4: 37-48.
- Brunt J.W., Conley, W. (1990). Behavior of a multivariate algorithm for ecological edge detection. *Ecological Modelling* 49:179-203.
- Cabrera, A. (1953). Los roedores argentinos de la familia Caviidae. *Publicación de la escuela veterinaria* 7: 1-93.
- Cadenasso, M.L., Pickett, S.T., Weathers, K.C, Jones, C.G. (2003). A framework for a theory of ecological boundaries. *BioScience* 53:750-758.
- Campos C. M. (1997). Utilización de recursos alimentarios por mamíferos medianos y pequeños del desierto del Monte. Tesis de doctorado en Cs. Biológicas, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. 183 pp.
- Campos, C.M., Campos, V.E., Miguel, F., Cona, M. (2016). Management of Protected Areas and Its Effect on an Ecosystem Function: Removal of *Prosopis flexuosa* Seeds by Mammals in Argentinian Drylands. *PLoS ONE* 11: e0162551.
- Castellanos-Barliza, J., León Peláez, J.D. (2011). Descomposición de hojarasca y liberación de nutrientes en plantaciones de *Acacia mangium* (Mimosaceae) establecidas en suelos degradados de Colombia. *Revista Biología Tropical*. Vol 59.
- Chazdon, R.L. (2008). Beyond deforestation: restoring forests and ecosystem services on degraded lands. *Science* 320, 1458-1460.

- Clark, K.L., Branch, L.C., Hierro, J.L., Villarreal, D. (2016). Burrowing herbivores alter soil carbon and nitrogen dynamics in a semi-arid ecosystem, Argentina. *Soil Biology and Biochemistry* 103: 253-261.
- Cornelius, J.M., Reynolds, J.F. (1991) On determining the statistical significance of discontinuities with ordered ecological data. *Ecology* 72: 2057-2070.
- Cupul-Magaña, F. G., Rubio-Delgado, A., Molano-Rendón, F., Reyes-Juárez, A. (2008). Contenido estomacal de neonatos de *Crocodylus acutus* (Cuvier, 1807) en Boca negra, Jalisco. *Boletín de la sociedad herpetológica mexicana*. Vol 16: 41-45.
- Davidson, A.D., Lightfoot, D.C, McIntyre, J.L. (2008). Engineering rodents create key habitat for lizards. *Journal of Arid Environments* 72: 2142-2149.
- Davidson, A.D., Detling, J.K., Brown, J. (2012). Ecological roles and conservation challenges of social, burrowing, herbivorous mammals in the world's grasslands. *Frontiers in Ecology and the Environment* 10: 477-486.
- Duci, J.L., (1949). Methods for the determination of food habits by plant microtechniques and histology and their application to cotton tail rabbit food habits. *Journal wildlife management*. 13: 295 -298.
- Elderidge, D.J., Rath, D. (2002). Hip holes: kangaroo (*Macropus spp.*) resting sites modify the physical and chemical environment of woodland soils. *Austral Ecology* 27: 527-536.
- Erdős, L., Méri, A., Bátori, Z., Gallé, R., Körmöczi, L. (2012) North- South facing vegetation gradients in the Villány mountains: a case study on the population and the community level. *Pakistan Journal of Botany* 44: 927-932.
- Erdős, L., Bátori, Z., Tölgyesi, C. S., Köemöczi, L. (2014). The moving Split window (MSW) analysis in vegetation science- an overview. *Applied Ecology and Environmental Research* 12: 787-805.
- Estrella, H., Boshoven, J., Tognelli, M. (2001). Características del clima regional y de la Reserva de Ñacuñán, Mendoza, Argentina, pp: 25-33. Córdoba, Argentina, Editorial Triunfar.
- Giannoni, S. M. Campos, V., Andino, N., Ramos-Castilla, M., Orofino, A., Borghi, C, De Los Rios, C., Campos, C.M. (2013). Hoarding patterns of sigmodontine rodent species in the Central Monte Desert (Argentina). *Austral Ecology* 38: 485-492.
- González Feltrup, V. (2014) Cuis Chico Mayor (*Microcavia maenas*). Recuperado de <http://www.ecoregistros.org/site/imagen.php?id=48748>
- Guernsey, N.C., Lohse, K.A., Bowyer, R.T. (2015). Rates of decomposition and nutrient release of herbivore inputs are driven by habitat microsite characteristics. *Ecological Research* 30: 951-961.
- Guevara, J.C., Grünwaldt, E., Estevez, O.R., Bisigato, A.J., Blanco, L.J., Biurrún, F.N., Ferrando, C.A., Chirino, C.C., Morici, E.F., Fernández, B., Allegretti, L.I., Passera, C.B., (2008). Range and livestock production in the Monte Desert, Argentina. *Journal of Arid Environments* 73: 228-37.
- Holling CS. (1973). Resilience and stability of ecological systems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 4: 1-23.
- Hogan, B.W. (2010). The plateau pika: a keystone engineer on the Tibetan Plateau (doctoral thesis). Tempe, AZ: Arizona State University.
- Holechek J.L. (1982). Sample preparation techniques for microhistological analysis. *Journal of Range Management* 35:267-268.

