

## Diversidad de mamíferos nativos medianos y grandes en la cuenca del río Carcarañá, provincia de Santa Fe (Argentina)

Pablo G. RIMOLDI<sup>1,2</sup> & Nicolás R. CHIMENTO<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Catedra de Zoología General, Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Rosario. <sup>2</sup>Cátedra de Biología y Ecología. Facultad de Ciencias Veterinarias, Universidad Nacional de Rosario (UNR). E-mail: [primoldi04@gmail.com](mailto:primoldi04@gmail.com). <sup>3</sup>Laboratorio de Anatomía Comparada y Evolución de los Vertebrados, Museo Argentino de Ciencias Naturales "Bernardino Rivadavia". Av. Ángel Gallardo 470, Buenos Aires, Argentina. E-mail: [nicochimento@hotmail.com](mailto:nicochimento@hotmail.com)

**Abstract:** The region in the south of Santa Fe province shows a level of subdivision and use of the soil that modified its original appearance, now mainly a plain with grain and oleaginous farming. Our study was designed to present the mammal diversity of a little known area through the analysis of Alpha, Beta and Gamma diversity. The methodology for the data collection was based on standardized paths of lineal transects in different areas of the basin in search of signs of activity. The results showed the existence of 12 native medium-sized and large mammals. With respect to the analysis of diversity, the halophilic communities of the esparto grassland type are the most bio diverse environmental units. Gamma diversity is mainly determined by Alpha diversity, specifically by the contribution of the environmental units of largest specific richness: halophilic communities and xerophilic forests. The contribution of Beta diversity between the environmental units and Gamma diversity is minor. This study shows the importance that these natural relicts have for the native mastofauna in a purely agricultural area.

**Key words:** Native mammals, species richness, relative abundance.

**Resumen:** El sur de la provincia de Santa Fe, presenta un grado de subdivisión y utilización del suelo que modificó su aspecto original, convirtiéndose en una planicie donde predominan los cultivos de granos y oleaginosas. En esta investigación se presenta la diversidad de mamíferos de una zona poco conocida a partir del análisis de sus componentes alfa, beta y gamma. Se utilizaron recorridos estandarizados de transectos lineales en distintas zonas de la cuenca en busca de signos de actividad. A partir de los resultados obtenidos se pudo establecer la presencia de 12 mamíferos nativos medianos y grandes. Las comunidades halófilas del tipo espartillar son la unidad ambiental más biodiversa. Las unidades ambientales de mayor riqueza específica fueron las comunidades halófitas y bosques xerófilos, cuya diversidad alfa fue determinante para la diversidad gamma, mientras que el aporte de la diversidad beta a la diversidad gamma fue mínimo. La presente contribución demuestra la importancia que cumplen los relictos naturales que aún existen para la mastofauna nativa en un área netamente agrícola.

**Palabras clave:** Abundancia relativa, Mamíferos nativos, Riqueza específica.

### INTRODUCCIÓN

La diversidad de especies es un tema central tanto en ecología de comunidades como en biología de la conservación (Moreno *et al.*, 2011). Su estudio ha adquirido mayor relevancia en los últimos años debido a su posible modificación como resultado de actividades humanas (Maclaurin & Sterelny, 2008 tomado de Moreno *et al.*, 2011).

La creciente demanda de tierras destinadas a la producción agrícola, aunadas a los efectos del crecimiento poblacional, han sido factores importantes en la alteración de los ambientes propios de la región pampeana. Por su exten-

sión, las Pampas constituyen el ecosistema de praderas más importante de la Argentina, y suman en total unos 540.000 km<sup>2</sup> (Viglizzo *et al.*, 2006), ocupando las provincias de Buenos Aires (excepto su extremo sur), noreste de La Pampa y sur de Córdoba, Santa Fe y Entre Ríos. En la actualidad, los biomas de la pradera pampeana son los que más transformaciones han sufrido a causa de la intervención humana a través del desarrollo de actividades agrícolas-ganaderas (Martínez, 2010; Bilenca *et al.*, 2012), conservándose remanentes naturales en zonas con serios impedimentos para la agricultura.

En el sur de la provincia de Santa Fe, los pastizales nativos se han modificado producto de la utilización del suelo para cultivos de granos y oleaginosas (Venencio, 2007; Rimoldi, 2014). En general, se puede considerar a la zona de estudio, como un área de alta producción agrícola en detrimento de la ganadería y en una sobreexplotación del suelo, con prácticas intensivas de dobles cultivos anuales, como por ejemplo trigo y soja (Pasotti & Albert, 1995; Venencio, 2007). Esto ha provocado una disminución importante de los ambientes naturales, un cambio en la estructura y funcionamiento de los ecosistemas y en la mayoría de los casos su fragmentación. En este sentido muchos estudios analizan y comparan la diversidad de especies, como una propiedad de la estructura de las comunidades, especialmente para sugerir áreas prioritarias para su conservación (García-Morales *et al.*, 2011).

La información sobre la diversidad de mamíferos en la provincia de Santa Fe era relativamente escasa hasta hace poco tiempo. Sin embargo, en las últimas dos décadas ha habido importantes contribuciones sobre la presencia de mamíferos nativos en Santa Fe, particularmente en la zona centro y norte de la provincia y a lo largo de los grandes cursos de agua (Moggia, 1997; Pautasso, 2008, Fandiño *et al.*, 2014). Con respecto al sur provincial es poco lo que se conocía hasta el momento, sin embargo, en los últimos años se han realizado algunas contribuciones por parte de los autores de esta investigación (Rimoldi *et al.*, 2013; Rimoldi *et al.*, 2014; Rimoldi & Chimento, 2014; 2015).

