



Universidad Nacional de Córdoba
Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales
Carrera de Ciencias Biológicas

**Diversidad y composición de especies de coleópteros en
relación al proceso de fragmentación del Bosque Chaqueño**

Tesinista:	Marta Georgina Nicolino	Firma:
Director:	Dr. Leonardo Galetto	Firma:
Co-directora:	Dra. Mariana Pereyra	Firma:

Instituto Multidisciplinario de Biología Vegetal

Año 2017

Título de la Tesina:

Diversidad y composición de especies de coleópteros en relación al proceso de fragmentación del Bosque Chaqueño

Tribunal Examinador:

- Dra. Laura Bellis Firma:

- Dra. Paula A. Tecco Firma:

- Dra. Moira Battán Horenstein Firma:

Calificación:

Fecha:

A mis papás

Índice

RESUMEN.....	5
INTRODUCCIÓN.....	6
MATERIALES Y MÉTODOS.....	11
Área de estudio.....	11
Metodología.....	14
Análisis de datos.....	17
RESULTADOS.....	19
DISCUSIÓN.....	32
BIBLIOGRAFÍA.....	36
AGRADECIMIENTOS.....	42

Diversidad y composición de especies de coleópteros en relación al proceso de fragmentación del Bosque Chaqueño

Resumen: Los cambios en el uso de la tierra y la fragmentación de hábitat son procesos que afectan a la biodiversidad global, provocando cambios en la composición, riqueza y abundancia de las especies. El Bosque Chaqueño de Córdoba tiene una elevada tasa de pérdida de bosque nativo (del 2,2% anual), lo cual determina que persistan casi solamente pequeños fragmentos de bosque inmersos en una matriz de cultivo. Los coleópteros son especialmente sensibles a este proceso, por lo que se utilizan como indicadores ambientales ya que cumplen un papel fundamental en los ecosistemas como descomponedores, entre otras funciones. En este trabajo se evaluó cómo el tamaño de los fragmentos y las características de los micrositios (matriz de cultivo, borde e interior del bosque) influyen en la riqueza, abundancia y composición de coleópteros en paisajes fragmentados del Bosque Chaqueño. Se muestrearon ocho sitios (seis fragmentos de distintos tamaños y dos de bosque continuo, distribuidos en dos paisajes), en cada uno de ellos se colocaron trampas de caída (“pit-fall”) en la matriz de cultivo, borde e interior de bosque. Se encontró una gran diversidad de coleópteros considerando el muestreo realizado ya que se recolectaron 308 ejemplares que fueron clasificados en 82 morfoespecies. La abundancia y riqueza disminuyeron notablemente en la matriz de cultivo respecto al borde e interior del fragmento. La composición de especies fue diferente entre los tres micrositios (matriz de cultivo, borde e interior de bosque). En cuanto al tamaño de los fragmentos, no hubo diferencias significativas al evaluar las variables de respuesta consideradas (Riqueza, Abundancia y Composición). Estos resultados indican que principalmente el cambio en el uso de la tierra afecta de manera negativa a la diversidad de coleópteros, pudiendo generar efectos negativos también para el funcionamiento de los ecosistemas. Por otro lado, todos los fragmentos de bosque estudiados sustentan una importante diversidad de coleópteros, siendo todos estos relevantes en el contexto de la conservación. Se deberían estudiar con más profundidad los cambios en las especies que se ven más afectadas por este proceso para luego proponer estrategias de conservación y también hacer estudios incluyendo un mayor número de fragmentos para ratificar o modificar los patrones encontrados respecto al área de los fragmentos y la diversidad de coleópteros.

Palabras clave: fragmentación del bosque – coleópteros – efecto borde – matriz de cultivo

Introducción

En las últimas décadas se está atravesando una de las mayores extinciones de especies de los últimos 65 millones de años (Wilson 1992; Haddad *et al.* 2015) como consecuencia de los cambios globales. Entre ellos, el cambio climático y los cambios en el uso de la tierra producen severos efectos negativos en los ecosistemas (Tylianakis *et al.* 2007, 2008). La destrucción, pérdida y fragmentación de hábitats naturales constituyen amenazas de gran importancia para la conservación de la biodiversidad a nivel global (por ejemplo, Fahrig 2003; Fischer & Lindenmayer 2007) y para Latinoamérica en particular (Grez & Galetto 2011). Estos procesos han sido intensos en el Chaco semiárido, una de las regiones más amenazadas por el avance de la frontera agropecuaria y la deforestación en Argentina (Pengue 2005, Cáceres 2015).

Dentro de esta región se encuentra el ecosistema de Bosque Chaqueño de Córdoba, el cual posee una tasa anual de pérdida de bosque de 2,2%, una de las más altas a nivel mundial (Zak *et al.* 2008). En estos ecosistemas, los bosques remanentes se encuentran actualmente reducidos a fragmentos de distinto tamaño inmersos en una matriz de cultivo, como consecuencia de perturbaciones ocurridas durante este siglo y el anterior, donde la pérdida de hábitat es alarmante debido a la expansión de la agricultura durante los últimos 30 años (Gavier & Bucher 2004; Zak *et al.* 2004, 2008; Cáceres 2015).

Constituye una necesidad primordial mantener el funcionamiento de los ecosistemas naturales no sólo por su valor intrínseco, sino también por la importancia que presentan como “prestadores de servicios fundamentales” (Ehrlich 1988; Chapin *et al.* 2000; Chapman & Bourke 2001; Díaz *et al.* 2006). Los ecosistemas proveen funciones necesarias para la vida de los seres humanos, dado que proporcionan un hábitat para plantas y animales, regulan el clima, mantienen el flujo de agua dulce y suministran bienes naturales, entre otras funciones (Daily 1997; Millenium Ecosystem Assessment 2003). Aquellos ecosistemas estresados o disturbados por diferentes factores, se ven limitados

en la provisión de bienes y servicios ecosistémicos a los seres humanos (Sandifer & Sutton-Grier 2014).

La fragmentación del bosque, que se genera como consecuencia de la pérdida o reducción de la vegetación nativa (Didham 2010) se ha visto que provoca diversos efectos negativos en la biodiversidad, como la pérdida de especies y diversos cambios que podrían afectar las interacciones entre ellas, tales como competencia, predación, parasitismo o mutualismo (Franklin *et al.* 2002; Fisher & Lindenmayer 2007; Didham 2010; Grez & Galetto 2011). La mayoría de los trabajos han abordado los efectos de la disminución del área de los fragmentos remanentes sobre la biodiversidad (Fahrig 2003; Filgueiras *et al.* 2011). La disminución de la cantidad de bosque en un paisaje conduce a que se distribuyan de manera asimétrica los restantes fragmentos de hábitat, quedando muchos fragmentos pequeños y unos pocos grandes cada vez más aislados entre sí (Ewers & Didham 2007). Los fragmentos de bosque cada vez más pequeños ofrecen menor disponibilidad de recursos y pueden provocar una reducción en las tasas de colonización de distintos grupos de organismos (Hanski & Ovaskainen 2000). Esto último conlleva a una alteración en el éxito reproductivo e impone una limitación en el máximo tamaño de la población, llevándola a una mayor probabilidad de riesgo de extinción local (Hanski & Ovaskainen 2000). Además, esta reducción en el área, provoca, entre otros parámetros del proceso de fragmentación, un incremento en la cantidad de borde en el paisaje, dejando más expuesto el interior de los fragmentos a las influencias externas (Didham 2010). Los bordes, en general, son más calientes, secos y ventosos que el interior de los fragmentos y reciben una mayor insolación, modificando así la estructura y composición vegetal (Chen *et al.* 1999; Harper *et al.* 2005). Esto último puede provocar cambios en el uso de hábitat y en la abundancia de los distintos grupos de animales (Ries *et al.* 2004). De todos modos, las respuestas de las especies a estos cambios son extremadamente variables en los diferentes estudios realizados (Davies *et al.* 2000).

Los procesos de pérdida y fragmentación del bosque, en general, conllevan el reemplazo por nuevos usos de la tierra que en la mayoría de las veces son cultivos. La calidad y propiedades de la matriz circundante resultan

cruciales para determinar la abundancia y composición de las especies en cada uno de los fragmentos de bosque inmersos en ella, afectando también su dispersión y movimientos en el paisaje (Gascon *et al.* 1999). El grado de contraste estructural que existe entre los fragmentos de bosque y la matriz va a determinar la permeabilidad de los bordes del bosque al ingreso de las distintas especies (Collinge & Palmer 2002), afectando la conectividad del agroecosistema. Una matriz más heterogénea y con mayor diversidad de recursos probablemente permita que las especies habiten en ella y puedan moverse, contrario a lo que ocurriría con una matriz más homogénea y hostil (Fischer & Lindenmayer 2007; Didham 2010).

Los insectos poseen una gran importancia biológica, comprenden el 59% de todos los animales existentes y han sido muy utilizados en estudios en conservación y como indicadores biológicos, debido a que se trata de organismos que, en general, son fáciles de coleccionar (Favero *et al.* 2010). Si bien no suelen usarse como “especies bandera” en la conservación de áreas naturales, la utilidad de los insectos como indicadores medioambientales es incuestionable (Favero *et al.* 2010). Hay ciertos grupos, como escarabajos, mariposas y hormigas, que son especialmente útiles en el monitoreo ambiental, ya que están presentes en muchos sitios, sus respuestas a cambios en el ambiente son rápidas, e incluso, cuando se deben caracterizar pequeños fragmentos que poseen una larga influencia antropogénica, proporcionan más información que los vertebrados, los que son más sensibles y desaparecen más temprano por el impacto negativo de la reducción del área de los fragmentos (Freitas *et al.* 2003; Pereyra 2016).

Es importante estudiar distintos grupos de insectos en relación a los cambios en el uso de la tierra, particularmente aquellos que puedan inducir cambios físicos en su ambiente y regular la disponibilidad de recursos para otras especies, como los polinizadores, predadores de semillas, parasitoides y descomponedores (Didham *et al.* 1996). Los escarabajos de la familia Scarabaeidae (Coleoptera) han sido utilizados como indicadores de la diversidad de artrópodos en estudios relacionados a la fragmentación del bosque, ya que se alimentan de heces y cadáveres de organismos afectados

también por este proceso (Lovejoy *et al.* 1986). Además, poseen una gran variabilidad morfológica, taxonómica, ecológica y comportamental, participan en el ciclado de nutrientes del suelo, en el control de parásitos de algunos vertebrados y en la dispersión de semillas (Klein 1989). Más aún, se ha observado que son sensibles a los cambios ambientales (Thomazini & Thomazini 2000).