- Kotliar N.B., Miller, B.J., Reading, R.P., Clark, T.W. (2006). The prairie dog as a keystone species. In: Hoogland JL (Ed). Conservation of the black-tailed prairie dog: saving North America's western grasslands. Washington, DC: Island Press.
- Krebs, C. J. (1989). Ecological Methodology. Happer & Row, Publishers, New York.
- Kröpfl, A.I., Deregibus, V.A., Cecchi, G.A., (2007). Disturbios en una estepa arbustiva del Monte: cambios en la vegetacion. Ecología Austral 17: 257-268.
- Lai, C.H., Smith, A.T. (2003). Keystone status of plateau pikas (*Ochotona curzoniae*): effect of control on biodiversity of native birds. Biodivers Conserv 12: 1901-1912.
- Li, L., He, X., Li Qingchun, X., He, H.S. (2007). Depth of edge influence of the agricultural-forest landscape boundary, Southwestern China. Ecological Research 22: 774-783.
- Liu, C., Song, X., Wang, L., Wang, D., Zhoue, X., Liu, J., Zhao, X., Li, J., and Lin, H. (2016). Effects of grazing on soil nitrogen spatial heterogeneity depend on herbivore assemblage and pre-grazing plant diversity. Journal of Applied Ecology 53: 242-250. China.
- Lindenmayer, D.B., MacGregor, C., Welsh, A., Donnelly, C., Crane, M., Michael, D., Montague-Drake, R., Cunningham, R.B., Brown, D., Fortescue, M., Dexter, N., Hudson, M., Gill, A.M. (2008). Contrasting mammal responses to vegetation type and fire. Wildlife Research 35: 395-408.
- Ludwig J.A., Cornelius, J.M. (1987). Locating discontinuities along ecological gradients. Ecology 68: 448-450. Recuperado de: http://hdl.handle.net/20.500.12110/tesis_n3319_LopezdeCasenave
- Lundberg, J., Moberg, F. (2003). Mobile Link Organisms and Ecosystem Functioning: Implications for Ecosystem Resilience and Management. Ecosystems 6: 87-98.
- Malo, J.E., Jiménez, B., Suarez, F. (2000). Herbivore dunging and endozoochorous seed deposition in a Mediterranean dehesa. Journal of Range Management 53: 322-328.
- Miguel, M.F (2018). Las actividades antrópicas y sus efectos sobre funciones ecológicas: dispersión de semillas de *Prosopis flexuosa* DC en tierras protegidas y con ganadería del Monte Central, Argentina. Tesis doctoral. Universidad Nacional de Cuyo. Mendoza, Argentina.
- Monge, S., Dacar, M. y Roig, V. G. (1994). Comparación de dietas de cuises en la Reserva de la Biosfera de Ñacuñán (Santa Rosa, Mendoza, Argentina). Vida Silvestre Neotropical 3: 115-117.
- Noble J.C., Muller W.J., Detling J.K., Pfitzner G.H. (2007). Landscape ecology of the burrowing bettong: warren distribution and patch dynamics in semiarid eastern Australia. Austral Ecology 32: 326-37.
- Nowak R., Paradiso. J. L. (1983). Walker's Mammals of the world. Baltimore, Johns Hopkins University Press. 1362pp.
- Ojeda, Ricardo A.; Tarquino-Carbonell, Andrea del Pilar (2019). Galea leucoblephara. Categorización 2019 de los mamíferos de Argentina según su riesgo de extinción. Lista Roja de los mamíferos de Argentina. Versión digital: <http://cma.sarem.org.ar>.
- Orwin, K.H., Bertram, J.E., Clough, T.J., Condrón, L.M., Sherlock, R.R., O'Callaghan, M. (2009). Short-term consequences of spatial heterogeneity in soil nitrogen concentrations caused by urine patches of different sizes. Applied Soil Ecology, 42: 271-278.
- Parsons, M. A., Barkley, T.C., Rachlow J.L., Maynard, J.L., Johnson T.R., Milling, C.R., Hammel, J.E., Leslie I. (2016). Cumulative effects of an herbivorous ecosystem engineer in a heterogeneous landscape. Ecosphere 7.