El objetivo general de este trabajo es presentar el primer análisis sobre la diversidad de mamíferos nativos medianos y grandes de una zona altamente antropizada y poco conocida como es la cuenca del río Carcarañá en el sur de la provincia de Santa Fe. Además, se pretende aportar información importante sobre áreas prioritarias para la conservación de la fauna en el sur santafesino.

## MATERIAL Y MÉTODOS

**Área de estudio.** El área corresponde a la cuenca del río Carcarañá en la provincia de Santa Fe, la cual limita al oeste con la provincia de Córdoba y al este, con el río Paraná (Fig. 1). Abarca una superficie de 4.575 km<sup>2</sup> (Pasotti & Albert, 1995) y está emplazada entre los 32°26' y 33°20'S y los 62°04' y 60°36'W. Esta área forma parte de los departamentos Belgrano e Iriondo, al norte del río Carcarañá; y Caseros, San Lorenzo y General

López al sur del mismo. Las temperaturas medias anuales oscilan entre los 14 °C y los 20 °C, con la mayor parte de las precipitaciones (promedio anual de 970 mm) concentradas en primavera y verano (Coronel & Sacchi, 2006).

**Selección de sitios de muestreo.** Para la identificación de unidades de vegetación se realizó una clasificación no supervisada (Chuvienco, 2010) con 15 clases. Posteriormente se procedió a asignar cada una de las clases generadas a las diferentes unidades de vegetación y ambiente en base a las características espectrales de la imagen. Para la correcta asignación se utilizó información propia de terreno e imágenes de alta resolución disponibles desde Google Earth. Estas clases fueron luego reagrupadas en base a los datos relevados en terreno (Moizo, 2007). En este proceso, las distintas clases espectrales pudieron ser reasignadas a alguna de las cuatro unidades ambientales propuestas por distintos autores (Lewis, 1981; Silva, 2003; Oakley *et al.*, 2006) para el sur de la provincia de Santa Fe: **1)** comunidades halófilas del tipo espartillares y praderas saladas ralas o empobrecidas; **2)** bosques xerófilos ribereños; **3)** tierras de cultivo; **4)** ambientes urbanos y periurbanos. Para la validación se realizó un sorteo de 100 puntos al azar y estos fueron corroborados mediante información de campo y fuentes de mayor resolución espacial, obteniendo una exactitud en el mapa de coberturas del 90%.

Las comunidades halófitas de tipo espartillares y praderas saladas están empobrecidas debido a limitantes edáficas y geomorfológicas. Estas comunidades se desarrollan en suelos halomórficos que ocupan porciones del terreno donde el drenaje es lento y en algunos casos permanecen anegados durante largos periodos (fundamentalmente cañadas y valles de arroyos y lagunas). En los espartillares hay una fuerte dominancia de *Spartina spartinae*, que forma extensos pajonales en un estrato herbáceo denso, donde la acompañan especies menos abundantes, como *Sarcocornia perennis*, *Heliotropium curassavicum*, *Chloris halophila*, *Sporobolus pyramidatus*, *Sesuvium portulacastrum* y *Hordeum stenotachys*, etc (Lewis *et al.*, 1985, 1990; Alzugaray *et al.*, 2003; Oakley *et al.*, 2006). Por otro lado, en las praderas saladas empobrecidas, *Spartina spartinae* es una especie secundaria en abundancia, acompañada por vegetación halófitas, cuyas especies comunes son *Distichlis spicata*, *Distichlis scoparia*, *Sporobolus indicus*, *Panicum prionitis*, *Sporobolus pyramidatus*, *Chaetotropis elongata*, *Chloris berroi*, *Diplachne uninervia*,