Desde hace más de 25 años se están realizando estudios sobre la biología y ecología de las especies nativas del Bosque Chaqueño (por ejemplo, Aizen & Feinsinger 1994; Aizen *et al.* 2002; Galetto *et al.* 2007; Pereyra *et al.* 2015), pero poco se conoce sobre cómo afecta la pérdida y fragmentación de bosque a los coleópteros en particular. Se sabe, por investigaciones previas en otros lugares, que la capacidad de dispersión predice fuertemente cómo responderán los coleópteros a la fragmentación y pérdida de hábitat (Driscoll & Weir 2005). Las especies más móviles y capaces de recolonizar rápidamente los fragmentos luego de una extinción local, son las que aprovechan los recursos disponibles, por lo que se adaptan de un modo más rápido y eficiente a paisajes con mayor disturbio (Driscoll & Weir 2005). Así, se ha observado que hábitats con distinto grado de degradación albergan a un conjunto de especies diferente (Filgueiras *et al.* 2015). En relación al gradiente borde-interior del fragmento se ha visto que este presenta diferencias en la composición de especies de coleópteros (Didham *et al.* 1998b). Por otro lado, existen especies que son especialistas del interior del bosque (Filgueiras *et al.* 2011), otras que pueden, eventualmente, explotar el borde del fragmento o la matriz que lo rodea (Prevedello *et al.* 2012) y otras directamente especialistas de borde o matriz (Peyras *et al.* 2013).

Entonces, por los antecedentes mencionados, se plantea como objetivo de este trabajo evaluar la abundancia, riqueza y composición de especies de coleópteros en paisajes fragmentados del Bosque Chaqueño, considerando distintos indicadores del proceso de fragmentación como el tamaño de los fragmentos de bosque, el efecto borde y la matriz de cultivo circundante a los fragmentos.

De acuerdo al objetivo planteado, en el presente trabajo se postula que:

La fragmentación del bosque y el reemplazo de éste por cultivos, influye de manera negativa en la diversidad, composición y abundancia de coleópteros.

Se espera que la disminución del tamaño (área) del fragmento se relacione negativamente con la riqueza y abundancia de coleópteros. Asimismo, se esperan diferencias entre micrositios (matriz, borde e interior), donde el interior del fragmento presentará mayor riqueza y abundancia de especies que el borde y la matriz.

Por otro lado, se esperan cambios en la composición, ya que algunas especies con ciertas características particulares (por ejemplo, mayor capacidad de dispersión y tamaño corporal, generalistas de hábitat, entre otras), probablemente se encuentren en la mayoría de los fragmentos, independientemente de su tamaño o grado de aislamiento. En cambio, aquellas especies que no posean estas características (por ejemplo, que comparativamente tengan baja capacidad de dispersión, menor tamaño corporal y sean especialistas de hábitats), probablemente sean más sensibles a la fragmentación y se ubiquen en ciertos micrositios y no en otros; o en fragmentos con determinados tamaños.

Materiales y Métodos

Área de estudio

El estudio se desarrolló en la región sur de la provincia fitogeográfica Chaqueña de Argentina; conformada por un bosque xerófilo a sub-xerófilo (Cabrera, 1976). Se evaluaron ocho sitios distribuidos en dos paisajes ubicados en el departamento Colón de la provincia de Córdoba, Argentina. Los mismos han sufrido pérdida y degradación de la vegetación y se estructuran como remanentes de Bosque Chaqueño inmersos en una matriz de cultivos de soja o maíz (meses de verano), y/o trigo (meses de invierno) (Fig. 1) (Grilli *et al.* 2013). Los fragmentos están conformados por tres estratos de vegetación: uno arbóreo (8-15m de alto) conformado por *Aspidosperma quebracho-blanco* Schltdl., *Prosopis* spp., *Zanthoxylum coco* Gillies ex Hook. f. & Arn., *Celtis ehrenbergiana* (Klotzsch) Liebm. & *Lithraea molleoides* (Vell.) Engl.; uno arbustivo (1.5–3 m alto) dominado por *Acacia* spp., *Cestrum parqui* L'Hér., *Lycium cestroides* Schltdl.; y un estrato herbáceo (0–1 m) con hierbas dicotiledóneas, gramíneas, varias enredaderas y bromelias epífitas (Luti *et al.* 1979; Cabido *et al.* 1991).

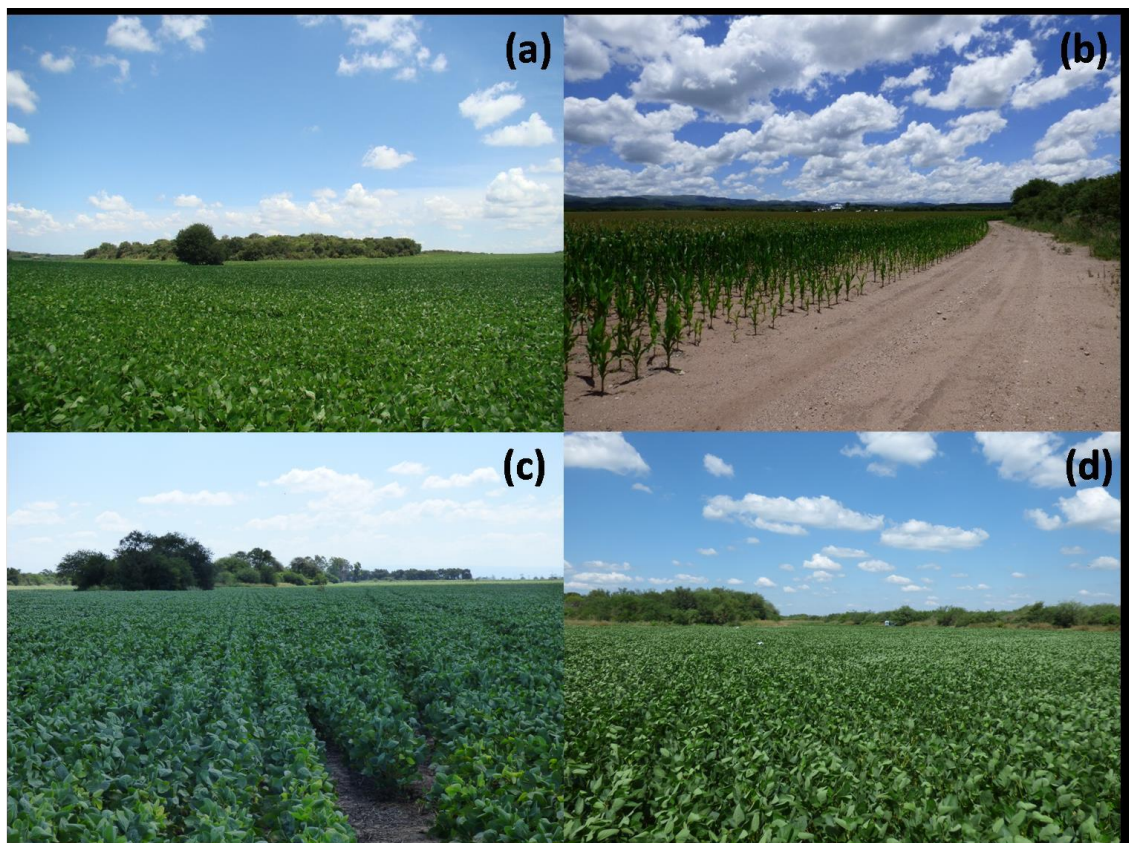


Figura 1. Figuras a y b: Paisaje seleccionado en los alrededores de Río Ceballos, en donde se muestrearon cuatro sitios y se observa un cultivo de soja con un fragmento de bosque en el horizonte y un cultivo de maíz con el borde de un fragmento, respectivamente. Figuras c y d: Paisaje seleccionado en los alrededores de Tinoco en donde se muestrearon otros cuatro sitios y se observa la matriz de cultivo compuesta de soja y un fragmento de bosque en el horizonte en ambos casos.

Uno de los paisajes se encuentra a 30 km hacia el noroeste de Córdoba capital, cercano a la localidad de Río Ceballos (Fig. 1 a y b; 31°11'S; 64° 17'W). En este paisaje, los fragmentos de bosque se encuentran dentro de una propiedad privada conocida como Estancia Santo Domingo. El otro paisaje se ubica en la localidad de Tinoco, a 56 km al noreste de la capital de la provincia (Fig. 1 c y d; 31°07'S; 63°53'W). Aquí, los fragmentos de bosque se encuentran dentro de propiedades reducidas que pertenecen a pequeños productores. Los dos paisajes presentan similares condiciones de uso de la tierra e historia en relación al proceso de fragmentación, solo difieren en el porcentaje total de pérdida de vegetación nativa.

En cada uno de los paisajes se estudiaron 4 sitios, 1 fragmento pequeño (0,5–10 Ha), 1 mediano (30–100 Ha), 1 grande (100–400 Ha) y 1 remanente de

bosque nativo de más de 400 Ha, que se consideró como bosque continuo (Fig. 2 y Fig. 3). Así, se evaluaron un total de 8 fragmentos (2 de cada categoría de tamaño), espacialmente dispersos en los dos paisajes en un rango altitudinal entre 500-600 m.s.n.m.