- Peña Neira, J.M., Habib de Peña, R. (1980). La técnica microhistológica: Un método para determinar la composición botánica de la dieta de herbívoros. Serie Técnico- Científica. Vol. I N° 6.
- Perez- Harguindeguy, N., Díaz, S., Cornelissen, J.H.C., Cabido, M. (1997). Comparación experimental de la tasa de descomposición foliar de especies vegetales del centro-oeste de Argentina. *Ecología Austral*: 7: 87-94.
- Poca, M., Perez-Harguindeguy, N., Vaieretti, M., Cingolani, A.M. (2014). Descomposición y calidad físico-química foliar de 24 especies dominantes de los pastizales de altura de las sierras de Córdoba, Argentina. *Ecología Austral* 24: 249-257.
- Puig, S., Cona, M., Videla, F., Mendez, E. (2010). Diet of the mara (*Dolichotis patagonum*), food availability and effects of an extended drought in Northern Patagonia (Mendoza, Argentina). *Mammalian Biology* 75: 389-398.
- Redford K.H., Eisenberg, J. F. (1992). *Mammals of the neotropics: the southern cone*. Chicago, University of Chicago Press 2:1-430.
- Roig, F.A. (1971). Flora y vegetación de la Reserva Forestal de Ñacuñán. *Deserta* 1:25-232.
- Rood, J. (1967). Observaciones sobre la ecología y el comportamiento de los Caviidae de la Argentina (Mammalia Rodentia). *Zoología Platense* 1: 1-6.
- Rossi, B.E. (2004). Flora y vegetación de la Reserva de Biosfera de Ñacuñán después de 25 años de clausura. Heterogeneidad espacial a distintas escalas. Tesis Doctoral, Universidad Nacional de Cuyo, Mendoza. 155pp.
- Samjaa R., Zophe, U., Peterson, J. (2000). The impact of the vole *Microtus brandti* on Mongolian steppe ecosystems. *Marburger Geographische Schriften* 135: 346-360.
- Spirito, F., Tabeni, S. (2016). Impacts of socio-political boundaries on small desert mammals of west-central Argentina. *Journal of Arid Environments* 131: 6-14.
- Tabeni, S., Ojeda, R.A. (2003). Assessing mammal responses to perturbations in temperate aridlands of Argentina. *Journal of Arid Environments* 55: 715–726.
- Tabeni, S., Spirito, F., Ojeda, R.A. (2013). Conservation of small and medium-sized mammals following native Woodland regrowth: A case study in a long-term UNESCO Biosphere Reserve, Argentina. *Journal of Arid Environments* 88; 250- 253.
- Tabeni, S., Spirito, F., Miguel, M.F. (2017). Native mammals across grazing and restored woodlands: an overview of ecological connectivity in the central monte desert. ; *Mastozoología Neotropical* 24; 301-312.
- Tanquilevich R. F. (1971). Los suelos de la Reserva Ecológica de Ñacuñán. *Deserta* 2: 131-206.
- Taraborelli, P. (2007). Factores que afectan en la sociabilidad de *Microcavia australis* (RODENTIA, CAVIIDAE). Tesis de Doctorado en Ciencias Biológicas. Instituto Argentino de Investigaciones de Las Zonas Áridas (IADIZA)-CRICYT-CONICET, Mendoza; e Instituto y Museo de Ciencias Naturales, UNSJ, San Juan. 270pp.
- Teta, P., Ojeda, R., Lucero, S., D'Elía G. (2017). Geographic Variation in Cranial Morphology of the Southern Mountain Cavy, *Microcavia australis* (Rodentia, Caviidae): Taxonomic Implications, with the Description of a New Species. *Zoological Studies* 56: 29.
- Teta, Pablo; D'Hiriart, Sofía; Ojeda, Ricardo A. (2019). *Microcavia maenas*. Categorización 2019 de los mamíferos de Argentina según su riesgo de extinción. Lista Roja de los mamíferos de Argentina. Versión digital: <http://cma.sarem.org.ar>