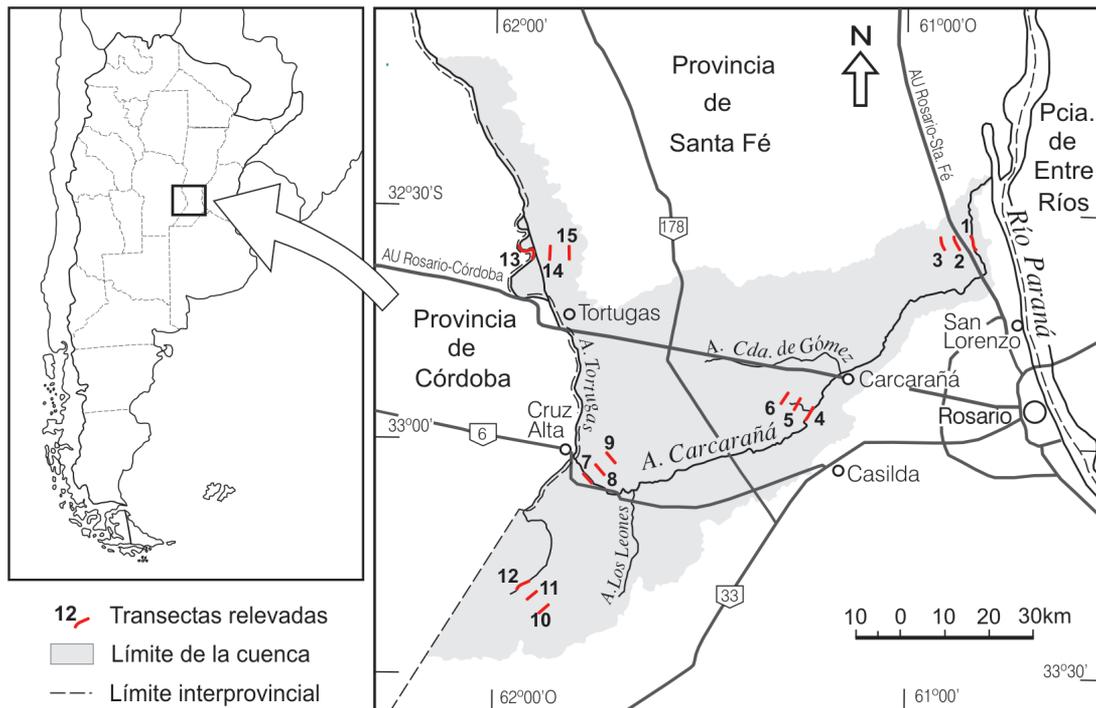


Fig. 1. Detalle de la cuenca del río Carcarañá en la provincia de Santa Fe (Argentina). Los números indican los sitios donde se realizaron las transectas: 1-3, Zona Oliveros ( $32^{\circ} 34' 30''\text{S}$ ,  $60^{\circ} 54' 11''\text{O}$ ); 4-6, Zona Berreta ( $32^{\circ} 53' 48''\text{S}$ ,  $61^{\circ} 16' 24''\text{O}$ ); 7-9, Zona Villa Eloísa ( $33^{\circ} 01' 54''\text{S}$ ,  $61^{\circ} 42' 45''\text{O}$ ); 10-12, Zona Berabevú ( $33^{\circ} 21' 09''\text{S}$ ,  $61^{\circ} 51' 09''\text{O}$ ); 13-15, Zona Montes de Oca (ZMO) ( $32^{\circ} 35' 22''\text{S}$ ,  $61^{\circ} 50' 37''\text{O}$ ).

etc. (Lewis & Collantes, 1973; Lewis *et al.*, 1985; Hilgert *et al.*, 2003; Exner *et al.*, 2004). Los bosques ribereños son comunidades boscosas emplazadas principalmente sobre las barrancas del río Carcarañá y sus afluentes, cuyas principales especies arbóreas constituyen los representantes típicos de la ecorregión Espinal, como son los algarrobos (*Prosopis* spp.), chañares (*Geoffroea decorticans*), talas (*Celtis ehenbergiana*), etc (Lewis *et al.*, 1976; Arturi, 2006). Estas comunidades se encuentran muy reducidas principalmente por actividad antrópica, y han demostrado ser refugios de especies medianas y grandes de mamíferos autóctonos (Rimoldi *et al.*, 2013; Rimoldi & Chimento, 2014). Las tierras de cultivo del sur de Santa Fe se caracterizan principalmente por el cultivo de soja y maíz (Arturi, 2006). Finalmente, los ambientes urbanos y periurbanos se encuentran representados por áreas de montes artificiales representados por plantaciones principalmente, de eucalipto (*Eucalyptus* spp.) y pino (*Pinus* spp.) con una mezcla de especies nativas que surgen espontáneamente, tanto de fisonomía herbácea, como arbustiva y arbórea, como puede observarse en vecindad de caseríos y poblados.

*Colecta de datos.* Dentro de la cuenca se establecieron cinco zonas de muestreo (distantes entre sí por 50 km), tanto sobre la margen del río Carcarañá como de sus tributarios. Estos sectores fueron definidos con el objetivo de obtener una buena representación de la extensión total de la cuenca, teniendo en cuenta que todas las unidades ambientales existentes en el área de estudio estén representadas. A partir de esto se establecieron tres transectos de 3 km de longitud en cada zona de estudio, teniendo en cuenta que el primero se emplace sobre la margen del río/tributario, mientras que los restantes se encuentren paralelos al mismo a una distancia de 5 y 10 km respectivamente (Fig. 1). Los recorridos en las transectas se realizaron a pie, durante las horas diurnas a una velocidad promedio de 1 km/h. Los trabajos de campo se realizaron durante 2011–2012, de manera estacional, totalizando 80 días de trabajo de campo y un esfuerzo de muestreo de 360 km. El relevamiento de mamíferos se centró en las especies nativas medianas y grandes (en general  $\leq 1000$  grs.) (Rumiz *et al.*, 1998; Martínez *et al.*, 2008), que pueden ser identificadas sin ser capturadas, ya que dejan indicios

característicos. El conjunto de métodos que se utilizaron para obtener información de presencia/ausencia incluyeron: observación de huellas y registros indirectos (restos óseos, fecas, cuevas/madrigueras).

*Métodos para medir la diversidad.* La diversidad total (diversidad gamma) se estimó siguiendo a Halffter & Moreno (2005), quienes la definen como el número de especies del conjunto de sitios o comunidades que integran el paisaje, en este caso, número de especies registradas en las distintas unidades ambientales presentes en la cuenca. La diversidad alfa se estimó como número de especies registradas para cada unidad ambiental (Moreno, 2001; Magurran & Mc Gill, 2011).

El grado de uniformidad o superioridad numérica de las especies muestreadas se determinó mediante el Índice de abundancia relativa (I) (Magurran & McGill, 2011) en este caso fue calculado como el número de indicios encontrados por especies (i.e. número de huellas, restos, cuevas/madrigueras, etc.), dividido por la distancia recorrida por el observador en kilómetros (Aranda, 2012).