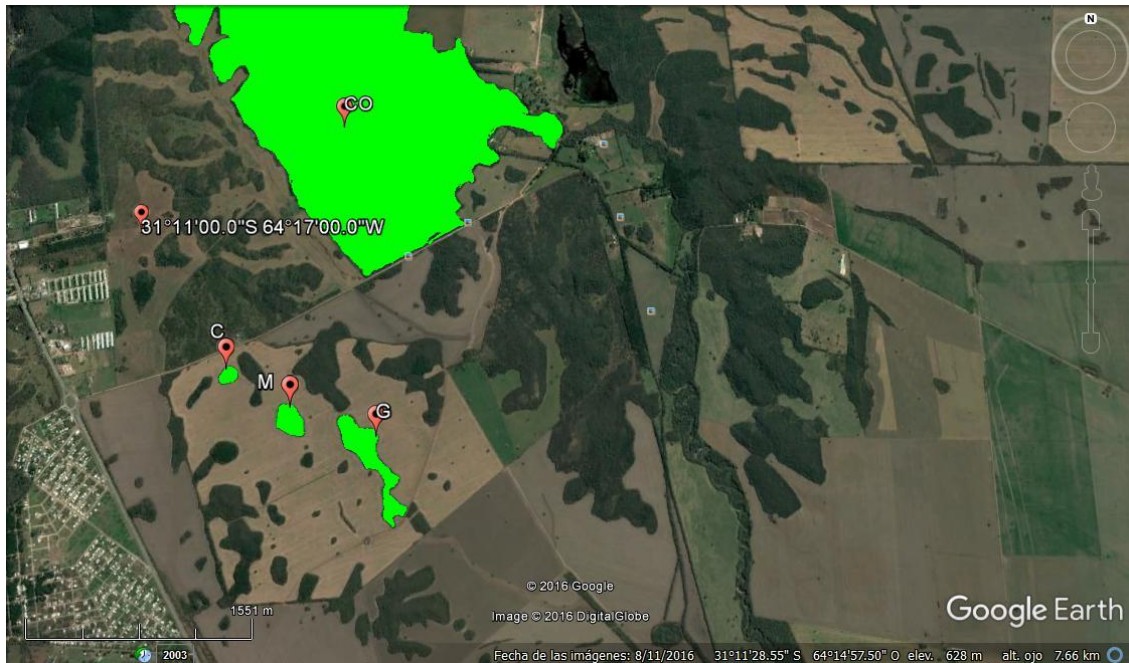


Figura 2. Cuatro sitios de estudio ubicados en el paisaje de la Estancia Santo Domingo, Río Ceballos, Córdoba. Se observan en color verde, los fragmentos de distintos tamaños y el bosque continuo que fueron estudiados. CO: Continuo; G: Grande; M: Mediano; C: Chico. Imagen obtenida de Google Earth.

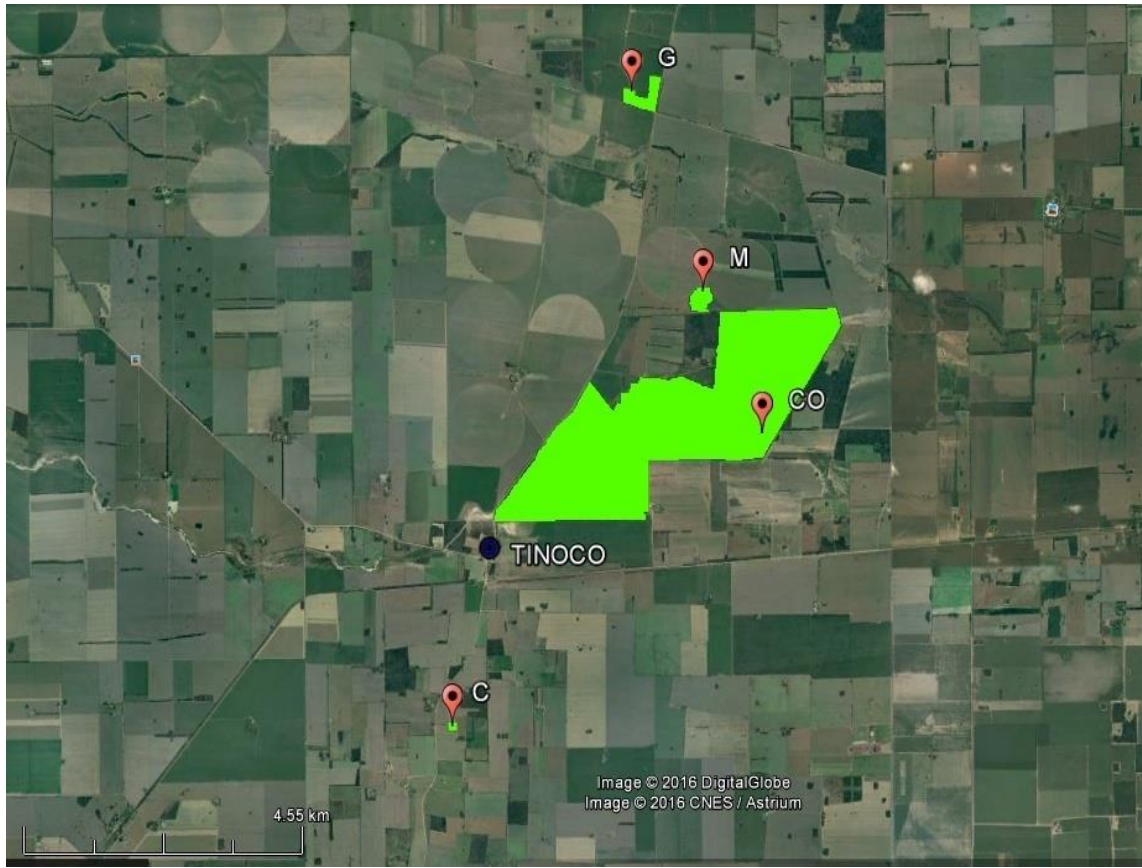


Figura 3. Cuatro sitios de estudio ubicados en el paisaje ubicado cercano a la localidad de Tinoco, Córdoba. Se observan en color verde, los fragmentos de distintos tamaños y el bosque continuo que fueron estudiados. CO: Continuo; G: Grande; M: Mediano; C: Chico. Imagen obtenida de Google Earth.

Metodología

La diversidad y composición de coleópteros en los distintos fragmentos fueron evaluadas empleando trampas de caída (pit-fall) como técnica de muestreo (Klein 1989; Moreno *et al.* 2012). Las colectas se realizaron en los meses de verano del año 2012 (Enero, Febrero, Marzo).

En cada fragmento se colocaron 30 trampas de caída distribuidas en seis transectas. Se utilizaron dos transectas por cada uno de los tres micrositios seleccionados (i.e. matriz de cultivo, borde e interior de bosque), separadas por 10 m entre sí. En cada transecta se colocaron 5 trampas (haciendo un total de 10 trampas por micrositio). Las dos transectas de la matriz se ubicaron, al menos, 10 m en el interior del cultivo para evitar los efectos del borde. Las trampas en el borde del fragmento fueron colocadas en transectas paralelas al mismo, a 2,5 m hacia el interior del fragmento de

bosque. En el interior de los fragmentos, las trampas de caída se colocaron a un mínimo de 17,5 m (en los fragmentos pequeños) de las transectas del borde. Las trampas de la matriz y del interior de bosque, se ubicaron de modo perpendicular a la dirección de las transectas del borde (cuya disposición siguió el contorno del fragmento; Fig. 4).

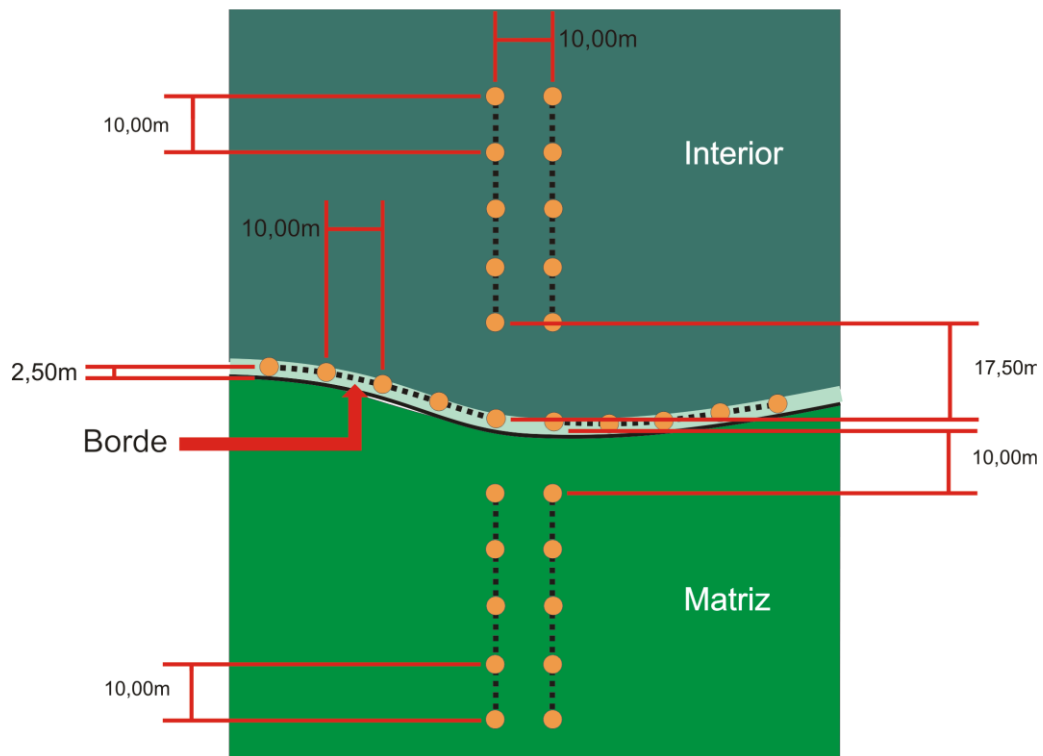


Figura 4. Esquema de muestreo que representa la disposición de las transectas y la ubicación de las trampas de caída en la matriz, borde e interior de cada fragmento de Bosque Chaqueño en Córdoba, Argentina. (Las líneas rojas indican distancias; los círculos color naranja son las trampas pit-fall; las líneas punteadas en color negro son las transectas).

Las trampas de caída, con un diámetro de 8 cm y 500 ml de capacidad, se llenaron con propilenglicol al 30%, en el 25% de su capacidad. También se agregaron unas gotitas de detergente para evitar la tensión superficial cuando caen los insectos. Las trampas fueron enterradas al ras del suelo (Fig. 5) y se colocaron tapadas por un día, para que los coleópteros se adaptaran a la intervención y los datos no resultaran sesgados o subestimados. Luego de permanecer cerradas por un día, se abrieron las trampas por 48 h. Finalmente se taparon y retiraron para ser procesadas en el laboratorio.



Figura 5. Trampas de caída colocadas y tapadas (izquierda) y recién extraídas (derecha) en uno de los sitios de muestreo seleccionados.