- Tognelli M. F., C. M. Campos, R. A. Ojeda y V. G. Roig. (1995) Is *Microcavia australis* (Rodentia: Caviidae) associated with a particular plant structure in the Monte desert of Argentina? *Mammalia* 59: 327-333.
- Tognelli M., Boshoven, J. (2001) Localización, en El Desierto del Monte: La Reserva de Biosfera de Ñacuñán. Editores Claver, S y S. Roig-Juñent. 15-16. IADIZA UNESCO- MaB.
- Vaccaro, O. y Canevari M. (2007). Guía de Mamíferos del sur de América del Sur. 1A Ed. Buenos Aires: L.O.L.A. 424pp.
- Villagra, P.E., Cony, M.A., Mantován, N.G., Rossi, B.E., González Loyarte, M.M., Villalba, R., Marone, L. (2004). Ecología y manejo de los algarrobales de la Provincia Fitogeográfica del Monte. Departamento de Dendrocronología e Historia Ambiental. IANIGLA - CONICET. Instituto Argentino de Investigaciones de las Zonas Áridas – CONICET. Mendoza, Argentina
- Villagra, P.E., Defossé, G.E., Del Valle, H. F., Tabeni, S., Rostagno, M., Cesca, E., Abrahan, E. (2009). Land use and disturbance effects on the dynamics of natural ecosystems of the Monte Desert: Implications for their management. *Journal of Arid Environments* 73: 202-211.
- Villarreal D., Clark K.L., Branch L.C. (2008). Alteration of ecosystem structure by a burrowing herbivore, the plains vizcacha (*Lagostomus maximus*). *Journal of Mammalogy* 89: 700-11.
- Wallace, R.B., Gómez, H., Porcel, Z.R., Rumiz, D.I. (2010) Distribución, ecología y conservación de los mamíferos medianos y grandes de Bolivia. Centro de Ecología Difusión Simón I. Patiño, Santa Cruz, Bolivia. 906pp.
- Wesche K, Nadrowski K, and Retzer V. (2007). Habitat engineering under dry conditions: the impact of pikas (*Ochotona pallasii*) on vegetation and site conditions in southern Mongolian steppes. *Journal of Vegetation Science* 18: 665-74.
- Whicker A.D. and Detling J.K. (1988). Ecological consequences of prairie dog disturbances. *BioScience* 38: 778-85.
- Whittaker, R. H. (1960). Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. *Ecological Monographs* 30:279-332.
- Whitford, W.G., Kay, F.R. (1999). Biopedturbation by mammals in deserts: a review. *Journal of Arid Environments* 41:203-230.
- Wiens, J.A., (1985). Vertebrate responses to environmental patchiness in arid and semiarid ecosystems. In Pickett, S.T.A., Edit White, P.S., *The Ecology and Natural Disturbance and Patch Dynamics*. Academic Press, New York, 472pp.
- Wright, J.W., Davies, K.F., Lau, J.A., Mccall A.C., Mckay, J.K. (2006). Experimental verification of ecological niche modeling in a heterogeneous environment. *Ecology* 87: 2433-2439.
- Zar, J (2010). *Biostatistical Analysis Fifth Edition*. USA, New Jersey. Pearson. 944pp.