La equitatividad se calculó a partir de la función de Shannon-Wiener que expresa la uniformidad de los valores de importancia a través de todas las especies de la muestra (Moreno, 2001) para cada unidad ambiental.

En este trabajo se presenta además el uso de número efectivo (de especies) como medida de diversidad para comparar comunidades ecológicas (diversidad alfa) (ver García-Morales et al., 2011). La variable más frecuentemente utilizada para medir abundancia es el número de individuos, sin embargo en mamíferos medianos y grandes es común trabajar con abundancia relativa, entendida como la proporción de la abundancia total correspondiente a cada especie (Rimoldi, 2014).

Para el análisis de datos se siguió a García-Morales et al. (2011) donde el número de especies efectivas se obtiene con la fórmula:

$${}^qD = \left( \sum_{i=1}^s p_i^q \right)^{1/(1-q)}$$

En el que  ${}^qD$  es la diversidad verdadera,  $p_i$  es la abundancia relativa (abundancia proporcional) de la  $i$ ésima especie,  $S$  es el número de especies, y  $q$  es el orden de la diversidad y define la sensibilidad del índice a las abundancias relativas de las especies. Para analizar el reemplazo de especies se ha medido la diversidad beta mediante el índice

de Whittaker:

$$\beta = \left( \frac{S}{\bar{\alpha}} \right) - 1$$

Donde  $\beta$  corresponde a la diversidad beta,  $S$  es el número de especies registradas en un conjunto de muestras, y  $\alpha$  es el número promedio de especies en las muestras.

Medido de esta manera, el índice alcanza valores entre 1 y 2. Los resultados se interpretan en un aumento en el coeficiente obtenido si los sitios muestreados difieren en su composición y por lo tanto, las especies presentan una distribución restringida o habitan en una pequeña parte del territorio, caso contrario cuando las especies se distribuyen en gran parte del área trabajada, los sitios tendrán una composición parecida, por lo que la diversidad beta será baja (Halffter & Moreno, 2005; Villarreal et al., 2006; Magurran & McGill, 2011).

Para establecer la diversidad beta para el total de la cuenca, se utilizó el índice de Whittaker modificado a porcentaje (Moreno, 2000; Halffter et al., 2001). Este índice, además de ser el más utilizado en estudios de diversidad beta, ha probado ser el más robusto para medir el reemplazo entre comunidades (Moreno, 2001; Koleff et al., 2003).

El grado de similitud en cuanto a composición de especies entre las distintas unidades ambientales se ha estimado empleando el índice de Jaccard (Moreno, 2001).

## RESULTADOS

Con respecto a la mastofauna relevada se obtuvieron 313 registros de presencia obteniendo una riqueza específica ( $S$ ) para la cuenca del río Carcarañá en la provincia de Santa Fe de 12 especies de mamíferos nativos medianos y grandes (2 marsupiales, 1 xenartro, 7 carnívoros y 2 roedores). Las especies registradas fueron: *Lutreolina crassicaudata* (Desmarest, 1804), *Didelphis albiventris* Lund, 1840, *Chaetophractus villosus* (Desmarest, 1804), *Pseudalopex gymnocercus* (Fischer, 1814), *Puma concolor* (Linnaeus, 1771), *Puma yagouaroundi* (Lacepede, 1809), *Leopardus geoffroyi* (D'Orbigny & Gervais, 1844), *Leopardus colocolo* (Desmarest, 1816), *Conepatus chinga* (Molina, 1782), *Galictis cuja* (Molina, 1782), *Hydrochoeris hydrochaeris* (Linnaeus, 1766) y *Myocastor coypus* (Molina, 1782). Para cada especie se indica la unidad ambiental donde se produjo el registro y su abundancia relativa (ver Tabla 1), estableciendo de esta forma la diversidad alfa para cada unidad ambiental.

Tabla 1. Lista de mamíferos por unidad ambiental relevados en la cuenca del río Carcarañá y su abundancia relativa. Referencias: **Ch**: Comunidades halófilas (espartillar y praderas saladas); **Bx**: Bosque xerófilo; **Tc**: Tierras de cultivo; **Ur**: Ambientes Urbanos.

Especies	Ch	Bx	Tc	Ur
<b>DIDELPHIMORPHIA</b>				
<b>Didelphidae</b>				
<i>Lutreolina crassicaudata</i>	0,04			
<i>Didelphis albiventris</i>	0,08	0,31	0,04	0,25
<b>CINGULATA</b>				
<b>Dasypodidae</b>				
<i>Chaetophractus villosus</i>		0,18	0,17	
<b>CARNIVORA</b>				
<b>Canidae</b>				
<i>Pseudalopex gymnocercus</i>	0,12	1	0,07	
<b>Felidae</b>				
<i>Puma concolor</i>	0,37			
<i>Puma yaguarondi</i>	0,08	0,04		
<i>Leopardus geoffroyi</i>	0,29	0,56		
<i>Leopardus colocolo</i>	0,04			
<b>Mephitidae</b>				
<i>Conepatus chinga</i>	0,16	0,14	0,02	
<b>Mustelidae</b>				
<i>Galictis cuja</i>	0,25	0,14	0,05	
<b>RODENTIA</b>				
<b>Caviidae</b>				
<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>		0,33		
<b>Echimyidae</b>				
<i>Myocastor coypus</i>	0,33	0,22		0,04
<b>Abundancia relativa total</b>				
	<b>1,76</b>	<b>2,92</b>	<b>0,35</b>	<b>0,29</b>

Las comunidades halófilas arrojaron el valor más alto del índice de Shannon-Wiener (2,65) seguido del bosque xerófilo ribereño con un  $H'$  de 2,37. Las tierras de cultivo presentaron un valor de 0,84, mientras que las áreas urbanas y periurbanas arrojaron los valores más bajos (0,47). Con respecto a los valores de números efectivos observados (ver Tabla 2) se puede mencionar que la riqueza ( $q = 0$ ) claramente diferencia a las comunidades halófilas como la unidad ambiental más rica en especies de mamíferos medianos y grandes (10 especies). Al incluir todas las es-

Tabla 2. Resultado del análisis de diversidad. Se indican los valores del Índice de Shannon y los valores de números efectivos observados. Abreviaturas como en la Tabla 1.