A partir del contenido de las 240 muestras obtenidas en las trampas de caída (exceptuando dos muestras de la matriz que se descartaron debido a que fueron destruidas por animales o maquinarias), se limpiaron y separaron los coleópteros del resto de los insectos. Luego se montaron e identificaron todos los coleópteros a nivel de morfoespecie. Para las determinaciones se emplearon claves dicotómicas a nivel de familia (Costa-Lima 1953; Borror *et al.* 1989; Bousquet 1990), y se utilizaron algunas claves para clasificar a nivel de subfamilias y géneros, cuando fue posible su identificación (Martinez 2005; Claps *et al.* 2008; Aguirre-Tapiero 2009; Aballay *et al.* 2013)

Para la superfamilia Scaraboidea, se emplearon claves dicotómicas hasta nivel de especie (Claps *et al.* 2008). También se utilizaron listados de especies citadas para Argentina como Coleoptera Neotropical (www.coleoptera-neotropical.org) y otros recursos disponibles en la web (www.gabrielbernat.es/coleoptera/; www.discoverlife.org/mp/20q). Además, se visitó la colección entomológica de la Cátedra de Entomología, de la Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales (FCEFyN) de la UNC para la determinación de algunas especies y confirmar otras.

La colección de los ejemplares identificados se encuentra montada y depositada en el Instituto Multidisciplinario de Biología vegetal (IMBIV).

Análisis de datos

Se realizaron diagramas de Venn para explorar visualmente cuáles son las morfoespecies que se comparten entre ambos paisajes, y cuáles son propias de cada una de las categorías de tamaño de fragmentos de bosque. La misma comparación se realizó entre los micrositios (matriz de cultivo, borde e interior de bosque) en cada paisaje, para evaluar diferencias y similitudes entre las especies presentes, exclusivas y compartidas entre ellos.

La abundancia de cada morfoespecie se calculó para cada micrositio, obteniendo el número total de ocurrencias por especie a partir de la sumatoria del total de las 10 trampas de caída por micrositio de muestreo.

Además, se construyeron curvas de rango-abundancia utilizando la abundancia total de cada morfoespecie. Así fue posible realizar una comparación de las especies más abundantes entre los dos paisajes, como también, entre los fragmentos de distinto tamaño. En el caso de las curvas de rango-abundancia por tamaño de fragmento, no se consideraron los datos obtenidos de las transectas ubicadas en la matriz.

Para evaluar y cuantificar el efecto que los factores considerados tuvieron sobre la riqueza y abundancia de especies de coleópteros, se realizó un Modelo Linear Generalizado Mixto (MLGM) con la distribución de Poisson. El modelo fue construido con dos factores, que se definieron como variables independientes: *Tamaño de los fragmentos* con cuatro niveles (Chico, Mediano, Grande y Continuo) y *Micrositio*, con 3 niveles (Matriz, Borde e Interior). La variable *Tamaño de los fragmentos* fue transformada a log 10 y la variable *Micrositio* fue anidada dentro de la variable *Logarea*. Como variable aleatoria en los modelos, fue colocado el *Paisaje*, ya que al tener sólo dos (Santo Domingo y Tinoco), no hay réplicas suficientes para incluirlo como factor de análisis de la variabilidad de los mismos. Para hacer estos análisis, se excluyó la matriz del fragmento chico de Tinoco, dado que era muy diferente a las otras y en ella no había cultivos extensivos, sino pasturas. Los valores de riqueza para esta matriz en particular, eran muy diferentes a los del resto de las matrices de cultivo, por ello se priorizó mantener la homogeneidad de una matriz de cultivo en la comparación. El modelo fue realizado con la función `glmer()` del paquete `lme4`. Con el objetivo de visualizar y comparar la composición de especies entre paisajes y dentro de cada paisaje según el

Tamaño de los fragmentos y Micrositio, se realizaron Escalamientos Multidimensionales No-métricos (NMDS). Los NMDS fueron realizados con los datos de abundancia de las especies, y con la distancia de disimilaridad de Bray-Curtis. Para realizar este análisis se tuvieron en cuenta sólo aquellas especies que presentaron 2 ó más individuos, evitando así sesgar los datos. Los NMDS se realizaron con el paquete *vegan*. Posteriormente se realizaron ANOVA de permutaciones múltiples (PERMANOVA) con la función *adonis* () del paquete *vegan* para determinar si los ordenamientos fueron significativamente distintos entre sí. Todos los análisis estadísticos y la mayoría de los gráficos fueron realizados en el programa R (R Core Team 2013).

Resultados

Se recolectaron 308 individuos, distribuidos en 19 familias y clasificados en 82 morfoespecies (Tabla 1). La familia que mostró la mayor riqueza de morfoespecies fue Staphylinidae con 15, luego Carabidae con 14, y Scarabaeidae con 11. Siguieron en orden decreciente, Elateridae 8, Curculionidae 6, Tenebrionidae 4, Cucujidae 4, Chrysomelidae 3, Anthicidae 3, Latridiidae 2, Erotylidae 2, Nitidulidae 2, Eucinetidae 2, Histeridae 1, Silvanidae 1, Chelonariidae 1, Alleculidae 1, Trogidae 1, Lagriidae 1. Por otro lado, entre las familias con mayor abundancia se encontraron Scarabaeidae con 62 individuos, Staphylinidae con 56, y Carabidae con 43 ejemplares colectados.

Tabla 1. Diversidad de coleópteros recolectados en los 8 fragmentos de distinto tamaño en dos paisajes, Santo Domingo y Tinoco. Se indica el nivel de resolución en la identificación taxonómica y la abundancia absoluta para cada morfoespecie.

Familia	Morfoespecie	Abundancia	Subfamilia	Género
Alleculidae	1	1	-	-
Anthicidae	1	2	Anthicinae	<i>Isquyropalpus</i>
Anthicidae	2	1	-	-
Anthicidae	3	6	-	-
Carabidae	1	11	-	-
Carabidae	2	3	-	-
Carabidae	3	5	Harpalinae	-
Carabidae	4	3	-	-
Carabidae	5	5	Carabinae	<i>Calosoma</i>
Carabidae	6	1	Scaritinae	-
Carabidae	7	2	Scaritinae	<i>Scarites</i>
Carabidae	8	1	-	-
Carabidae	9	1	-	-
Carabidae	10	3	Harpalinae	-
Carabidae	11	1	-	-
Carabidae	12	1	-	-
Carabidae	13	4	Cicindelinae	<i>Odontocheila</i>
Carabidae	14	2	Cicindelinae	<i>Megacephala</i>

Chelonariidae	1	1	-	-
Chrysomelidae	1	14	Galerucinae	<i>Epitrix</i>
Chrysomelidae	2	2	Galerucinae	-
Chrysomelidae	3	2	-	-
Cucujidae	1	7	-	-
Cucujidae	2	1	-	-
Cucujidae	3	2	-	-
Cucujidae	4	1	-	-
Curculionidae	1	2	-	-
Curculionidae	2	1	-	-
Curculionidae	3	1	-	-
Curculionidae	4	1	-	-
Curculionidae	5	1	-	-
Curculionidae	6	1	Scolitinae	-
Elateridae	1	17	Agrypninae	-
Elateridae	2	1	-	-
Elateridae	3	1	-	-
Elateridae	4	1	-	-
Elateridae	5	1	-	-
Elateridae	6	2	-	-
Elateridae	7	2	-	-
Elateridae	8	1	-	-
Erotylidae	1	3	-	-
Erotylidae	2	2	-	-
Eucinetidae	1	4	-	-
Eucinetidae	2	1	-	-
Histeridae	1	20	Histerinae	<i>Phelister</i>
Lagriidae	1	1	-	-
Latridiidae	1	2	Latridiinae	<i>Cartodere</i>
Latridiidae	2	3	Corticariinae	<i>Melanophthalma</i>
Nitidulidae	1	6	Nitidulinae	<i>Stelidota</i>
Nitidulidae	2	14	Nitidulinae	<i>Chelonarium</i>
Scarabaeidae	1	12	Scarabaeinae	<i>Canthon</i>
Scarabaeidae	2	1	-	-
Scarabaeidae	3	1	-	-
Scarabaeidae	4	4	Scarabaeinae	<i>Uroxys</i>
Scarabaeidae	5	34	Scarabaeinae	<i>Dichotomius</i>

Scarabaeidae	6	2	Aphodiinae	<i>Parataenius</i>
Scarabaeidae	7	2	Scarabeinae	<i>Canthon</i>
Scarabaeidae	8	1	Dynastinae	<i>Diloboderus</i>
Scarabaeidae	9	1	Cetoniinae	<i>Euphoria</i>
Scarabaeidae	10	3	Dynastinae	<i>Golofa</i>
Scarabaeidae	11	1	Dynastinae	<i>Archophileurus</i>
Silvanidae	1	1	-	-
Staphylinidae	1	18	Staphylininae	<i>Quedius</i>
Staphylinidae	2	13	-	-
Staphylinidae	3	1	-	-
Staphylinidae	4	4	-	-
Staphylinidae	5	3	-	-
Staphylinidae	6	4	-	-
Staphylinidae	7	2	-	-
Staphylinidae	8	3	-	-
Staphylinidae	9	1	-	-
Staphylinidae	10	1	Oxytelinae	<i>Anotylus</i>
Staphylinidae	11	1	-	-
Staphylinidae	12	1	-	-
Staphylinidae	13	1	-	-
Staphylinidae	14	2	-	-
Staphylinidae	15	1	Scymaeninae	-
Tenebrionidae	1	10	Tenebrioninae	<i>Scotobius</i>
Tenebrionidae	2	4	-	-
Tenebrionidae	3	1	-	-
Tenebrionidae	4	1	-	-
Trogidae	1	1	-	-

Total Morfoespecies: 82

Abundancia Total: 308

Cuando se compararon las especies propias y características de cada paisaje mediante un diagrama de Venn, se pudo ver un mayor número de morfoespecies exclusivas en el paisaje de Santo Domingo (Fig. 6), siendo compartidas entre ambos un total de 20 morfoespecies.

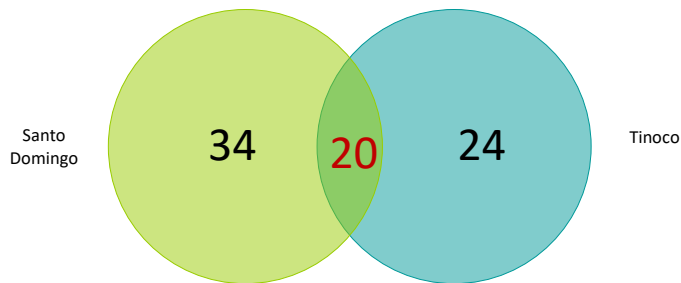


Figura 6. Diagrama de Venn donde se muestra el número total de morfoespecies de coleópteros propias y compartidas entre los dos paisajes en que se ubicaron los 8 sitios de muestreo. Estancia Santo Domingo, Río Ceballos (Cba.) en verde (4 sitios) y Tinoco (Cba.) en celeste (4 sitios).