10) ANEXOS

ANEXO I: Preparación de muestras

Recolección:



a) Sobre de heces de *Microcavia maenas* colectadas en campo. **b)** Cúmulo de heces de *M. maenas* y *Galea leucoblephara*.

Molido:



a) Heces de *M. maenas* previo a ser trituradas **b)** Heces de *M. maenas* sometidas a trituración con mortero.

Clarificación



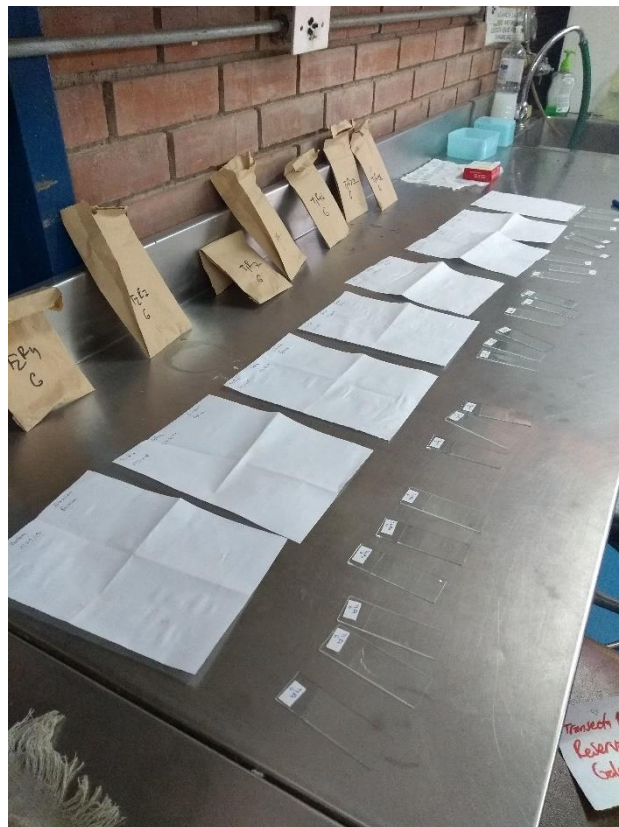
Heces molidas en hipoclorito de sodio para su clarificación.



Tamiz N° 100 (210 μ m) con restos de material que ya ha sido clarificado.



Tamiz N° 70 (149 μm) con restos de material de donde se toma una submuestra para armar los slides.

