

Comparación de los ensamblaje de artrópodos en distintos hábitats de la ecorregiones Campo & Malezales, Corrientes (Argentina)

[Comparison of arthropod assemblage in different habitats of the ecoregion Field & Malezales, Corrientes (Argentina)]

Carla A. RODRÍGUEZ, José A. CORRONCA, and María del C. COSCACÓN

IEBI-FCN (U.N.Sa), Instituto para el Estudio de la Biodiversidad de Invertebrados, Facultad de Ciencias Naturales de la
Universidad Nacional de Salta, Av. Bolivia 5150, CP 4400, Salta, Argentina

Copyright © 2015 ISSR Journals. This is an open access article distributed under the *Creative Commons Attribution License*, which permits unrestricted use, distribution, and reproduction in any medium, provided the original work is properly cited.

ABSTRACT: The ecoregion Field and malezales comprise about 30,000 km² between the southeastern province of Misiones and northeast of Corrientes, Argentina. She is represented by a combination of patches of Paranaense Forest within a matrix of natural grasslands. We investigated and compared the arthropod assemblages in different habitat types (forest and grassland) of Field & Malezales ecoregion in the province of Corrientes. We carried out two samplings of arthropods on vegetation (spring 2006 and autumn 2007), in which eight sampling sites, widely separated by several kilometers. We take 10 samples randomly with a G-Vac (garden-vacuum) on vegetation. A total of 24,328 individuals, 1.225spp / morphospecies of arthropods in 22 orders, of which grassland (S=742spp N=15,406); while patches of forest (S=858spp N=8,922) the arthropods. The complementarity between arthropod an assemblage of forests and grasslands was high. The biggest contribution to the gamma diversity was given by β_1 , species turnover between samples from a site. Alpha diversity contributes greatly to regional diversity, with forest sites increased diversity. The greatest diversity of existing sites in the ecoregion environments are important and responsible registered diversity, so this should be taken into account in the planning of tasks aimed at the conservation of regional biodiversity.

KEYWORDS: Biodiversity, Forest, Grassland, Arthropods y Assemblage.

1 INTRODUCCIÓN

Las ecorregiones son grandes áreas relativamente homogéneas, en las que hay diferentes comunidades naturales que tienen en común un gran número de especies y condiciones ambientales Brown *et al.* (2006). También han sido consideradas unidades de biodiversidad y endemismos que contienen comunidades naturales características que comparten una gran cantidad de sus especies, una dinámica ecológica y condiciones ambientales Dinerstein *et al.* (1995); Groves *et al.* (2000).

La ecorregión Campo y Malezales comprenden unos 30.000 km² entre el sudeste de la provincia de Misiones y el noreste de Corrientes, Argentina. Está representada por una combinación de parches de Selva Paranaense inmersos en una matriz de pastizales naturales Matteuci (2012). Al Norte, se encuentran los pastizales compuestos por comunidades herbáceas cuya fisonomía y composición dependen de su ubicación en lomas y ladera y constituyen la formación llamada *Campos*. Los pajonales y pastizales están interrumpidos por delgadas franjas de selva en galería a orilla de los ríos y por pequeñas isletas de bosques correspondientes a relictos de Selva Paranaense. Hacia el Sur, predominan los pastizales casi puros y este sector es el conocido como *Malezales* Matteuci (2012).

De acuerdo con los fenómenos que son de interés para los ecólogos, la diversidad ha sido separada en diferentes componentes Whittaker (1972). Así, la diversidad alfa mide la riqueza de especies de un ensamble local; mientras que el grado de diferencia entre las comunidades es la diversidad beta, siendo la diversidad gama el número de especies a escala

regional Gray (2000); Whittaker (2001). Estos conceptos son claves para comprender el funcionamiento de los ecosistemas, y para el manejo y la conservación de la biodiversidad Legendre *et al.* (2005). Componentes de la diversidad también puede variar entre los grupos de especies que difieren en capacidad de dispersión, requerimientos de hábitat, la especialización de alimentos o nivel trófico Diekötter *et al.* (2007); Gardner *et al.* (2008a). La partición de la diversidad en sus componentes α , β y γ Halffter (1998); Numa *et al.* (2005) proporciona una forma de investigar los efectos de la configuración del paisaje sobre la distribución de la diversidad a diferentes escalas.

La diversidad beta cuantifica la variación en la composición de especies entre sitios, y puede ser una métrica útil cuando se trata de comprender patrones de diversidad de especies a través de escalas espaciales Toumisto (2010). Estos patrones de diversidad ayudan a comprender los procesos que estructuran las comunidades ecológicas. Así dependiendo de los diferentes procesos, la diversidad beta se espera que debiera estar correlacionada con disimilitudes ambientales y/o de distancia geográfica. Por lo tanto, conocer en detalle su diversidad y cómo esta es afectada por la heterogeneidad del paisaje resulta muy importante para proponer estrategias para su conservación

Considerando su rol en sistemas naturales, los artrópodos son importantes taxa modelos para la comparación de comunidades dependiente del hábitat Lassau *et al.* (2005) y algunos autores Meffe & Carroll (1994); McGeoch (1998) sostienen que a través de especies indicadoras de hábitat, pueden reconocerse diferentes tipos de ecosistemas pudiendo determinarse de esta forma ecorregiones Di Bitetti *et al.* (2003). Los artrópodos constituyen un grupo hiperdiverso de organismos relativamente pequeños y que puede ser muestreado en grandes cantidades, siendo algunos sensibles a la variabilidad ambiental en localidades puntuales Weaver (1995); McGeoch (1998). Por lo que ellos, pueden brindar información acerca de los cambios ecológicos que se producen a pequeñas escala.

Debido a que los estudios sobre la diversidad de artrópodos en el área en estudio son escasos, en este trabajo se planteó evaluar los ensamblajes de artrópodos y sus cambios composicionales en distintos tipos de hábitats (isleta de bosques y pastizales) de la ecorregion de Campo & Malezales en la provincia de Corrientes, Argentina, analizando si la diversidad observada está influenciada por los heterogeneidad del paisaje ecoregional. La existencia de un marcado cambio en el tipo de vegetación entre los hábitats presentes en esta ecorregión podría reflejarse en un incremento de la diversidad y en cambios en los ensamblajes de artrópodos en ellos debido a que son variados los recursos disponibles que tienen las especies para explotar los diferentes hábitats. Por lo que se espera un alto recambio de especies entre los parches de bosque remanentes de la Selva Paranaense y los pastizales en la ecorregión de Campos & Malezales, lo que mantendría una alta diversidad ecoregional.