Unidades ambientales	Índice de Shannon	Diversidad Verdadera			
		$^{\circ}D$	$^{0.5}D$	$^1D$	$^2D$
Bx	2,37	9	22,3	10,69	0,6
Ch	2,65	10	15,9	14,15	2,2
Tc	0,84	5	1,5	2,32	26,1
Ur	0,47	2	0,5	1,59	15,6

pecies y su abundancia relativa en la medida de diversidad ( $q=1$ ), se halló la misma tendencia que la obtenida con el índice de Shannon-Wiener. En este sentido se encontró que la unidad ambiental que conforman las comunidades halófilas tiene una diversidad igual a la que tendría una comunidad teórica de 14.15 especies efectivas y los bosques xerófilos de 10.69. Por su parte, la unidad tierras de cultivo tiene una diversidad igual a la que tendría una comunidad teórica de 2.32 especies efectivas y por último los ambientes urbanos y periurbanos con 1.59 especies efectivas. Al expresar estas equivalencias entre las dos unidades ambientales con mayor riqueza se puede establecer que las comunidades halófilas son 1.32 veces más diversas en especies de mamíferos medianos y grandes que el bosque xerófilo. Dicho de otra manera, el bosque xerófilo tiene el 75.54% de la diversidad que tiene las comunidades halófilas. Por otro lado, se puede observar que esta tendencia cambia al analizar la medida de diversidad de orden 2 ( $q = 2$ ). En este caso las tierras de cultivo seguido de los ambientes urbanos se presentan como las unidades ambientales más diversas ya que esta medida no considera en absoluto las especies con baja abundancia, muchas de ellas encontradas en las comunidades halófilas y en los bosques xerófilos. Por último al analizar la diversidad de orden menor a uno ( $q = 0.5$ ) se puede observar como el bosque xerófilo pasa a ser el sitio más biodiverso teniendo en cuenta la presencia de especies raras (con muy baja abundancia).

La diversidad beta entre unidades ambientales, medida con el índice de Whittaker mostró variaciones (Tabla 3). El aumento gradual en los coeficientes obtenidos (del 0,05 al 0,66), indica que los sitios muestreados difieren en su composición. Con respecto a la diversidad beta de Whittaker para toda la cuenca, el resultado obtenido fue de 1,87, esto expresado en porcen-

Tabla 3. Diversidad beta entre unidades ambientales, medida con el índice de Whittaker (Normal) y el coeficiente de similitud de Jaccard (*Cursiva*). Abreviaturas como en la Tabla 1.

U. ambientales	B. Xerófilo	Com. halófitas	T. de cultivo	A. urbanos
Bx	<b>1</b>	1.05	1.2	1.63
Ch	<i>0.58</i>	<b>1</b>	1.25	1.66
Tc	<i>0.55</i>	<i>0.36</i>	<b>1</b>	1.5
Ur	<i>0.22</i>	<i>0.20</i>	<i>0.16</i>	<b>1</b>

taje (Moreno, 2000; Halffter & Moreno, 2005) representa un 87,5%, lo que indica un factor beta elevado.

### DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

En este trabajo se aportan los primeros datos sobre diversidad de mamíferos nativos medianos y grandes en un área altamente modificada y poco conocida como es la cuenca del río Carcarañá. Antes del presente trabajo, se tenían documentados 39 registros de siete especies de mamíferos para el sur de la provincia de Santa Fe (Pautasso, 2008). A partir de esta investigación, se agregan 313 registros sólo para la cuenca, ampliando en un 58,34% la lista de mamíferos medianos y grandes propuesta por Pautasso (2008), para esta región. Entre estos registros se encuentran los primeros reportes de *P. concolor*, *P. yagouaroundi*, *L. colocolo* y *H. hydrochaeris*, documentados previamente por Rimoldi & Chimento (2014; 2015).

La diversidad gamma, resulta como consecuencia de la diversidad alfa, la cual quedó establecida en 12 especies. Este valor es superior a la riqueza máxima promedio por unidad ambiental (6.4 especies), pero muy similar al número de especies de la unidad ambiental más biodiversa, con mayor riqueza y segundo valor en abundancia relativa (comunidad halófila tipo espartillar y praderas saladas con 10 especies). Por otra parte, las dos especies ausentes en las comunidades halófilas (*C. villosus* y *H. hydrochaeris*) se registraron en los bosques xerófilos ribereños, por lo que estas dos unidades ambientales se complementan para reunir la totalidad de especies descriptas para la cuenca.

La unidad ambiental bosques xerófilos ribereños, es la segunda unidad ambiental más biodiversa, en términos de riqueza específica (9 especies) y la primera en términos de abundancia relativa de mastofauna relevada. Un factor  $\beta$  alto, como se presentó (87,5%) demuestra que

el total del territorio tiene muchas más especies que la unidad ambiental promedio (Arita & León-Paniagua, 1993), lo que implica que muy pocas unidades ambientales, contienen proporciones altas de especies, demostrando por lo tanto, la existencia de especies que presentan una distribución restringida o habitan en una pequeña parte del territorio (Halffter & Moreno, 2005).