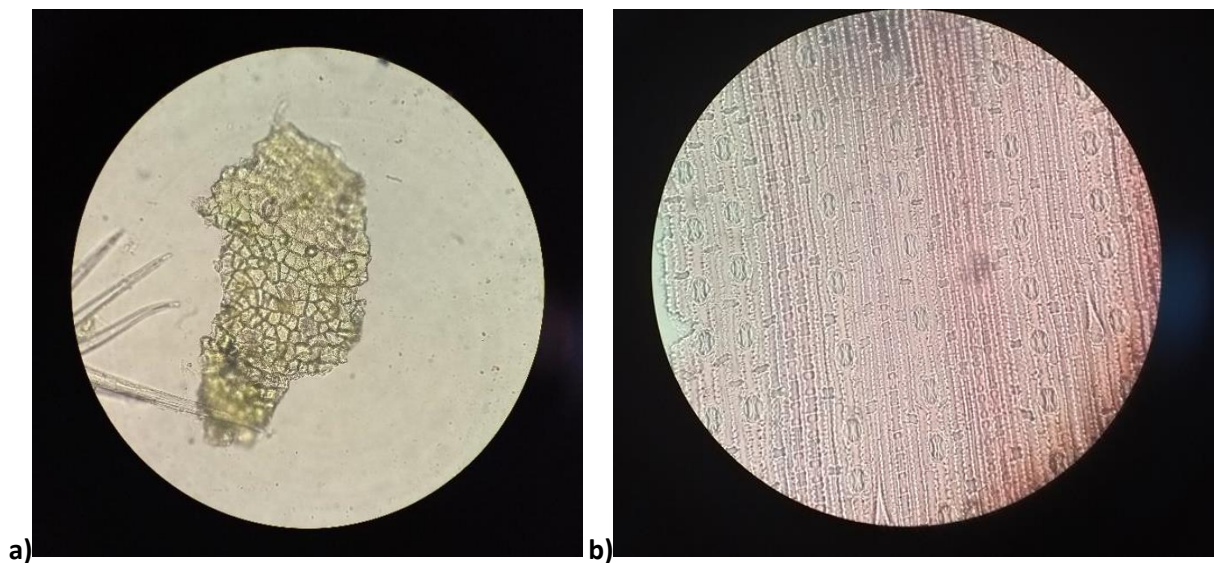


Preparados para hacer la lectura en el microscopio óptico..

Observaciones en microscopio:



a) Microfotografía de epidermis de monocotiledónea correspondiente a *Cottea pappophoroides*. **b)** Microfotografía de epidermis de dicotiledónea correspondiente a *Capparis atamisquea* (400x).



a) Fotografía de epidermis de dicotiledónea *Prosopis flexuosa* tomadas desde el ocular del microscopio óptico **b)** Fotografía de epidermis de monocotiledónea *Aristida mendocina* tomadas desde el ocular del microscopio óptico

ANEXO II: Sample point



Visualización de pantalla de software Sample Point



Botonera

ANEXO III: Frecuencias relativas de especies vegetales y formas de vida identificadas en la dieta de *Microcavia maenas* y *Galea leucoblephara*.

Forma de vida	Especie	Reserva	Campo
		Fr	Fr
Árboles	<i>Prosopis flexuosa</i>	8,9	8,6
Árboles	<i>Geoffroea decorticans</i>	0,2	1,2
Arbusto	<i>Junellia seriphioides</i>		0,2
Arbusto	<i>Acantholippia seriphioides</i>		0,2
Arbusto	<i>Bulnesia retama</i>	0,7	0,8
Arbusto	<i>Larrea cuneifolia</i>	0,9	1,3
Arbusto	<i>Lycium chilense</i>	9,9	8,6
Arbusto	<i>Condalia microphylla</i>	9,7	11,1
Arbusto	<i>Capparis atamisquea</i>	20,4	25,9
Arbusto	<i>Larrea divaricata</i>	46,5	42,2
Arbusto	<i>Junellia aspera</i>	0,0	
Gramínea	<i>Pappophorum sp.</i>	0,0	
Herbacea	<i>Parthenium hysterophorus</i>	0,0	
Herbacea	<i>Descurainia sp.</i>	0,1	
Herbacea	<i>Prosopidastrum globosum</i>	0,5	

Dieta de *Microcavia maenas*

Forma de vida	Especie	Reserva	Campo
		Fr	Fr
Árboles	<i>Prosopis flexuosa</i>	14,2	15,4
Arbusto	<i>Capparis atamisquea</i>	0,7	0,2
Arbusto	<i>Lycium chilense</i>	1,7	5,5
Arbusto	<i>Acantholippia seriphioides</i>	0,0	
Arbusto	<i>Larrea divaricata</i>	12,6	12,2
Arbusto	<i>Atriplex lampa</i>		0,8
Arbusto	<i>Ephedra ocreata</i>	2,2	
Gramínea	<i>Aristida mendocina</i>	24,7	27,4
Gramínea	<i>Chloris castilloniana</i>	0,2	0,2
Gramínea	<i>Cottea pappophoroides</i>		0,6
Gramínea	<i>Diplachne dubia</i>		0,1
Gramínea	<i>Eragrostis pilosa</i>	11,4	8,7
Gramínea	<i>Jarava ichu</i>	1,0	
Gramínea	<i>Pappophorum caespitosum</i>	24,9	22,2
Herbacea	<i>Prosopidastrum globosum</i>	0,1	
Herbacea	<i>Solanum triflorum</i>		0,1

Dieta de *Galea leucoblephara*

ANEXO IV: Cuadros comparativos de la dieta (Fr: frecuencia relativa) de *Microcavia maenas* y *Galea leucoblephara*, realizada a partir de las heces de ambas especies.