2 MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio: El estudio se llevó a cabo en la provincia de Corrientes, Argentina, en la ecorregión Campos & Malezales, entre los 27°52'-29°29'S y 56°8'-56°49'O, la que está limitada por las isohietas de 1.800 mm al noreste y la de 1.300 mm al sudoeste. Las temperaturas medias oscilan entre los 20 y los 22°C. En el pastizales predominan especies de *Paspalum notatum* (pasto horqueta), *Schizachyrium condensatum* (paja amarilla), *Andropogon lateralis* (paja colorada) y *Axonopus compressus* (pasto jesuita), entre otras. En cambio, los bosques que se presentan como "isleta de selva" se caracterizan por un estrato herbáceo donde abundan *Oplismenus hirtellus* y *Chaptalia nutans*. El estrato arbóreo, por su parte, es de mediano y bajo porte (8-15 m) estando representado por *Acacia bonariensis* (uña de gato), *Acanthosyrus spinescens* (quebracho flojo, quebrachillo), *Lithraea brasiliensis* (aruera), *Salix humboldtiana* (sauce criollo) y *Terminalia australis* (palo amarillo).

Muestreo

Se realizaron dos muestreos (primavera del 2006 y otoño del 2007), en los que se consideraron 8 sitios de muestreo, ampliamente separados entre sí por varios kilómetros, excepto en dos casos donde se muestreó un pastizal circundante a la isleta de bosque (Sitios 2-6, y Sitios 4-8) (Fig.1, Tabla I). En cada ambiente muestreado se tomaron 10 muestras al azar con un G-Vac (garden-vacuum) sobre la vegetación, cada una representada por la succión de la vegetación hasta una altura de 2.3 metros y por el término de un minuto. Para ello se utilizó un aspirador Sthil con un tubo de 1.10mts de longitud y 12cm de diámetro, dividido en el medio donde contenía una malla delgada para recolectar los artrópodos. El material recolectado fue colocado en bolsa de polietileno con alcohol etílico al 70%, debidamente rotulado y fueron trasladadas al laboratorio para su limpieza, separación del material, acondicionamiento y fijación del mismo. El material de artrópodos fue clasificado y separado en órdenes, familias y/o géneros y especies/morfoespecies de acuerdo con las claves disponibles Borror, Triplehorn & Johnson (1989); De Santis (1969); Ramírez (1999) y registrado en planillas electrónicas.

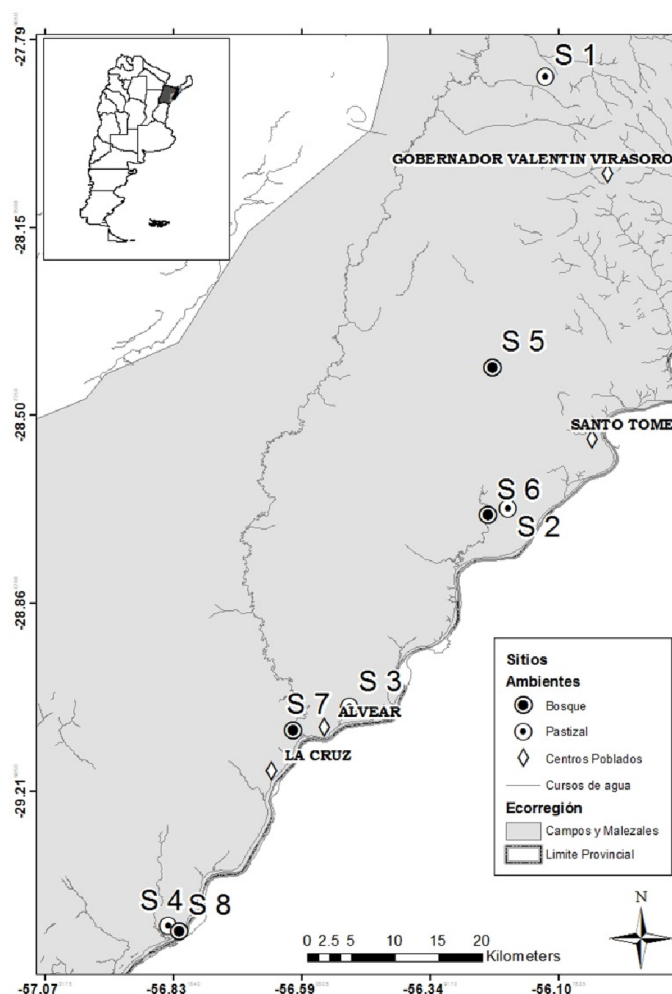


Figura 1. Ubicación geográfica de la zona de estudio, que muestra los sitios de muestreo dentro de la ecorregion Campos & Malezales de la provincia de Corrientes.

Análisis de datos

Diversidad alfa: Para comparar la diversidad entre ambientes (bosques y pastizales) se generaron “perfiles de diversidad” usando la familia de índices de diversidad uniparamétrica de Rényi (Rényi one-parametric diversity index family) Tóthmérész (1998), que incluye una comparación escalable de la diversidad de los ensamblajes, por medio del programa PAST ver.2.14 Hammer *et al.* (2003). También se estimó la “verdadera diversidad” Jost (2006, 2007) por medio de los “números efectivos de especies” utilizando el programa SPADE Chao & Shen (2010). Para ello, se consideró como la riqueza total de especies (verdadera diversidad de orden cero) el valor del estimador ACE (Abundance-based coverage estimator) para comunidades altamente heterogéneas ($CV\text{-rare} > 0.8$) Chao & Shen (2010); el exponencial del índice de Shannon (la verdadera diversidad de orden 1), mientras que el inverso del índice de Simpson (la verdadera diversidad de orden 2) se calculó por medio del estimador MVUE (Minimum variance unbiased estimator) Moreno *et al.* (2011).

Diversidad beta y gamma: Se realizó un análisis de agrupamiento de los ensamblajes de artrópodos registrado en los sitios muestreados utilizando los valores del índice de similitud de Bray-Curís Magurran (2004) por medio del programa PC-ORD ver.6 McCune & Mefford (2011). Para comparar la composición de la comunidad de artrópodos entre hábitats se usó el porcentaje de complementariedad Colwell & Coddington (1994). Se utilizó un Escalamiento No Métrico Multidimensional (NMS) para analizar y comparar la similitudes de los ensamblajes de artrópodos entre sitios estudiados a través del programa PC-ORD McCune & Mefford (2011). La matriz de datos fue transformada por medio de la distancia de Hellinger, que es una medida recomendada para agrupar y ordenar datos de abundancia Rao. (1995) y es una alternativa apropiada ya que asigna bajo peso a las especies raras Legendre & Gallagher (2001). La primera corrida se hizo con la opción modo Autopilot slow and thorough, con Sorensen (Bray-Curtis) como medida de distancia, 500 itinerizaciones, configuración de comienzo al azar, 250