El análisis de los datos obtenidos a partir del coeficiente de Jaccard, sugiere una composición poco similar entre las unidades ambientales teniendo en cuenta el criterio de similitud (superior a 0.66) propuesto por Sánchez & López (1988). Sin embargo, el bosque xerófilo y comunidades halófilas son las unidades ambientales que más se acercan al valor crítico propuesto.

Este análisis, sumado a los resultados obtenidos a través del número efectivo de especies, el índice de diversidad de Shannon-Wiener y de reemplazo (índice de Whittaker), demuestran que hay dos unidades ambientales con una alta concentración de especies como son las comunidades halófilas y los bosques xerófilos y una disminución en el número de especies en las dos unidades ambientales restantes (tierras de cultivo y ambientes urbanos), lo que nos alerta acerca de procesos empobrecedores en términos de biodiversidad. Con respecto a esto es fundamental mencionar que los ambientes cultivados y las zonas urbanas se encuentran presentes en el 87% de la superficie total de la cuenca representando de esta forma la cobertura dominante del paisaje (Rimoldi, 2014).

El aporte de la diversidad beta entre comunidades a la diversidad gamma es mínimo, ya que únicamente en las comunidades halófilas y en el bosque xerófilo se encontraron especies exclusivas, siendo de esta forma las unidades que mayor participación tienen en la conformación de la diversidad del paisaje. En este caso *L. crassicaudata*, *P. concolor* y *L. colocolo* fueron halladas exclusivamente en los espartillares y *H. hydrochaeris* en el bosque xerófilo. Otra especie que

fue documentada sólo en estas dos unidades es *P. yagouaroundi*. El resto de las unidades ambientales no aportan especies exclusivas, presentando una mastofauna de amplia distribución (i.e. presentes en las demás unidades ambientales propuestas para la cuenca).

Los procesos de alteración de los ecosistemas nativos que se han dado en los alrededores de la región de estudio producto de las actividades humanas han sido muy profundos. Los ambientes cultivados circundantes presentan una fisonomía tan distinta a los ambientes boscosos de la ribera del río Carcarañá, que se observan marcados contrastes en la composición mastofaunística (Rimoldi *et al.*, 2012). Como se ha señalado para otras zonas cercanas, las áreas forestadas constituyen importantes refugios para los mamíferos nativos (Udrizar Sauthier *et al.*, 2008; Berduc *et al.*, 2010). En los bosques xerófilos ribereños se registraron dos especies que no se reportaron en la unidad más biodiversa (comunidades halófilas). Por otro lado, la unidad ambiental del tipo comunidades halófilas del tipo espartillar y praderas saladas presentó valores de diversidad alfa muy alta. Este aspecto resulta de importancia en la conservación de los ambientes naturales de la zona norte de la ecorregión Pampeana, donde originalmente se presentaban estepas o pseudoestepas de gramíneas intercaladas con pastizales halófitos como son los espartillares (Cabrera, 1976; Viglizzo *et al.*, 2006). Tanto los espartillares como los ambientes boscosos ribereños de la cuenca del río Carcarañá han sido reportados como refugios para mamíferos nativos que no se registran en los ambientes alterados por actividad antrópica que los circundan (Rimoldi *et al.*, 2013; Rimoldi & Chimento, 2015). En síntesis, particularmente la zona noroeste de la cuenca, tomando como referencia la localidad de Montes de Oca presenta una intercalación de ambientes típicos de las dos ecorregiones más alteradas por la actividad antrópica (Pampa y Espinal), por lo que se deben tomar medidas para conservar esta región particular.

De esta manera las áreas establecidas como prioritarias a partir de la información obtenida estarían establecidas por: 1) Bosque xerófilo ribereño ubicado en las inmediaciones del paraje Berreta con una superficie aproximada de 250 hectáreas (32° 53' 48"S, 61° 16' 24"O); 2) Bosque xerófilo ribereño ubicado en las inmediaciones de la localidad de Villa Eloisa con una superficie aproximada de 250 hectáreas (33° 01' 54"S, 61° 42' 45"O); 3) Comunidades halófilas del tipo espartillar ubicado en las inmediaciones de la

localidad de Montes de Oca con una superficie aproximada de 1500 hectáreas (32° 35' 22"S, 61° 50' 37"O); 4) Praderas saladas asociadas a la Cañada de Lagunas Santa Lucia.

La implementación de áreas de conservación, con infraestructura y controles adecuados deberían generar un cambio radical de la situación actual, la cual en este momento no posee control de terreno alguno. Sobre la base de lo visto anteriormente la implementación de estas áreas debe realizarse en el marco de una planificación biorregional, incorporando en este sentido la valoración de la biodiversidad como elemento de decisión determinante en el ordenamiento territorial.

#### AGRADECIMIENTOS

Deseamos expresar un cordial agradecimiento al CERECEO-FCyT-UADER por facilitar los programas utilizados para el desarrollo del GIS. Al personal del CICyTTP (CONICET) por su apoyo constante. A los Dres. Jorge Noriega y Walter Sione por su acompañamiento incondicional. A los revisores del manuscrito por sus importantes sugerencias.