	Monge <i>et al.</i> (1980)	Campos (1997)	Larramendy (2019)
Especies	Fr Mensual OCTUBRE	Fr ESTACIÓN HÚMEDA	Fr HECES RESERVA
Asteracea			
<i>Parthenium hysterophorus</i>			0,04
Boraginaceae			
<i>Heliotropium mendocinum</i>	2	0,1	
Brassicaceae			
<i>Descurrainia sp.</i>		0,6	0,1
Capparidaceae			
<i>Capparis atamisquea</i>	34	21,3	20,4
Chenopodiaceae			
Especie no especificada		4,6	
Fabaceae			
<i>Geoffroea decorticans</i>	1,5	1,6	0,2
<i>Prosopidastrum globosum</i>			0,5
<i>Prosopis flexuosa</i>	39,5	29,1	8,9
Malvaceae			
<i>Sphaeralcea miniata</i>	2		
Poacea			
<i>Aristida sp.</i>		0,2	
<i>Chloris castilloniana</i>		0,3	
<i>Pappophorum sp.</i>			0,04
<i>Pappophorum caespitosum</i>		0,61	
<i>Trichloris crinita</i>		0,4	
Rhamnaceae			
<i>Condalia microphylla</i>	5,5		9,7
Solanaceae			
<i>Lycium sp.</i>		4	
<i>Lycium chilense</i>	1		9,9
Verbenaceae			
<i>Acantholippia seriphioides</i>			
<i>Glandularia mendocina</i>		7,7	
<i>Junellia aspera</i>			0,04
<i>Pitraea cuneato ovata</i>			
<i>Verbena sp.</i>	12		
<i>Verbesina encelioides</i>		0,1	
Zygophyllaceae			
<i>Bulnesia retama</i>	1,5		0,7

<i>Larrea cuneifolia</i>		13,4	0,9
<i>Larrea divaricata</i>		14,2	46,5
<i>Larrea sp.</i>	0,5		

Cuadro comparativo para la dieta de *Microcavia maenas*.

Especies		Monge et al. (1980)	Campos (1997)	Larramendy (2019)
		Fr Mensual OCTUBRE	Fr ESTACIÓN HÚMEDA	Fr HECES RESERVA
Asteraceae				
	<i>Conyza apurensis</i>		0,1	
Boraginaceae				
	<i>Lappula redowski</i>	0,5		
Brassicaceae				
	<i>Descurainia sp.</i>		0,1	
Capparidaceae				
	<i>Capparis atamisquea</i>		0,1	0,7
Chenopodiáceas				
	Especie no especificada		0,2	
	<i>Atriplex lampa</i>	0,5		
Ephedraceae				
	<i>Ephedra ocreata</i>			2,2
Fabaceae				
	<i>Geoffroea decorticans</i>			
	<i>Prosopidastrum globosum</i>			0,1
	<i>Prosopis flexuosa</i>	18	2,3	14,2
Poacea				
	<i>Aristida sp.</i>		6,8	
	<i>Aristida mendocina</i>			24,7
	<i>Chloris castilloniana</i>		23,6	0,2
	<i>Cottea pappophoroides</i>	20,5		
	<i>Digitaria californica</i>		1,2	
	<i>Diplachne dubia</i>	0,5		
	<i>Eragrostis pilosa</i>			11,4
	<i>Jarava ichu</i>			1,0
	<i>Neobouteloua lophostachya</i>		4,7	
	<i>Pappophorum sp.</i>	36		
	<i>Pappophorum caespitosum</i>		46,6	24,9
	<i>Setaria sp</i>	9,5		
	<i>Setaria leucopila</i>			
	<i>Sporobolus cryptandrus</i>	11,5	0,9	
	<i>Tragus berteronianus</i>	1		

	<i>Trichloris crinita</i>	0,5	7,5	
Solanaceae				
	<i>Lycium chilense</i>			1,7
Verbenaceae				
	<i>Acantholippia seriphioides</i>			0,04
	<i>Pitreaa cuneato-ovata</i>	1,5		
	<i>Verbesina encelioides</i>			
Zygophyllaceae				
	<i>Larrea cuneifolia</i>			
	<i>Larrea divaricata</i>			12,6

Cuadro comparativo para la dieta de *Galea leucoblephara*