corridas con datos reales y 1 en la reducción de la dimensionalidad para cada ciclo. Para evaluar si el NMS extrajo ejes más robustos que lo esperado por azar, se usó el test de Montecarlo. Este análisis se realizó reiteradamente (sin opción Autopilot) para confirmar el resultado antes mencionado con la intención de disminuir el stress al mínimo valor posible, pero en todos los casos el valor obtenido se mantuvo invariable. También se realizó un análisis de permutación de múltiple respuesta (MRPP) con el programa PC-ORD ver.6.0 McCune & Mefford (2011), para evaluar si los ensamblajes de artrópodos de los ambientes (bosque y pastizales) son diferentes. Para determinar qué familias de estos ensamblajes contribuyeron más a la disimilitud entre los ambientes. Se compararon los valores de abundancias y riqueza de especies de las familias de los órdenes más diversos registrados en cada ambiente por medio de un análisis de porcentaje de similitud (SIMPER), teniendo en cuenta la disimilitud de Bray-Curtis, calculado por medio del programa PAST ver. 2.14 Hammer *et al.* (2003), La diversidad gamma se evaluó por medio de un modelo multiplicativo de partición de la riqueza de especies Crist *et al.* (2003). Ésta corresponde con la propuesta de Whittaker (1972) ($\gamma = \alpha \times \beta_1 \times \beta_2 \times \beta_3$) y se analizó teniendo en cuenta diferentes niveles: $\gamma = \alpha$ (dentro de la muestra) $\times \beta_1$ (entre muestras de un sitio) $\times \beta_2$ (entre sitios de un ambiente) $\times \beta_3$ (entre ambientes). Para ello, se usó el programa PARTITION Veech & Crist (2009) para testear si el porcentaje observado de la contribución de la diversidad alfa y los niveles de la diversidad beta considerados fueron estadísticamente diferentes de los valores esperados (1000 randomizaciones) asumiendo una distribución al azar de los individuos Crist *et al.* (2003).

3 RESULTADOS

Se registró un total de 24.328 individuos, de 1.225 spp/morfoespecies de artrópodos distribuidos en 22 órdenes, de los cuales 742 spp y 15.406 individuos correspondieron al ambiente del pastizal; mientras que los parches de Selva Paraneense mostraron una riqueza de 858 spp y una abundancia de 8.922 artrópodos. Los mismos grupos de artrópodos (Diptera, Araneae, Hymenoptera-Parasítica y Hemiptera-Auchenorrhyncha) fueron los más diversos en riqueza de especies en ambos ambientes estudiados, pero con diferentes valores como se observa en la Fig. 2.

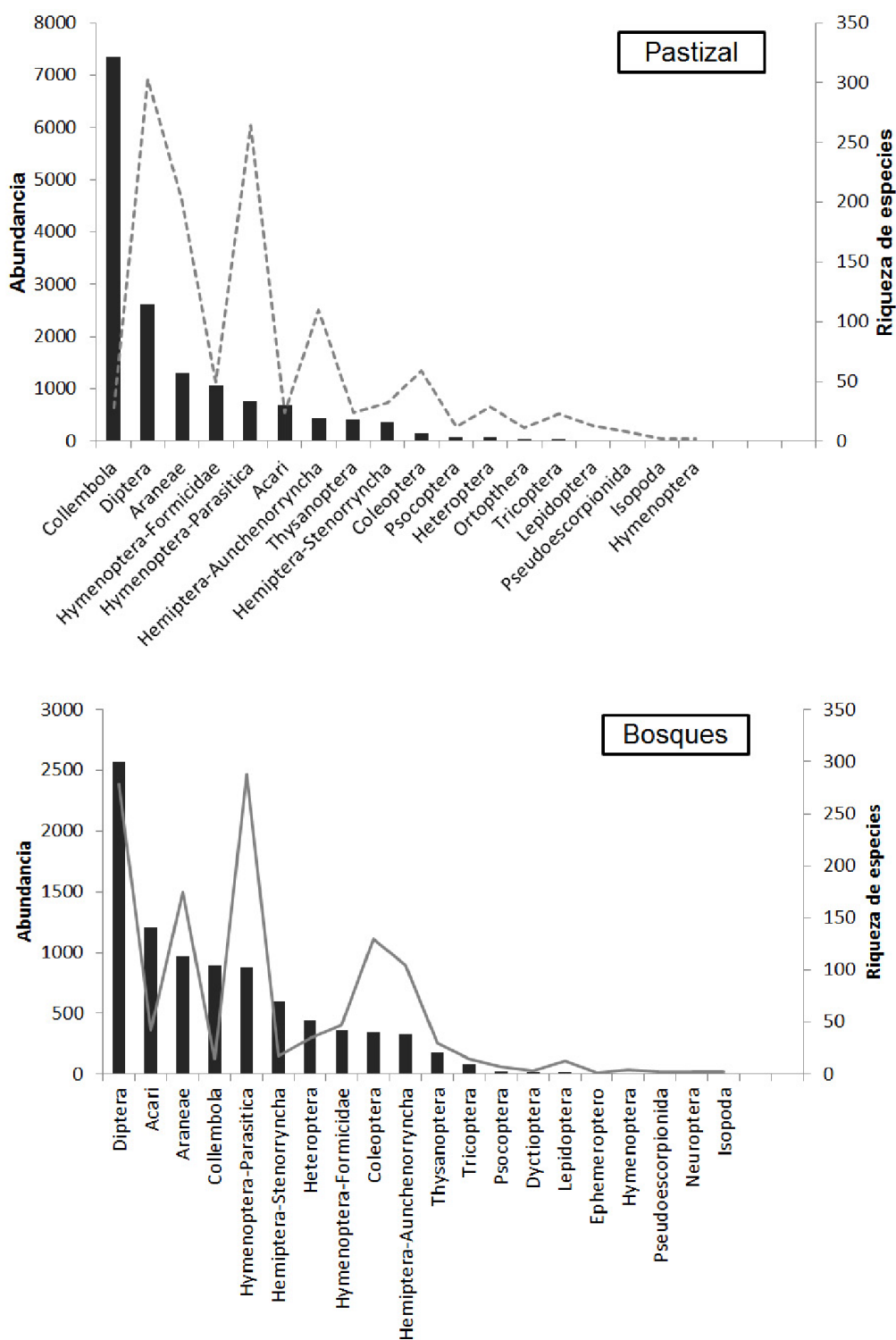


Figura 2. Riqueza y abundancia de artrópodos en bosques y pastizales en la provincia de Corriente

Tabla I. Datos sobre sitios muestreados, posición geográfica, riqueza, abundancia y tipo de ambiente.