#### BIBLIOGRAFÍA

- Aranda, JMS. 2012. *Manual para el rastreo de mamíferos silvestres de México*. México D.F., México: Comisión Nacional para el Conocimiento y uso de la Biodiversidad (Conabio), Parques del Pedregal, 255 pp.
- Arita, H. & T. León-Paniagua. 1993. Diversidad de mamíferos terrestres. *Ciencias 7*: 13-22.
- Arturi, M. 2006. Situación ambiental en la Ecorregión Espinal. En: A.D. Brown, U. Martínez Ortíz, M. Acerbi & J. Corcuera (eds.), *Situación Ambiental Argentina 2005*, pp. 240-246, Editorial Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires.
- Berduc, A., P.L. Bierig, A.V. Donello & C.H. Walker. 2010. Lista actualizada y análisis preliminar del uso de hábitat de medianos y grandes mamíferos en un área natural protegida del espinal con invasión de leñosas exóticas, Entre Ríos, Argentina. *Revista FABICIB 14*: 9-27.
- Bilenca, D., M. Codesido, C. González Fischer, L. Pérez Carusi, E. Zufiaurre & A. Abba. 2012. Impactos de la transformación agropecuaria sobre la biodiversidad en la provincia de Buenos Aires. *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales, nueva serie*, 14(2): 189-198.
- Cabrera, A.L. 1976. *Regiones Fitogeográficas Argentinas. Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería*. Tomo II, Fascículo 1, ACME, Buenos Aires.
- Coronel, A. & O. Sacchi. 2006. Climatología de eventos

- secos y húmedos en el sur santafesino. *Revista de Investigaciones de la Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Rosario*, 9: 15-24.
- Chuvieco, E. 2010. *Teledetección ambiental, la observación de la Tierra desde el espacio*. Ed. Ariel Ciencia, Barcelona.
- Fandiño, B., Rozzatti, J.C., Barco, D.d. & R. Civetti, R. 2014. Nuevo registro documentado del Gato de Pajonal (*Leopardus colocolo*) (Desmarest, 1816) en Santa Fe, Argentina. *Biológica* 17: 62-64.
- García-Morales, R., Moreno, C. E. & J. Bello-Gutiérrez. 2011. Renovando las medidas para evaluar la diversidad en comunidades ecológicas: el número de especies efectivas de murciélagos en el sureste de Tabasco, México. *Therya* 2: 205-215.
- Halffter, G. & C.E. Moreno. 2005. Significado biológico de las diversidades alfa, beta y gamma. En: G. Halffter, J. Soberón, P. Koleff & A. Melic (eds.), *Sobre diversidad biológica: el significado de las diversidades alfa, beta y gamma*, pp. 5-18, Sociedad Entomológica Aragonesa, Monografías Tercer Milenio, Zaragoza.
- Halffter, G., Moreno, C.E. & E. Pineda. 2001. *Manual para evaluación de la biodiversidad en Reservas de la Biosfera*. MyT-Manuales y Tesis SEA, vol. 2, Zaragoza.
- Jost, L. 2006. Entropy and diversity. *Oikos* 113: 363-375.
- Koleff, P., Gaston, K.L. & J.J.Lennon. 2003. Measuring beta diversity for presence-absence data. *Journal of Animal Ecology* 72: 367-382.
- Lewis, J.P. 1981. La vegetación de la provincia de Santa Fe. *GAEA* 9: 121-148.
- Lewis, J. P. y Collantes, M. B. 1973. El Espinal Peristépico. *Ciencia e Investigación*, 29: 360-377.
- Lewis, J.P., Collantes, M. & E.F. Pire. 1976. La vegetación de la provincia de Santa Fe. III. Las comunidades vegetales del departamento San Lorenzo. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica* 17: 219-237.
- Lewis, J.P., Collantes, M.B., Pire, E.F., Carnevale, N.J., Boccaneli, S.I., Prado, D.E. y Stofella, S.L. 1985. Floristic groups and plant communities of SE Santa Fe, Argentina. *Vegetatio*, 60: 67-90.
- Lewis, J.P., Pire, E.F., Prado, D.E., Stofella, S.L., Franceschi, E.A. y Carnevale, N.J. 1990. Plant communities and phytogeographical position of a large depression in the Great Chaco, Argentina. *Vegetatio*, 86: 25-38.
- Magurran, A. & B. McGill. 2011. *Biological Diversity, Frontiers in Measurement and Assessment*. Oxford University Press, USA.
- Martínez, F.F. 2010. Crónica de la soja en la región pampeana argentina. *Para Mejorar la Producción (INTA, EEA Oliveros)* 45: 141-146.
- Martínez, O., Rechberger, J., Vedia, J. y Thiebault, M. 2008. Mamíferos medianos y grandes de la serranía de Aguara Güe, Tarija, Bolivia. *Mastozoología Neotropical*, 15(2): 335-349.
- Moggia, L. 1997. Lista de mamíferos de la provincia de Santa Fe. *Sistema Provincial de Áreas Naturales Protegidas. Gobierno de la provincia de Santa Fe, APN, Asoc. coop. de la EZE, Santa Fe*, pp. 134-141.
- Moizo, P. 2007. *Patrón espacial de la integridad ecológica del mosaico paisajístico en el departamento de Canelones – Uruguay*. Tesis doctoral, Facultad de Ciencias, Universidad de la República. Montevideo, Uruguay.
- Moreno, C. 2000. *Análisis de la diversidad de quirópteros en un paisaje del Centro de Veracruz*. Tesis Profesional, Postgrado en Ecología y Manejo de Recursos Naturales, Instituto de Ecología.
- Moreno, C. 2001. *Métodos para medir la biodiversidad*. MyT-Manuales y Tesis SEA, vol. 1, Zaragoza.
- Moreno, C., Barragán, F., Pineda, E. & N. Pavón. 2011. **Reanálisis de la diversidad alfa: alternativas para interpretar y comparar información sobre comunidades ecológicas**. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 82: 1249-1261.
- Oakley, L.J., Prado, D.E. & J.F. Pensiero. 2006. Aspectos fitogeográficos de la provincia de Santa Fe. En: J.F.Pensiero & H.F. Gutiérrez (eds.), *Flora vascular de la provincia de Santa Fe. Claves para el reconocimiento de las familias y géneros. Catálogo sistemático de las especies*, pp. 9-26, Ediciones UNL, Santa Fe, Argentina.
- Ochoa, L.O., Villela, O.F. & C.E.M. Ortega. 2005. Variación latitudinal y longitudinal de la riqueza de especies y la diversidad beta de la herpetofauna mexicana. En: G. Halffter, J. Soberón, P. Koleff & A. Melic (eds.), *Sobre Diversidad Biológica: el significado de las diversidades alfa, beta y gamma*, pp: 143-152, Monografías Tercer Milenio Sociedad Entomológica Aragonesa, Zaragoza.
- Pasotti, P. & O. Albert. 1995. Estudio de la Cuenca Hidrográfica del Río Carcarañá. *Publicaciones del Instituto de Fisiografía y Geología "Dr. Alfredo Castellanos"* 69: 1-187.
- Pautasso, A. 2008. Mamíferos de la provincia de Santa Fe. *Comunicaciones del Museo Provincial de Ciencias Naturales "Florentino Ameghino"* 13: 1-248.
- Rimoldi, P.G. 2014. *Diversidad y patrones de distribución de los mamíferos nativos medianos y grandes de la cuenca del río Carcarañá (provincia de Santa Fe)*. Tesis doctoral, Facultad de Ciencias Veterinarias, Universidad Nacional de Rosario. Rosario, Argentina.
- Rimoldi, P.G., Chimento, N.R. y J.I. Noriega. 2013. Riqueza específica y abundancia relativa de la mastofauna nativa en un relicto de Espinal en el sur de la provincia de Santa Fe, Argentina. *Acta Zoológica Lilloana* 57(2): 201-211.
- Rimoldi, P.G., Noriega, J.I. & M.G. Curti. 2012. Riqueza específica de la mastofauna nativa en dos unidades ambientales de la cuenca media del río Carcarañá (Provincia de Santa Fe). *II Congreso Latinoamericano de Mastozoología y XXV Jornadas Argentinas de Mastozoología*, Libro de Resúmenes: 237-238.
- Rimoldi, P.G., Noriega, J.I. & Sione, W. 2014. Registros de *Puma concolor* en la cuenca del río Carcarañá, sur de la provincia de Santa Fe, Argentina. *Scientia Interfluvius* 5(1): 51-63.