En cuanto a los microsítios, el diagrama de Venn mostró, un mayor número de morfoespecies exclusivas de borde, unificando los valores obtenidos para ambos paisajes, Santo Domingo y Tinoco (Fig. 7). Por otro lado, se encontraron catorce morfoespecies compartidas entre el borde e interior de los fragmentos. Lo contrario ocurre al comparar la matriz con cualquiera de los otros dos microsítios, ya que sólo se encontró una morfoespecie compartida entre la matriz y el borde, y ninguna entre la matriz y el interior de los fragmentos. El diagrama de Venn permitió visualizar que hay muy pocas morfoespecies compartidas entre matriz, borde e interior, sólo seis (Fig.7).

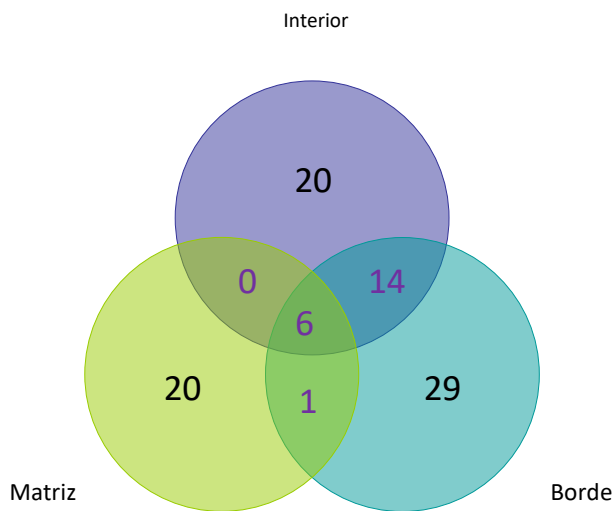


Figura 7. Diagrama de Venn comparando el total de morfoespecies de coleópteros compartidas entre los Micrositios, unificando los valores para ambos paisajes. Matriz (verde), Borde (celeste) e Interior (violeta).

En la Figura 8 es posible observar la cantidad de especies compartidas entre fragmentos de diferentes tamaños, unificando los valores obtenidos para los dos paisajes. Los fragmentos Chicos mostraron un mayor número de especies exclusivas, seguido por los fragmentos de bosque Continuos, y luego, los fragmentos Medianos y Grandes con el mismo valor. En general, al evaluar el número de especies que comparten uno y otro tamaño, no hay un patrón claro, obteniendo valores entre 1 y 4.

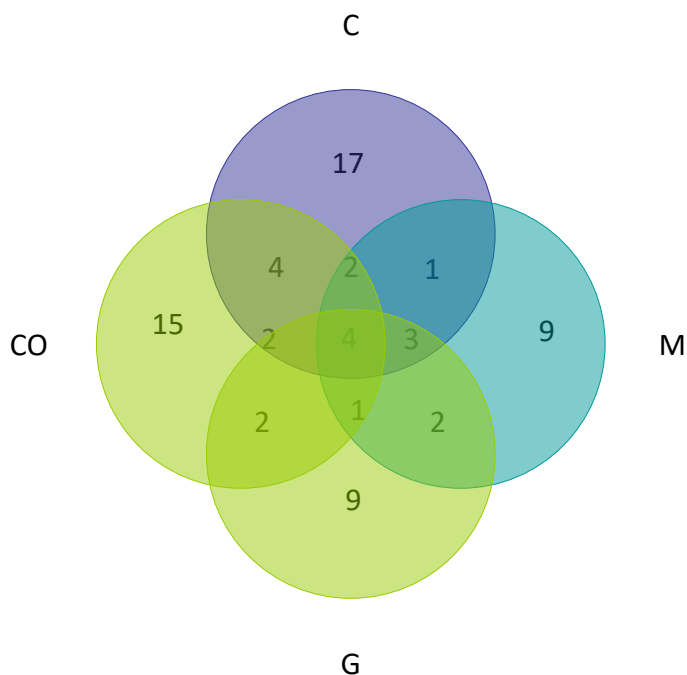


Figura 8. Diagrama de Venn comparando el total de morfoespecies de coleópteros propias y compartidas encontrado en los fragmentos de bosque por cada categoría de acuerdo al tamaño del área, C: Chico; M: Mediano; G: Grande; CO: Continuo (n= 2 por categoría).

Al analizar las curvas de rango-abundancia de las morfoespecies de coleópteros se pudieron ver diferencias entre los datos obtenidos para los cuatro sitios ubicados en distintos paisajes (Fig. 9). En Santo Domingo, se observó que en esos cuatro sitios aparece una especie muy abundante, seguida por otras ocho especies con abundancia mayor a tres; luego, la mayoría de las especies con baja abundancia (entre 1 y 3 individuos). En los cuatro sitios de Tinoco en conjunto, se encontraron tres especies muy abundantes y luego nueve especies con una abundancia mayor a tres individuos (Fig. 9), luego el resto de especies con menor abundancia.

Cualitativamente se observa una mayor equitatividad (menor pendiente en la primera parte de la curva) en el grupos de fragmentos de bosque ubicado en el paisaje de Santo Domingo en relación al grupo de fragmentos del paisaje de Tinoco (Fig. 9).

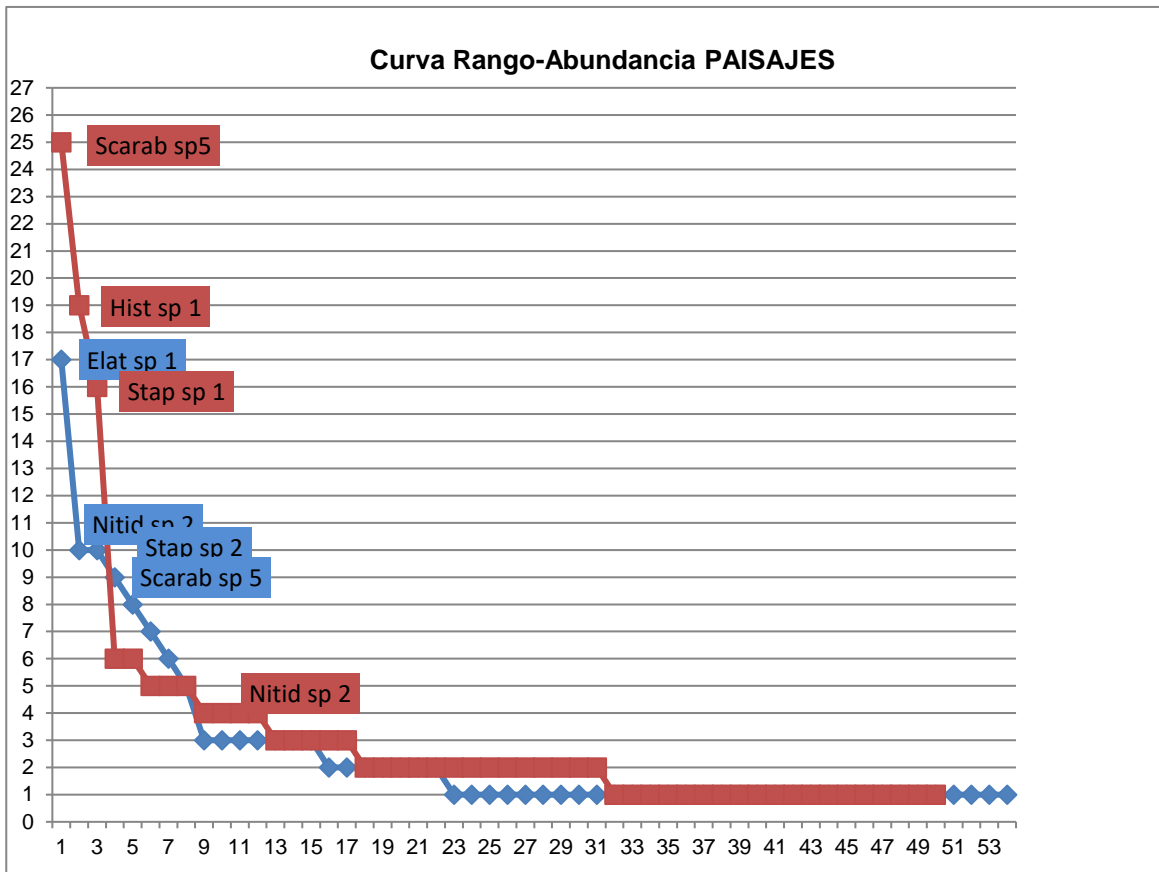


Figura 9. Curvas de rango-abundancia para las morfoespecies de coleópteros (abreviaturas según Tabla 1) registradas en el grupo de sitios ubicados en los dos paisajes seleccionados. En azul (rombos) se grafican los datos obtenidos en Santo Domingo, y en rojo (cuadrados), los datos para el paisaje de Tinoco.

Cuando se analizaron las curvas de rango-abundancia entre los micrositios para el conjunto de fragmentos en cada uno de los paisajes, en ambos grupos de sitios las curvas con menor pendiente fueron aquellas para el interior de los fragmentos (Figs. 10 y 11). Lo contrario ocurrió en los bordes, dado que sí se observó un patrón en el que hubieron algunas especies muy dominantes y con abundancias elevadas (Figs. 10 y 11).

En cuanto a la matriz, en el grupo de fragmentos ubicados en Santo Domingo se pudo observar una especie muy dominante respecto a las otras, que tuvieron una abundancia muy inferior (Fig. 10). Lo contrario ocurrió en el grupo de sitios de Tinoco, donde se encontró que ninguna especie superó una abundancia de 2 individuos en la matriz de cultivo (Fig. 11).