Sitios	Coordenada geográficas	Riqueza de especies	Abundancia	Tipo de ambientes
Sitio 1	27°52'13.08"S 56°8'1.08"O	337	3857	Pastizal
Sitio 2	28°40'58.64"S 56°12'14.41"O	268	4832	Pastizal
Sitio 3	29°2'5.50"S 56°30'5.73"O	235	1401	Pastizal
Sitio 4	29°28'41.16"S 56°49'22.82"O	356	5316	Pastizal
Sitio 5	28°25'2.85"S 56°13'59.36"O	285	1312	Bosque
Sitio 6	28°41'42.55"S 56°14'30.94"O	224	1049	Bosque
Sitio 7	29°6'1.82"S 56°36'24.46"O	294	2483	Bosque
Sitio 8	29°28'43.36"S 56°49'15.79"O	411	4078	Bosque

Teniendo en cuenta los grupos de artrópodos dominantes en los ambientes estudiados, se pudo comprobar que dentro de las arañas, el bosque mostró una mayor diversidad de familias, siendo Theridiidae la más rica en especies y abundante (28% de total registrado), seguida por Anyphaenidae (14%) y Araneidae (9%) (Fig. 3). En cambio, en el pastizal Araneidae fue sin duda la familia con mayor riqueza de especies y abundancia (33%), seguida por Theridiidae (9%) y Salticidae (4%) (Fig. 3). Además Oxyopidae y Araneidae fueron las familias de arañas que más contribuyeron a la disimilitud entre los ambientes (45% y 31% respectivamente), como resultó del análisis de porcentaje de similitud (SIMPER). Aunque las familias de arañas fueron bastante similares en los dos ambientes (bosque y pastizal), el bosque presentó un mayor número de familias y de especies, aunque con una menor abundancia.

En el caso de los dípteros (Fig. 3), Sciaridae, Chironomidae y Chloropidae fueron las familias más ricas en especies y abundantes en el bosque; mientras que Sciaridae, Chironomidae y Chloropidae lo fueron en el pastizal. Por otro lado, Asilidae, Bombyliidae, Sphaeroceridae, Ulididae y Vermileonidae sólo se registraron en los bosques, mientras que los dípteros responsables de la mayor disimilitud entre ambientes fueron Sciaridae (8,5%), Chloropidae (8,3%), Chironomidae (6,58%) y Psychodidae (6%).

Dentro de los himenópteros, el de los formícidos fue el grupo más abundante (Fig. 3) registrándose diferentes especies como dominantes en los ambientes estudiados. Así, en los pastizales dominaron una especie de *Camponotus* (Camp. Sp9) y de *Pheidole* (Phei. Sp 2); mientras que en el bosque lo fueron la misma especie de *Camponotus*, seguida por una *Solenopsis* (Solen. sp3), la misma especie de *Pheidole* del pastizal y una especie de *Brachymyrmex* (Brachy. Sp1). Las especies de los géneros *Pheidole*, *Brachymyrmex* y *Camponotus* fueron las responsables del mayor recambio de especies entre ambientes de bosque y pastizales de la ecoregión.

Comparación de los ensamblaje de artrópodos en distintos hábitats de la ecorregiones Campo & Malezales, Corrientes (Argentina)

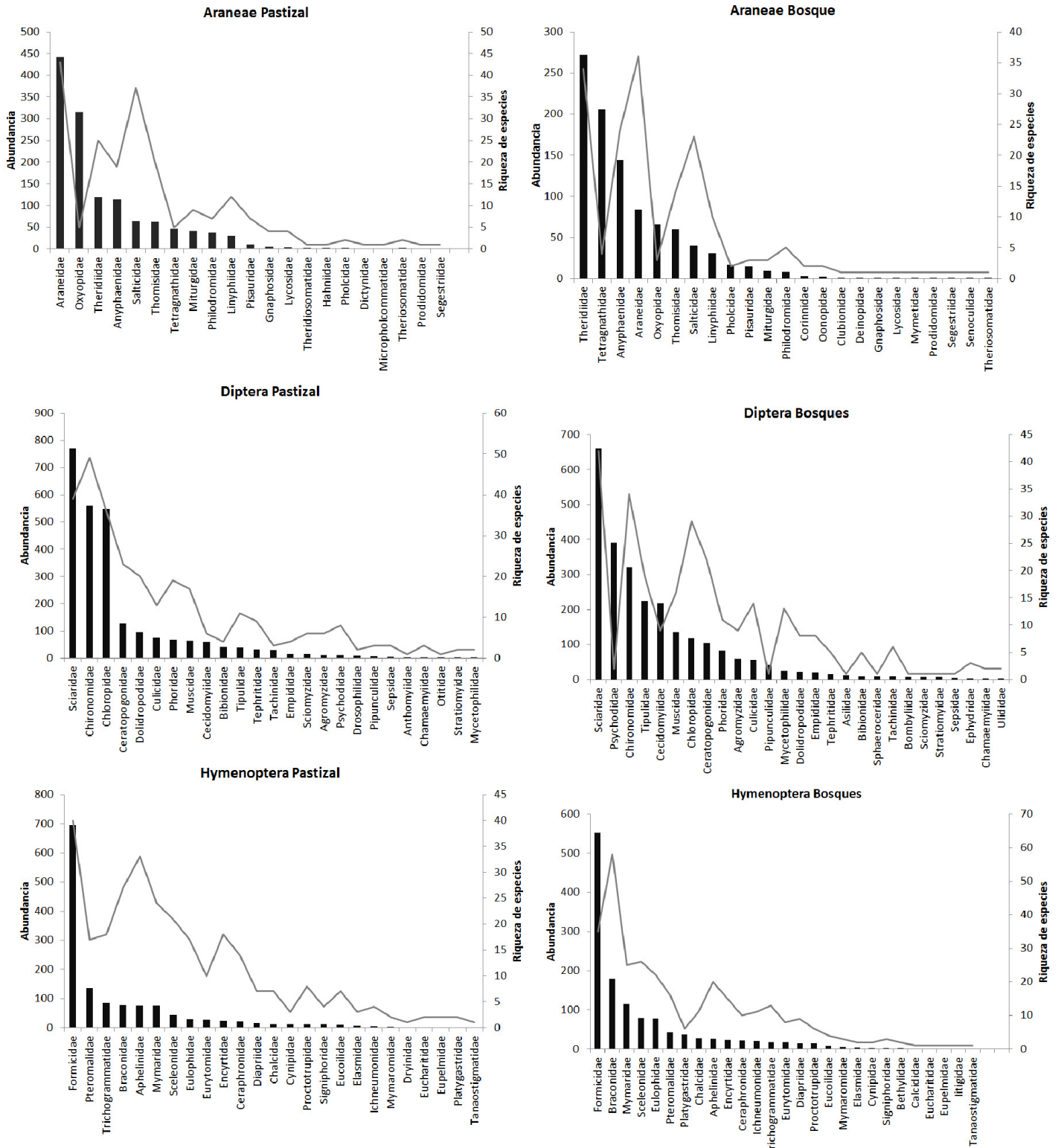


Figura 3. Abundancia y riqueza de especies por familia de los órdenes de artrópodos más diversos registrados en este estudio.

De la comparación de los perfiles de diversidad (Fig. 4), se pudo observar que los ambientes de bosque en la ecoregión de Campos & Malezales mostraron ser 2.32 veces más diversos que los ambientes de pastizales de acuerdo con los valores de la diversidad de orden 1 (D^1) (Fig. 4, Tabla III).