- Rimoldi, P.G. & N.R. Chimento. 2014. Presencia de *Hydrochoerus hydrochaeris* (Hydrochoeridae, Rodentia, Mammalia) en la cuenca del río Carcarañá, Santa Fe, Argentina. Comentarios acerca de su conservación y biogeografía en Argentina. *Papeís Avulsos de Zoología* 54(23): 329-340.
- Rimoldi, P.G. & N.R. Chimento. 2015. Registro de cuatro especies de Felidae (Mammalia, Carnivora) en un "espartillar" de la Cuenca del río Carcarañá, Santa Fe, Argentina. *Historia Natural, tercera serie* 5(2): 59-77.
- Sánchez, O. & G. López. 1988. A theoretical analysis of some indices of similarity as applied to biogeography. *Folia Entomológica Mexicana* 75: 119-145.
- Silva, M. 2003. *Efectos ecológicos de la expansión urbana sobre las tierras agrícolas de la Pampa Ondulada, Buenos Aires, Argentina*. Tesis de Maestría, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires. Buenos Aires.
- Udrizar Sauthier, D.E., Abba, A.M., Bender, J.B. & Simon, P.M. 2008. Mamíferos del Arroyo Perucho Verna, Entre Ríos, Argentina. *Mastozoología Neotropical* 15: 75-84.
- Venencio, M. 2007. *La Recarga Natural al Acuífero Libre y su Vinculación con la Variabilidad Climática Regional*. Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales. Universidad Nacional de Córdoba. Córdoba, Argentina.
- Viglizzo, E., Frank, F. & L. Carreño. 2006. Situación Ambiental en las Ecorregiones Pampa y Campos y Malezales. En: A. Brown, U. Martínez Ortiz, M. Acerbi & J. Corcuera (Eds.), *La situación Ambiental Argentina 2005*, pp. 261-278, Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires, Argentina.
- Villarreal, H., Álvarez, M., Córdoba, S., Escobar, F., Fagua, G., Gast, F., Mendoza, H., Ospina, M. & A.M. Umaña (eds). 2006. *Manual de métodos para el desarrollo de inventarios de biodiversidad. Segunda edición*. Programa de Inventarios de Biodiversidad. Bogotá, Colombia: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.
- Whittaker, R.H. 1960. Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. *Ecological Monographs* 30: 279-338.
- Whittaker, R.H. 1972. Evolution and measurement of species diversity. *Taxon* 21: 213-251.

Doi: 10.22179/REVMACN.20.575

Recibido: 29-I-2018  
Aceptado: 30-XI-2018