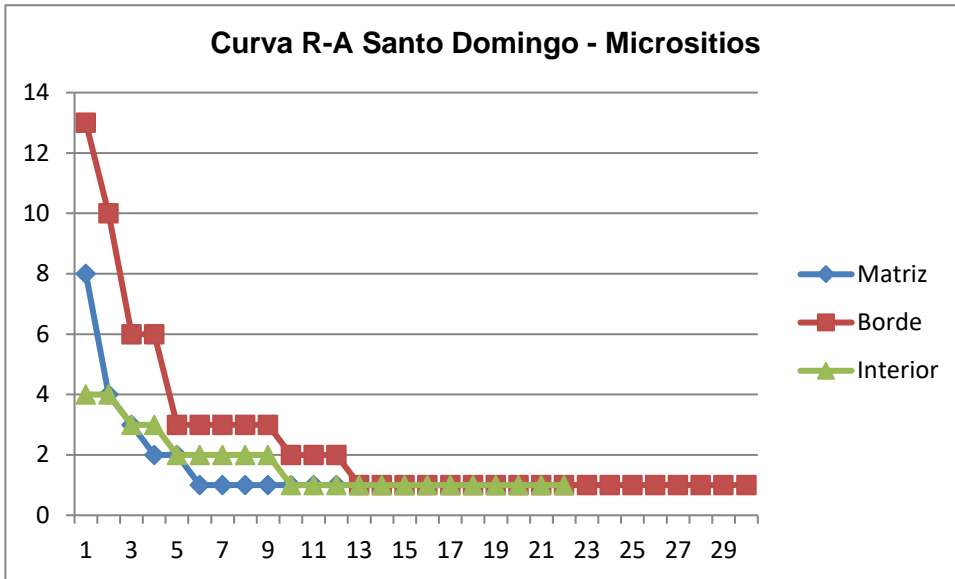


Figura 10. Curvas de rango-abundancia para las especies de coleópteros colectadas en los distintos micrositios en el grupo de cuatro fragmentos ubicados en el paisaje de Santo Domingo. Matriz: rombos azules; Borde: cuadrados rojos; Interior: triángulos verdes.

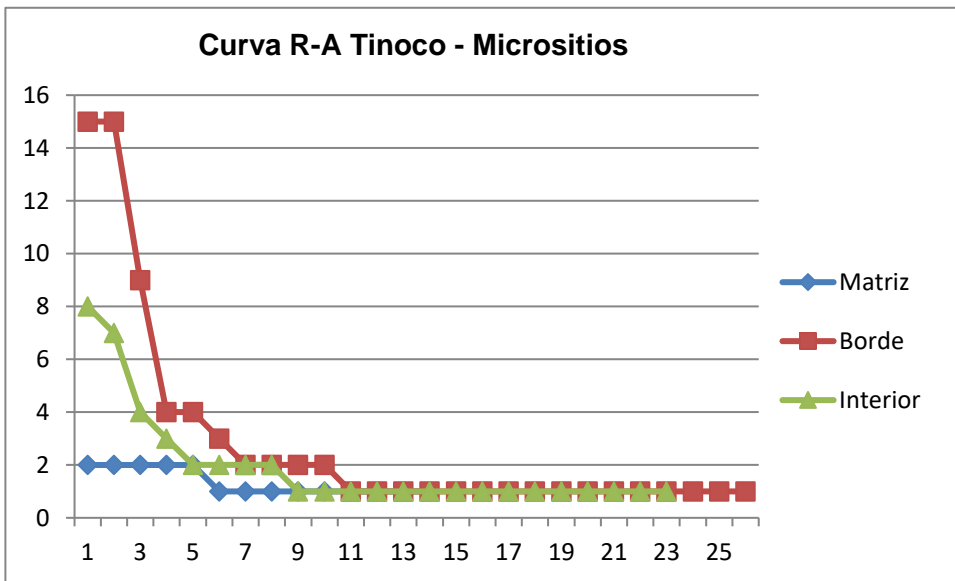


Figura 11. Curvas de rango-abundancia para las especies de coleópteros colectadas en los distintos micrositios en el grupo de cuatro fragmentos ubicados en el paisaje de Tinoco. Matriz: rombos azules; Borde: cuadrados rojos; Interior: triángulos verdes.

Cuando se analizó la riqueza de morfoespecies de coleópteros a distintas escalas, tanto a nivel de fragmentos y de micrositios (i.e. matriz, borde e interior), resultó que el factor micrositio explicó en mayor medida esta variable. En particular, se encontró que la riqueza de la matriz de cultivo resultó significativamente menor, con respecto al borde y al interior de los fragmentos

de bosque. En cambio, las diferencias entre estos dos últimos (borde e interior), fueron parcialmente significativas (Fig. 12; Tabla 2). En cuanto a la abundancia, hubo diferencias significativas entre todos los microsítios (Fig. 13; Tabla 3).

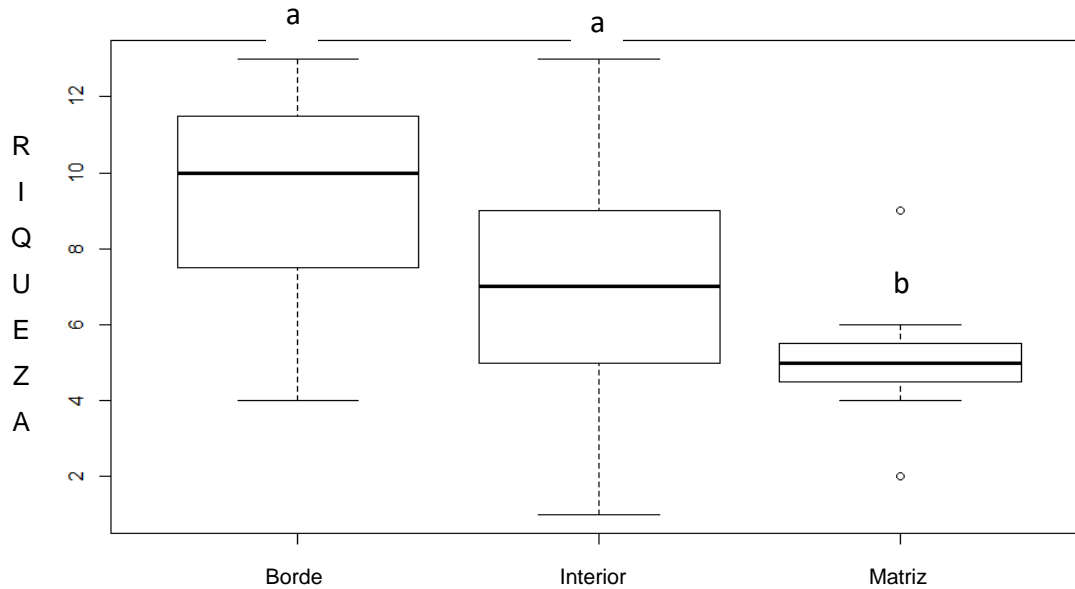


Figura 12. Gráfico de cajas donde se presenta la riqueza de morfoespecies de coleópteros en función de los microsítios (borde e interior de bosque y matriz de cultivo) de los ocho fragmentos de bosque muestreados.

Tabla 2. Resultados para la riqueza de morfoespecies de coleópteros obtenidos del análisis MLGM en función de las variables seleccionadas: tamaño del fragmento y microsítios.

Factores	Estimado	Error estándar	<i>P</i>
Logarea	-0,01163	0,07943	0,8836
Logarea: M	-0,59878	0,20308	0,00319***
Logarea: B	0,29214	0,17661	0,09810
Logarea: I	-0,29214	0,17661	0,09810

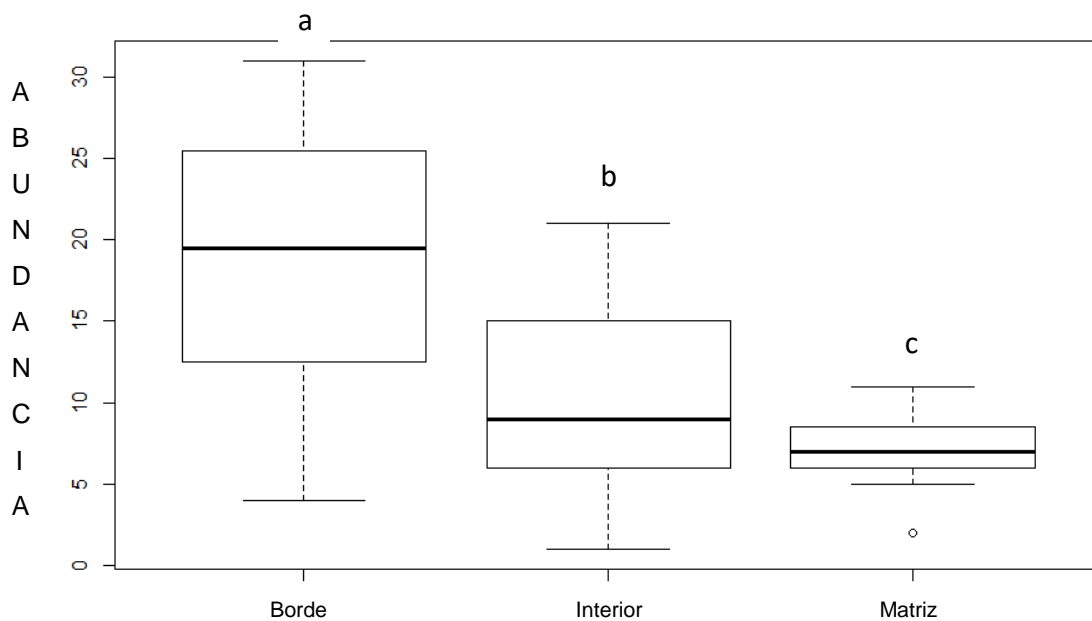


Figura 13. Gráfico de cajas donde se presenta la abundancia de morfoespecies de coleópteros en función de los micrositios (borde e interior de bosque y matriz de cultivo) de los ocho fragmentos de bosque muestreados.

Tabla 3. Resultados para la variable Abundancia promedio por micrositios de coleópteros obtenidos del análisis MLGM en función de las variables seleccionadas: tamaño del fragmento y posición (micrositios).

Factores	Estimado	Error estándar	<i>P</i>
Logarea	0.04118	0,06022	0,494
Logarea: M	-0.99114	0,16476	1.79e-09***
Logarea: B	0.60392	0,13734	1.10e-05***
Logarea: I	-0.60392	0,13734	1.10e-05***

Al evaluar la diversidad de morfoespecies de coleópteros entre las categorías de tamaño de los fragmentos, las diferencias no fueron significativas. Sin embargo, es posible observar en la Fig. 14 que la riqueza promedio por fragmento tuvo una tendencia a ser mayor en los fragmentos más pequeños, intermedia en los sitios continuos y fragmentos grandes, y menor en los fragmentos medianos.