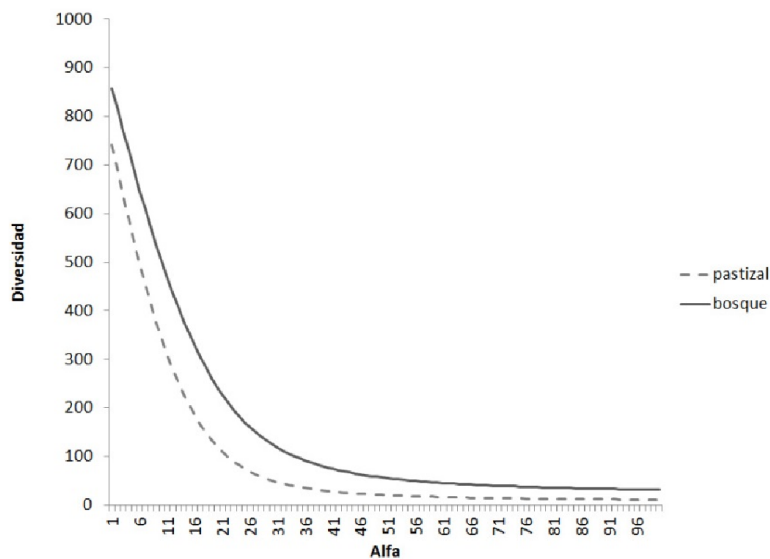


Figura 4. Perfiles de diversidad de los artrópodos en las ecoregiones de Campo & Malezales Pastizal y Bosques.

Tabla III. “Verdadera diversidad” considerando todo el muestreo y en cada ambiente mostrando los valores de los números efectivos de diversidad observada y estimada.

	Diversidad	Observada	Diversidad	Estimada	Compleitud	
Sitios	$^{\circ}D$	1D	2D	$^{\circ}D_{(ace)}$	$^1D_{(MLE_bc)}$	$^2D_{(MVUE)}$
Total	1225	133,71	36,27	1687,3 ± 34,4	138,56 ± 1,87	36,32 ± 0,28
Bosque	858	150,67	55,17	1328,3 ± 29,6	171,99 ± 24,08	55,51 ± 0,12
Pastizal	741	68,68	20,04	1078 ± 24,9	71,13 ± 18,92	20,06 ± 0,23

El NMS mostró una solución recomendada en 2 dimensiones, con un stress de 5,966 explicando ambos ejes el 83,6% de varianza (eje1= 0,617 y eje 2= 0,219). El ordenamiento resultó en tres grupos, dos de ellos correspondieron al agrupamiento de los sitios del bosque separados de los del pastizal; mientras que un sitio de bosque (Sitio 7) se distanció marcadamente de los grupos antes mencionados (Fig. 5). El test de Montecarlo mostró que existieron diferencias significativas ($p \leq 0.008$) entre los valores de stress observado para los ejes extraídos por el NMS. Y con el MRPP entre sitios de bosques y pastizal ($A=0,060$, $p=0,025$) se comprobó la existencia de diferencias estadísticamente significativas. La complementariedad entre los ensamblajes de artrópodos de bosques y pastizales fue alta con valores superiores al 87% (Tabla II). Por otro lado, los sitios de bosques presentaron una alta complementariedad con valores que superaron el 85%, excepto entre los sitios S5 y S6 que mostraron una alta similitud entre sus ensamblajes (complementariedad del 21%), con 224 especies comunes (Tabla II). Los pastizales, por su lado, revelaron valores levemente inferiores de complementariedad entre ellos.

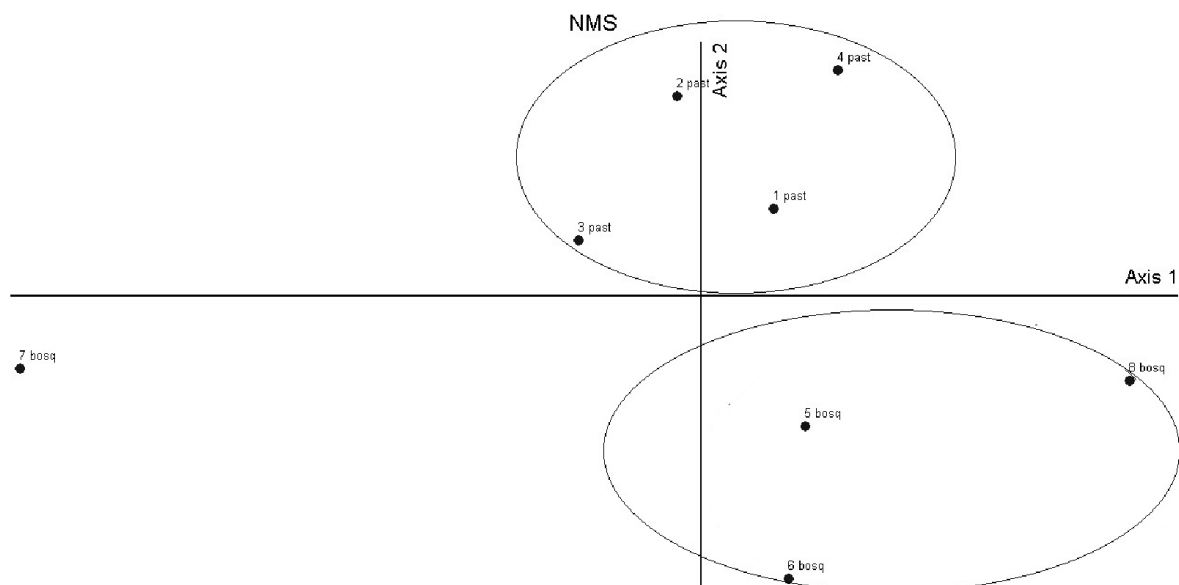


Figura 5. Ordenamiento por medio de un análisis de escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) de los sitios muestreados en la ecorregion de Campo & Malezales (2006-2007), mostrando diferencias en la fauna de artrópodos.

Tabla II. Porcentaje de complementariedad entre bosque y pastizales de la ecorregion Campos & Malezales (2006-2007) según el índice de Colwell & Coddington (1994). La tabla muestra arriba el número de especies compartidas y abajo el porcentaje de complementariedad.