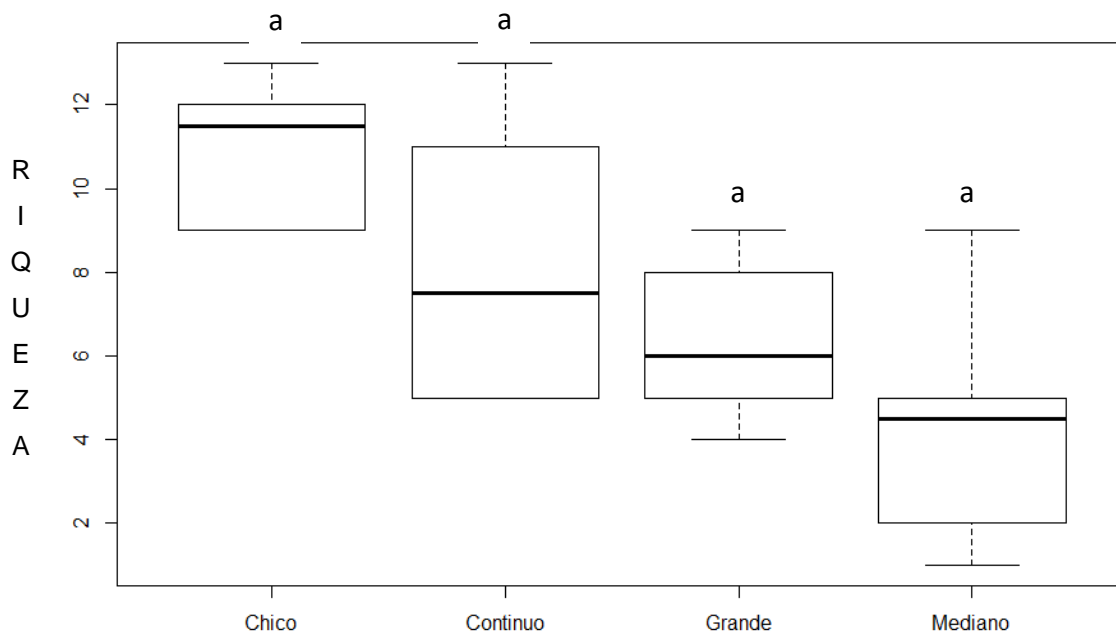


Fig. 14. Gráfico de cajas donde se presenta la riqueza de especies en función del tamaño de los ocho fragmentos muestreados ($n= 2$ para cada categoría de tamaño de sitio).

Quando se analiza la composición de coleópteros se observa una superposición considerable entre las cuatro categorías de tamaño de los fragmentos (Fig. 15). El análisis de PERMANOVA indica que no hay diferencias significativas en la composición de las especies entre las categorías de tamaño de los fragmentos de bosque ($R^2= 0,16$, $p= 0,20$ y Pseudo $F= 1,18$).

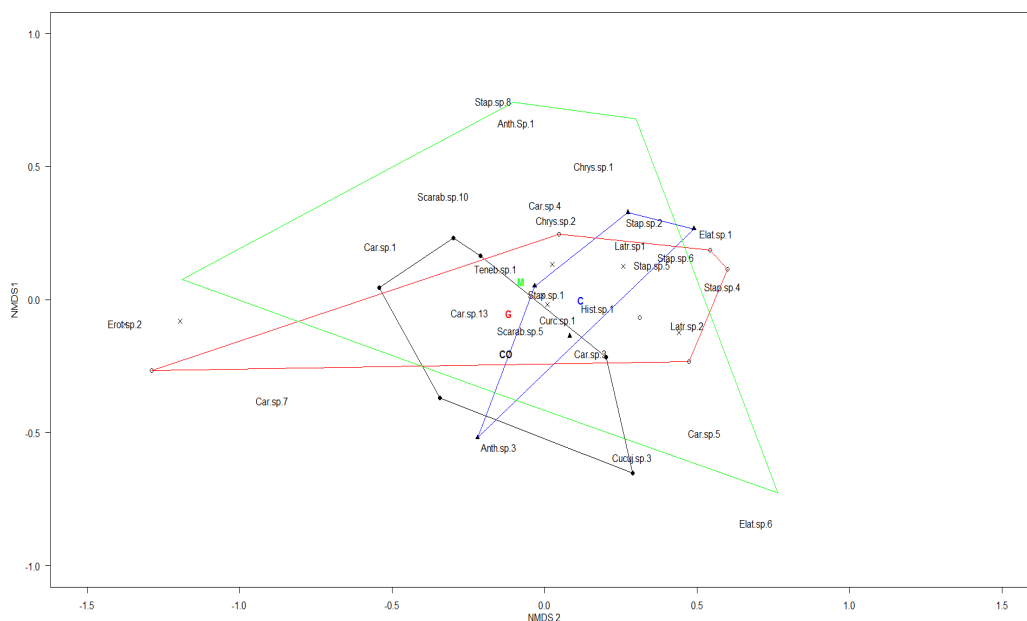


Fig. 15. Escalamiento Multidimensional No-Métrico (NMDS) mostrando los polígonos para las distintas categorías de tamaño de los fragmentos de bosque considerados (Azul: Chico; Verde: Mediano; Rojo: Grande; Negro: Continuo) a partir de los datos de composición de morfoespecies de coleópteros (indicadas con la abreviatura que se corresponde con la Tabla 1).

Por otro lado, se encontraron diferencias significativas entre los distintos micrositios ($p = 0.025^*$). Al realizar los análisis de comparaciones entre cada uno de los niveles (Matriz, Borde e Interior), también se obtuvieron diferencias significativas entre la matriz y cada uno de los restantes micrositios; contrariamente a los resultados obtenidos entre borde e interior, dado que las diferencias no tuvieron significancia (Fig. 16); (Tabla 4).

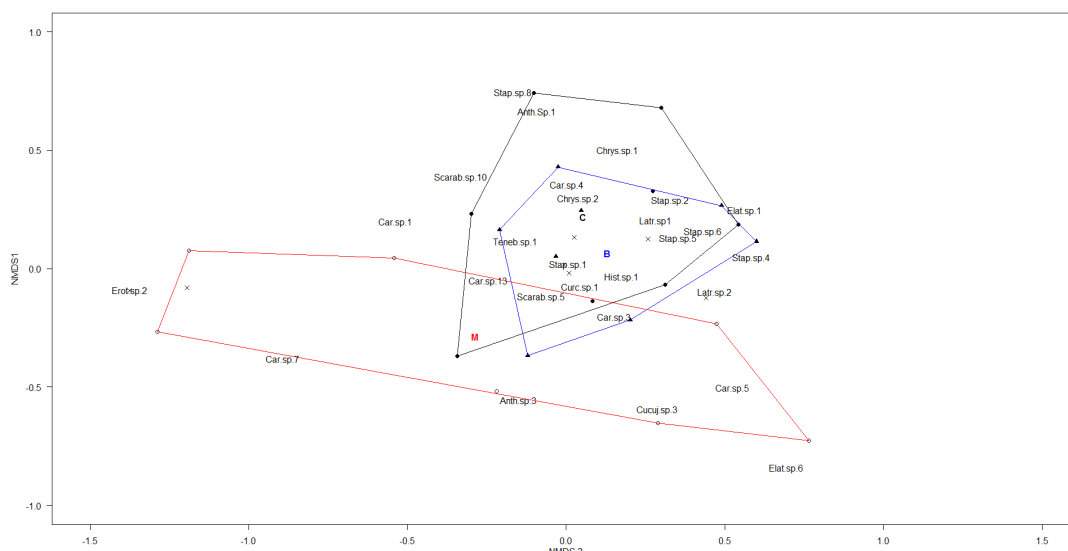


Fig. 16. Escalamiento Multidimensional No-Métrico (NMDS) mostrando los polígonos para los distintos micrositios (Rojo: Matriz; Azul: Borde; Negro: Interior) a partir de los datos de composición de morfoespecies de coleópteros (indicadas con la abreviatura que se corresponde con la Tabla 1).

Tabla 4. Salida del PERMANOVA entre la composición de morfoespecies de coleópteros y los distintos micrositios muestreados en ocho fragmentos de bosque. Se muestran los resultados del modelo completo y de las comparaciones de a pares de categorías de micrositios (matriz, borde e interior). Con * se indican las diferencias estadísticamente significativas ($< 0,05$).

	Df	Pseudo F	R2	P
<i>Modelo completo</i>				
Micrositio	2	1,6099	0,13867	0,025*

Comparaciones de a
pares

Matriz vs. Interior

Micrositio	1	1,5763	0,10814	0,031*
------------	---	--------	---------	--------

Borde vs. Interior

Micrositio	1	0.8362	0.05636	0.694
------------	---	--------	---------	-------

Borde vs. Matriz

Micrositio	1	1.8847	0.12662	0.007**
------------	---	--------	---------	---------

Discusión

Los resultados obtenidos indican que los micrositios (matriz, borde e interior) presentes en la configuración de los agro-ecosistemas explican significativamente mayor variabilidad en la diversidad de coleópteros asociada a los efectos de la fragmentación del bosque que el tamaño del área remanente. De acuerdo a lo esperado, la matriz de cultivo no parece ser un hábitat favorable para el desarrollo de algunas especies de coleópteros, dado que la riqueza y abundancia de las mismas disminuyó notablemente al compararla con la diversidad del borde e interior de los fragmentos de bosque. Esto es consistente con lo encontrado en otros estudios donde se evidencia que los coleópteros, particularmente los grupos que se alimentan de material en descomposición y estiércol, son altamente sensibles a los disturbios antropogénicos (Klein 1989; Nichols *et al.* 2007). Especialmente en las matrices muy modificadas por los cultivos, donde la cobertura vegetal, diversidad y estratificación son muy bajas y provocan altas temperaturas y niveles de humedad mínimos, la supervivencia de los escarabajos se encuentra limitada (Barnes *et al.* 2013). Los resultados sugieren que los cultivos extensivos que se desarrollan en la matriz afectan negativamente la diversidad de coleópteros en la distribución sur del Bosque Chaqueño. Sin embargo, vale destacar que cuando se analizan los diagramas de Venn entre micrositios unificando el total de especies encontrado en cada uno, si bien el número de especies de coleópteros en la matriz es menor, se encontraron algunas especies exclusivas de este ambiente. Lo mismo se observa en los análisis NMDS, donde la composición de especies en la matriz es significativamente diferente al borde e interior. Estos resultados son similares a los de otros trabajos, dado que estas especies exclusivas de hábitats abiertos se adaptan a condiciones ambientales más extremas de la matriz (Filgueiras *et al.* 2016).