	Past 1	Past 2	Past 3	Past 4	Bosq 5	Bosq 6	Bosq 7	Bosq 8
Past 1		129	107	128	117	86	79	110
Past 2	72,89 %		98	102	92	84	83	83
Past 3	76,98%	75,80%		101	80	68	67	79
Past 4	77,34%	80,45%	79,38%		102	76	85	116
Bosq 5	76,83%	80,04%	81,81%	81,07%		224	77	110
Bosq 6	81,89%	79,41%	82,60%	84,92%	21,40%		66	92
Bosq 7	85,68%	82,67%	85,49%	84,95%	84,66%	85,39%		80
Bosq 8	82,75%	86,07%	86,06%	82,18%	81,22%	83,05%	87,20%	

La partición multiplicativa de la diversidad mostró que la diversidad alfa observada correspondió al 86,5% de la diversidad total esperada (Fig. 6, Tabla 4), sin embargo el valor de alfa resultó ser menor a lo esperado por azar. En cuanto a la diversidad beta, indicó que cada nivel considerado aportó a la diversidad regional. A pesar de ello, el mayor aporte a la diversidad gamma estuvo dado por β_1 , recambio de especies entre muestras de un sitio. Por otro lado, también existió un aporte de los otros niveles de beta a la diversidad regional representado por el recambio de especies entre sitios y entre hábitats diferentes de la ecoregión Campos y Malezales.

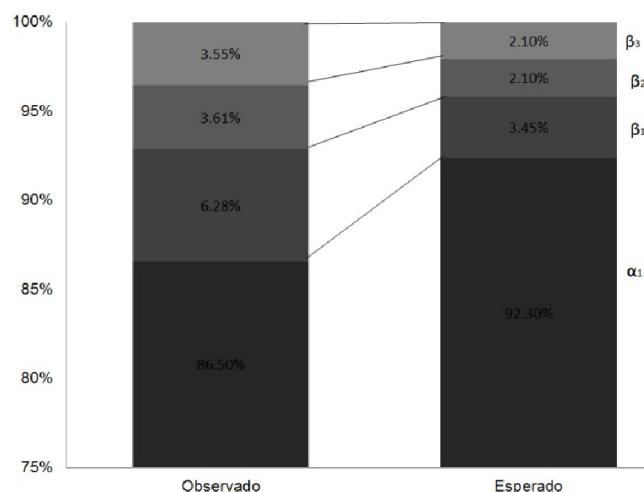


Figura 6. Diversidad de artrópodos esperada y estimada. α_1 , β_1 : muestras, β_2 : sitios, β_3 : ambientes.

Tabla IV. Valores de Alfa y Beta en los tres niveles de partición multiplicativa mostrando valores significativos *

		Observado	Esperado
Nivel 1	α_1	39	61,5
	β_1	2,83 *	2,3
Nivel 2	α_2	110,5	141,4
	β_2	1,63 *	1,4
Nivel 3	α_3	180,5	198,03
	β_3	1,6 *	1,4

4 DISCUSIÓN

La ecorregión de Campos y Malezales en la provincia de Corrientes muestra tener una elevada diversidad de artrópodos (más de 1200 spp), y que sus comunidades de artrópodos difieren en ensambles y diversidad en los ambientes de bosques remanentes de la Selva Paranaense y los ambientes de pastizales, típicos de la ecorregión. Ello soporta la idea de que cada ambiente exhibe una comunidad de artrópodos particular, en parte determinada por los recursos disponibles a nivel local Stork & Eggleton (1992). Esto es corroborado al particionar la diversidad, donde la diversidad alfa aporta en gran medida a la diversidad regional de artrópodos al igual que la diversidad beta entre muestras de un mismo sitio. La mayor diversidad registrada en los ambientes de bosque, que muestra una mayor complejidad estructural que el pastizal, coincide con los estudios que demuestran que existe una correlación positiva entre la complejidad estructural del hábitat y la diversidad de especies MacArthur (1964); Uetz (1991); Hatley & MacMahon (1980); Tews *et al.* (2004); Pinkus-Rendón *et al.* (2006); Jiménez-Valverde & Lobo (2007). De esa manera, los parches de Selva Paranaense en el paisaje de la ecorregión de Campos y Malezales aportan una mayor complejidad de paisaje a los campos y pastizales, permitiendo soportar una mayor diversidad regional de artrópodos que explotan una mayor cantidad de recursos y microhábitats disponibles. Este cambio en la diversidad, composición de ensambles y explotación de diferentes recursos se pone de manifiesto también al comparar los ensambles de artrópodos entre ambientes diferentes próximos espacialmente (bosque y su pastizal circundante, sitios S2 vs S6 y S4 vs S8), donde los valores de complementariedad entre ellos fueron altos (79.41%, 82.18%, respectivamente) (Tabla 2).

El ordenamiento obtenido por el NMDS muestra que los sitios de pastizales se agrupan, al igual que los del bosque, (excepto el sitio 7), compartiendo entre ellos un número considerable de especies de artrópodos. Posiblemente este alejamiento del sitio 7 de los restantes sitios de bosque (ver Fig. 5) se deba a que el mismo, en el momento del muestreo en el 2007, estaba recuperando parte de su estrato herbáceo de un incendio natural que sufrió el pastizal circundante. Este disturbio natural, es común en esta ecorregión y regula la dinámica de sus comunidades Matteucci (2012), lo que podría ser la explicación del alejamiento del Sitio 7 de los restantes sitios de bosque debido a un cambio en la composición de sus ensambles motivado por este tipo de disturbio natural.

A pesar que las comunidades de artrópodos en ambientes similares de la ecorregión muestran compartir un porcentaje de sus especies, existe un alto recambio de ellas como lo muestran los altos valores de complementariedad entre sitios. Ello nos lleva a pesar que la mayor diversidad de sitios y de ambientes existentes en la ecorregión son importantes y responsables de la diversidad registrada, por lo que esto se deberían tener en cuenta en la planificación de tareas tendientes a la conservación de la biodiversidad regional.

Alguno grupos de artrópodos son dominantes con respecto a otros en los distintos hábitats de la ecorregion Campo & Malezales, especialmente las arañas, los dípteros y los formícidos. Las arañas son un grupo clave en los ecosistemas y pueden ser usadas como indicadoras de calidad ambiental, ya que son extremadamente sensibles a los cambios en la estructura y la complejidad de los hábitats Downie *et al.* (1999); New (1999). En el caso de los dípteros se ve una mayor riqueza en el bosques, lo que puede estar relacionado a que este ambiente está caracterizado por períodos anuales de inundación durante primavera y verano Di Giacomo & Spitznagel (2007) que posibilitan y favorece el desarrollo de algunas familias, como ser Psychorididae, Chironomidae, Chloropidae, Ceratopogonidae y Sciaridae. Este grupo también ha sido propuesto como un grupo indicador de biodiversidad y del estado de los ecosistemas Hanski & Koskela (1997), ya que sus patrones de diversidad están estrechamente relacionados con el tipo de hábitat y la disponibilidad de alimento Woodcock *et al.* (2003). Por otro lado, es un grupo de artrópodos que responde a varios aspectos de la heterogeneidad del hábitat, como la productividad y la diversidad vegetal y tal heterogeneidad puede influir en sus patrones de abundancia y diversidad Haslett (2001).

Las hormigas son un componente importante en la mayoría de los ecosistemas terrestres en términos de biomasa y diversidad Holldobler & Wilson (1990) y son indicadores útiles debido a su rápida respuesta a cambios en la calidad del hábitat Brown (2000); Kaspari & Majer (2002); Andersen *et al.* (2002). En este estudio fueron abundantes en los dos ambientes, pero mostraron una mayor diversidad en bosques. Esto puede deberse a que dependen altamente de la cobertura boscosa Chacón de Ulloa *et al.* (2008); Chaves *et al.* (2008); Jiménez *et al.* (2008), donde se asocian a diferentes plantas en busca de recursos alimenticios y de anidamiento Lattke (2003); Chacón de Ulloa *et al.* (2008); Fernández & Arias-Penna (2008).

Concluyendo se puede decir que este estudio muestra que la ecorregión posee una elevada diversidad de artrópodos y que cada ambiente de Campos & Malezales de la provincia de Corrientes (Argentina) tiene una fauna de artrópodos particular. Además, se destaca una alta diversidad beta entre ambientes y entre sitios distintos de un mismo ambiente. Ello indicaría que hay una fuerte influencia local sobre las comunidades de artrópodos, revelando posiblemente que la diversidad estructural de la vegetación juega un papel importante sobre la diversidad de artrópodos. Ésta estaría proporcionando más nichos disponibles para que diversas especies puedan explotar los recursos Bazzaz (1975) que el medio les brinda, lo que se traduce en un incremento de la diversidad específica ecorregional.

BIBLIOGRAFÍA

- [1] Andersen, A. N., B. D. Hoffman, W. J. Muller & A. D. Griffiths. 2002. Using ants as bioindicators in land management: simplifying assessment of ant community responses. *Journal Applied Ecology*. 39: 8-17.
- [2] Bazzaz, F.A. 1975. Plant species diversity in old-field successional ecosystems in southern Illinois. *Ecology*, 56: 485-488.
- [3] Brown, A., U. Martinez Ortiz, M. Acerbi & J. Corcuera. 2006. En: Situación Ambiental Argentina 2005. *Fundación Vida Silvestre Argentina*, Buenos Aires, Argentina.
- [4] Brown, W. L., Jr. 2000. Diversity of ants. En: D. Agosti, J. D. Majer, L. E. Alonso, and T. R. Schultz [eds.], *Ants, standard methods for measuring and monitoring biodiversity*, Smithsonian Institution Press, Washington, DC.
- [5] Borror, D.J., C.A. Triplehorn & N.F. Johnson. 1989. *An introduction to the Study of insects*. Sixth edition, Ed. Saunders College Publishing.
- [6] Colwell, R. & J. Coddington. 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transaction of the Royal Society London B*, 345: 101-118.
- [7] Crist, T.O, J.A. Veech, C. Gering & K.S. Summerville. 2003. Partitioning species diversity across landscape and regions: a hierarchical analysis of α , β and γ diversity. *The American Naturalist*, 162: 734-743.
- [8] Chacón De Ulloa, P., I. Armbrecht, F. Lozano-Zambrano. 2008. Aspectos de la ecología de hormigas cazadoras en bosques secos colombianos. En: F. Lozano Zambrano, F. Fernández, E. Jiménez, T. Arias (eds.) *Sistemática, biogeografía y conservación de las hormigas cazadoras de Colombia*. Instituto de Investigaciones de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá D. C. Colombia.
- [9] Chaves, M.C., P. Chacón De Ulloa, F. Lozano-Zambrano. 2008. Riqueza y rareza de hormigas cazadoras en el gradiente bosque-borde-pastizal de un fragmento de bosque subandino (Quindío, Colombia). En: F. Lozano-Zambrano, F.

- Fernández, E. JIMÉNEZ, T. ARIAS (eds.) *Sistemática, biogeografía y conservación de las hormigas cazadoras de Colombia*. Instituto de Investigaciones de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá D. C. Colombia.
- [10] Chao A, J Shen. 2010. SPADE: species prediction and diversity estimation. Available at <http://chao.stat.nthu.edu.tw/softwareCE.html>. Accessed 10 Julio 2014
- [11] Di Bitetti M. 2003. Ecorregion Selva Paranaense. En: La situación ambiental argentina 2005. A. Brown, U. Martinez Ortiz, M Acerbi & J. Corchera (eds). *Fundación Vida Silvestre*, Buenos Aires, Argentina. p 197-221
- [12] Di Giacomo A. S. Y O. A. Spitznagel. 2007. Cuenca del río Aguapey. En A. S. Di Giacomo, M. V. De Francesco & E. G. Coconier (eds). *Areas importantes para la conservación de las aves en la Argentina*. CD-ROM. Edición Revisada y Corregida. Aves Argentinas/Asociación de Ornitología del Plata, Buenos Aires. Pp: 149-151.
- [13] De Santis. L. 1969. *Hymenoptera: clave de las familias con representantes entomófagos*. Serie didáctica N°6. Facultad de Agronomía y Zootecnia, Universidad Nacional de Tucumán.
- [14] Dinerstein E, Dm Olson, Dj Graham, Al Webster, Sa Primm, Mp Bookbinder, G Ledec. 1995. *Una evaluación del estado de conservación de las ecorregiones terrestres de América Latina y el Caribe*. Washington, DC: World Wildlife Foundation and World Bank.
- [15] Diekötter, T., Billeter, R., Et Al. 2007. Effects of landscape connectivity on the spatial distribution of insect diversity in agricultural mosaic landscapes. *Basic and Applied Ecology*, 9. 298-307.
- [16] Downie I. S, Wilson W. L, Abernethy V. J, Mccracken D. I, Foster G. N, Ribera I, Waterhouse A. & Murphy K. J 1999. The impact of different agricultural land-uses on epigeal spider biodiversity in Scotland. *Journal Insect Conservation* 3: 273-286.
- [17] Fernández, F., T.M. Arias-Penna. 2008. Las hormigas cazadoras en la región neotropical. En: F. Lozano-Zambrano, F. Fernández, E. Jiménez, T. Arias (eds.). *Sistemática, biogeografía y conservación de las hormigas cazadoras de Colombia*. Instituto de Investigaciones de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá D. C. Colombia.
- [18] Gardner, T., Hernández, M., Barlow, J. & Peres, C.A. 2008a. Understanding the biodiversity consequences of habitat change: the value of secondary and plantation forests for neotropical dung beetles. *Journal of Applied Ecology*, 45, 883–893.
- [19] Gray, J. S. 2000. The measurement of marine species diversity, with an application to the benthic fauna of the Norwegian continental shelf. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 250: 23-49.
- [20] Groves Cr, Ll Valutis, D Vosick, B Neely, K Wheaton, J Touval, B Runnels. 2000. Designing a geography of hope: a practitioner's handbook for ecoregional conservation planning. Arlington, VA: *Nature Conservancy*
- [21] Hammer O. Dat Harper, Pd Ryan. 2003. PAST: Palaeontological Statistics, vers. 1.18. Available at <http://folk.uio.no/ohammer/past>
- [22] Hanski, I. & H. Koskela. 1997. Niche relations among dung-inhabiting beetles. *Oecología*, 28: 203-231.
- [23] Halffter, G. 1998. A strategy for measuring landscape biodiversity. *Biology International*, 36, 3–17.
- [24] Hatley C L, Macmahon J A. 1980. Spider community organization Seasonal variation and the role of vegetation architecture. *Environments Entomology* 9: 632-639.
- [25] Haslett, J.R. 2001. Biodiversity and conservation of Diptera in heterogeneous land mosaics: A fly's eye view. *Journal of Insect Conservation*, 5: 71-75.
- [26] Hölldobler, B., And E. O. Wilson. 1990. *The ants*. Belknap Press of Harvard University Press, Cambridge,
- [27] Jiménez-Valverde A, Lobo J M. 2007. Determinants of local spider (Araneidae and Thomisidae) species richness on a regional scale: climate and altitude vs. habitat structure. *Ecology Entomology* 32: 113-122.
- [28] Jiménez, E., F. Lozano–Zambrano, G. Alvaréz–Saa. 2008. Diversidad alfa (α) y beta (β) de hormigas cazadoras de suelo en tres paisajes ganaderos de los andes centrales de Colombia. En: F. Lozano-Zambrano, F. Fernández, E. Jiménez, T. Arias (eds.). *Sistemática, biogeografía y conservación de las hormigas cazadoras de Colombia*. Instituto de Investigaciones de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá D. C. Colombia.
- [29] Jost, L. 2006. Entropy and diversity. *Oikos*, 113, 363-375.
- [30] Jost, L. 2007. Partitioning diversity into independent alpha and beta components. *Ecology*, 88, 2427-2439
- [31] Kaspari, M., And J. D. Majer. 2002. Using ants to monitor environmental changes. En: D. Agosti, J. D. Majer, L. E. Alonso, and T. R. Schultz [eds.], *Standard methods for measuring and monitoring biodiversity*. Smithsonian Institution Press, Washington, DC. pp. 89–98.
- [32] Lassau S.A., D.F. Hochuli, G. Cassis & C.A.M. Reid 2005. Effects of habitat complexity on forest beetle diversity: do functional groups respond consistently? *Diversity and Distributions*, 11: 73-82.
- [33] Legendre P, E Gallagher 2001. Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. *Oecologia* 129: 271-280.
- [34] Legendre, P., Borcard, D. & Peres-Neto, P. R. 2005. Analyzing beta diversity: partitioning the spatial variation of community composition data. *Ecological Monographs*, 75, 435-450.

- [35] Lattke, J.E. 2003. Subfamilia Ponerinae. En: Fernández, F. (ed.) *Introducción a las hormigas de la región neotropical*. Instituto de Investigación de recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá, Colombia.
- [36] Matteuci S. D 2012. Ecorregión Campos y Malezales. En: *Ecorregiones y complejos ecosistémicos argentinos*. Grupo de Ecología del Paisaje y Medio Ambiente (GEPAMA). p 247-262.
- [37] MacArthur R. H 1964. Environmental factors affecting bird species diversity. *American Naturalist* 98: 387-396.
- [38] Magurran, A 2004. *Ecological diversity and its measurement*. Princeton University Press, New Jersey.
- [39] Moreno, C. E., Barragán, F., Pineda, E. & Pavón, N. P. 2011. Re análisis de la diversidad alfa: alternativas para interpretar y comparar información sobre comunidades ecológicas. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 82, 1249-1261.
- [40] Mccune B, Mj Mefford 2011. PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data, Version 6. MjM Software Design, Gleneden Beach, Oregon, USA.
- [41] McGeoch, M. 1998. The selection, testing and application of terrestrial insect as bioindicators. *Biological Review Cambridge Philosophical Society*, 73: 181-201.
- [42] Meffe, G.K. & C. Carroll 1994. *Principles of conservation biology*. Sinauer, Sunderland, Massachusetts.
- [43] New T. R 1999. Untangling the web: spiders and the challenges of invertebrate conservation. *Journal Insect Conservation* 3: 251-256.
- [44] Numa, C., Verdú, J.R. & Sánchez-Palomino, P. 2005 Phyllostomid bat diversity in a variegated coffee landscape. *Biological Conservation*, 122, 151–158.
- [45] Pinkus-Rendón, M.A., J.L. León-Cortés & G. Ibarra-Nuñez. 2006. Spiders diversity in a tropical habitat gradient in Chiapas, Mexico. *Diversity and Distribution*, 12: 61-69.
- [46] Ramírez, M.J. 1999. Orden Araneae (clave para familias). (Disponible en: <http://aracanologia.macn.gov.ar/biblio/Ramirez%201999%20clave.pdf>.)
- [47] Rao, C.R. 1995. A review of canonical coordinates and an alternative to correspondence analysis using Hellinger distance. *Qüestiió. Quaderns d'Estadística i Investigació operativa*, 19: 23–63
- [48] Stork Ne, Eggleton P 1992. Invertebrates as determinants and indicators of soil quality. *American Journal of Alternative Agriculture* 7:38–47.
- [49] Tew J, Brose U, Grimm V, Tielbolger K, Wichmann M C, Schwager M, Jeltsch F 2004. Animal species diversity driven by hábitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *Journal of biogeography* 31: 79-92.
- [50] Tóthmérész, B. 1998. On the characterization of scale-dependent diversity. *Abstracta Botánica* 22: 149-156.
- [51] Tuomisto, H. 2010. A diversity of beta diversities: straightening up a concept gone awry. Part 1. Defining beta diversity as a function of alpha and gamma diversity. *Ecography* 33: 2–22. doi:10.1111/j.1600-0587.2009.05880.x
- [52] Uetz, G.W. 1991. Habitat structure and spider foraging. En: S.S. Bell, E.D. McCoy, H.R. Mushinsky Habitat structure: The Physical arrangement of objects in space (eds), pp. 325-348. London, Chapman and hall.
- [53] Veech, J.A. And T.O. Crist 2009. PARTITION: software for hierarchical partitioning of species diversity, version 3.0. <http://www.users.muohio.edu/cristto/partition.htm>
- [54] Weaver Jc 1995. Indicator species and scale of observation. *Conservation Biology* 9:939–942 .
- [55] Whittaker, R. H. 1972. Evolution and measurement of species diversity. *Taxon*, 21, 213-251.
- [56] Whittaker, R. J., Willis, K. J. & Field, R. 2001. Scale and species richness: towards a general, hierarchical theory of species diversity. *Journal of Biogeography* 28, 453-470.
- [57] Woodcock, B.A., A.D. Watt & S.R. Leather. 2003. Influence of management type on Diptera communities of coniferous plantations and deciduous woodlands. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 95: 443-452.