En cuanto al borde de los fragmentos, contrariamente a lo esperado, se encontró un mayor número de especies exclusivas de este micrositio en los diagramas de Venn, incluso la riqueza fue parcialmente mayor que en el interior de los fragmentos al analizar los MLGM. Los mismos resultados han sido obtenidos en diversos estudios, donde los bordes de los fragmentos sometidos a disturbio antropogénico moderado (agricultura y ganadería, entre otros), en

comparación a la matriz, son más diversos, o poseen el mismo número de especies que su interior donde encontramos una mejor estructura vegetal (Magura *et al.* 2016). Esto puede deberse a que hay especies de coleópteros más generalistas que utilizan tanto el borde como el interior para conseguir sus recursos (Magura *et al.* 2016) y algunos son directamente especialistas de bordes (Magura *et al.* 2001; Magura 2002; Lacasella *et al.*, 2015), y los utilizan para alimentarse, reproducirse, e hibernar (Odum 1971).

Por otro lado, en los diagramas de Venn es posible visualizar que los micrositios borde e interior comparten un mayor número de especies y, a su vez, en los NMDS se encontró que la composición de las especies no presentaba diferencias significativas, suponiendo entonces que los recursos disponibles en estos ambientes de bosque para el conjunto de especies de coleópteros sería parecido entre sí y a su vez diferente de los recursos presentes en la matriz de cultivo. En ese sentido, sería interesante en un trabajo posterior evaluar los recursos de alimentación y nidificación disponibles en los diferentes micrositios considerados en este estudio.

Respecto al área, se esperaba que los fragmentos de mayor tamaño y en principio con mejor estado de conservación, presentaran un mayor número de especies (Nichols *et al.* 2007; Filgueiras *et al.* 2011) de coleópteros debido a que en ellos se encontraría una mayor disponibilidad de recursos. Sin embargo, y en contraposición con lo esperado, en este estudio no se encontraron diferencias significativas en la riqueza de coleópteros entre las distintas categorías de tamaño de fragmento de bosque. En Bernaschini *et al.*(2016), se han encontrado resultados similares, y podría ser factible que estos organismos invertebrados de pequeño tamaño puedan desarrollarse y completar su ciclo de vida en porciones de territorio de escaso tamaño, incluyendo fragmentos pequeños, que los provean de recursos suficientes y sean un hábitat favorable para su subsistencia, sin necesidad de establecerse en grandes fragmentos de bosque.

Se observó que los fragmentos más pequeños, tuvieron una leve tendencia a presentar mayor riqueza de especies que el resto de las categorías de tamaño (aunque las diferencias no fueron significativas). Esto se podría relacionar con los resultados obtenidos en los micrositios dado que los bordes resultaron más diversos y, en proporción, los fragmentos que poseen un área

menor, tienen un mayor porcentaje de borde que los fragmentos de mayor tamaño (como consecuencia de una mayor relación perímetro-área). De esta manera, los fragmentos chicos estarían comportándose como bordes. Sin embargo, sería prudente aumentar los muestreos a un mayor número de sitios de cada categoría de tamaño en futuros estudios, para confirmar o descartar este patrón incipiente ya que no se observó un patrón claro respecto a la manera en que el área de los fragmentos favorece o perjudica la diversidad, abundancia y composición de especies de coleópteros.

Si bien los análisis realizados arrojaron ciertas tendencias preliminares que muestran que podrían existir diferentes efectos entre distintos grupos de coleópteros, sería necesario hacer estudios más profundos, poniendo énfasis en lograr la identificación taxonómica de las especies para tener una idea más acabada de la biología y usos de hábitat de las mismas. Sin embargo, se puede decir por estudios previos, y de acuerdo con los resultados de este estudio, que la familia de coleópteros Scarabaeidae, en especial aquellos descomponedores de materia orgánica, es especialmente sensible a los cambios ambientales (Thomazini & Thomazini 2000), dado que la abundancia de las especies pertenecientes a esta familia ha sido baja en la matriz de cultivo, donde el ambiente es mucho más hostil. En cuanto al resto de las familias, no es posible hacer un análisis profundo a partir de los datos recolectados. Sí es posible mencionar que en la matriz de cultivo se registraron familias de coleópteros más generalistas, tanto predadoras como Carabidae; como fitófagas de brotes y raíces, como Elateridae. Es posible que los individuos de estas familias estén usando la matriz como fuente de alimento y vuelvan a los fragmentos a completar su ciclo de vida (Didham *et. al* 1998a). De cualquier manera, esto debería ser investigado con mayor profundidad, pudiendo evaluar el comportamiento de los distintos grupos funcionales de coleópteros en estos ambientes altamente fragmentados.

En conclusión, a pesar del cambio drástico en el uso de la tierra en la región de Bosque Chaqueño, los coleópteros son un grupo de insectos con un número importante de especies desarrollándose en los distintos sitios de los fragmentos de bosque. Todos los fragmentos de bosque estudiados sustentan una importante diversidad de coleópteros, siendo todos estos relevantes en el contexto de la conservación. Sería interesante realizar un estudio más

exhaustivo apoyado en este trabajo inicial para la región, para poder establecer cuáles son las especies cuyas poblaciones se ven favorecidas o desfavorecidas por el proceso de fragmentación del bosque, cuál es el rol que desempeñan en el agro-ecosistema y cómo interactúan con otras especies. De esta manera, se puede tener una idea más clara sobre los efectos de estos cambios en el uso de la tierra en los distintos grupos funcionales de coleópteros y proponer estrategias de conservación. Por otro lado, se deberían hacer estudios incluyendo un mayor número de fragmentos para ratificar o modificar los patrones encontrados respecto al área de los fragmentos y la diversidad de coleópteros.

Bibliografía

Aballay, F.H., Arrigada, G., Flores, G.E. & Centeno, N.D. (2013). An illustrated key to and diagnoses of the species of Histeridae (Coleoptera) associated with decaying carcasses in Argentina. *Zoo Keys* 261(261), 61-84.

Aguirre, T.M.P. (2009). Clave para los géneros conocidos y esperados de Elateridae. Leach 1815 (Coleoptera: Elateroidea) en Colombia. *Boletín del Museo de Entomología de la Universidad del Valle* 10, 25–35.

Aizen, M.A & Feinsinger, P. (1994). Forest fragmentation, pollination, and plant reproduction in a Chaco dry forest, Argentina. *Ecology* 75, 330-351.

Aizen, M.A., Vázquez, D.P. & Smith-Ramirez, C. (2002). Historia natural y conservación de los mutualismos planta-animal del bosque templado de Sudamérica austral. *Revista Chilena Historia Natural* 75, 79-97.

Barnes, A.D., Emberson, R.M., Chapman, H.M., Krell, F-T & Didham, R.K. (2014). Matrix habitat restoration alters dung beetle species responses across tropical forest edges. *Biological Conservation* 170, 28–37.

Bernaschini, M.L., Moreno, M.L., Pérez-Harguindeguy, N., Valladares, G. (2016). Is litter decomposition influenced by forest size and invertebrate detritivores during the dry season in semiarid Chaco Serrano? *Journal of Arid Environments* 127, 154-159.

Borror, D.J., Triplehorn, C.A. & Johnson, N.F. (1989). An Introduction to the Study of Insects. 6th edition, Philadelphia, Saunders College Publishing, xiv + 875 pp.

Bousquet, Y. (1990). Beetles associated with stored products in Canada: an identification guide. Canada Department of Agriculture Publication: 1-220.

Cabido, M., Carranza, M.L., Acosta, A. & Páez, S. (1991). Contribución al conocimiento fitosociológico del Bosque Chaqueño Serrano en la provincia de Córdoba, Argentina. *Phytocoenologia* 19: 547–566.

Cabrera, Á.L. (1976). Regiones fitogeográficas argentinas. En Kugler WF (Ed.) Enciclopedia argentina de agricultura y jardinería. Tomo 2. 2a edición. *Acme* Buenos Aires, Argentina 1, 1-85

Cáceres, D.M. (2015). Accumulation by dispossession and socio-environmental conflicts caused by the expansion of agribusiness in Argentina. *Journal of Agrarian Change* 15, 116–147.

Chapin, S., Zavaleta, E., Eviner V., Naylor, R., Vitousek, P., Reynolds, H., Hooper, D., Lavorel, S., Sala, O., Hobbie, S., Mack, M. & Díaz, S. (2000). Consequences of changing biodiversity. *Nature* 405, 234-242.

- Chapman, R. E. & Bourke, A.F.G. (2001). The influence of sociality on the conservation biology of social insects. *Ecology Letters* 4, 650-662.
- Chen, J., Saunders, S.C., Crow, T.R., Naiman, R.J., Broszofski, K.D., Mroz, G.D., Brookshire, B.L. & Franklin J.F. (1999). Microclimate in forest ecosystem and landscape ecology. *BioScience* 49, 288–297.
- Claps, L.E, Debandi, G. & Roig-Juñent, S. (2008). Biodiversidad de Artrópodos argentinos. *Sociedad Entomológica Argentina* 2, 461-599.
- Collinge, S.K. & Palmer, T.M. (2002). The influences of patch shape and boundary contrast on insect response to fragmentation in California grasslands. *Landscape Ecology* 17 (7), 647-656.
- Costa, F.C., Pessoa, K.K.T., Liberal, C.N., Filgueiras, B.K.C., Salomão, R.P. & Iannuzzi, L. (2013). What is the importance of open habitat in a predominantly closed forest area to the dung beetle (Coleoptera, Scarabaeinae) assemblage? *Revista Brasileira de Entomologia* 57(3), 329-334.
- Costa Lima, A.M. (1953). Insetos do Brasil: Coleópteros, 2ª parte. Rio de Janeiro: Escola Nacional de Agronomia. Tomos 7-10.
- Daily, G.C. (1997). *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*. Island Press, Washington DC.
- Davies, K.F., Margules, C.R. & Lawrence, J.F. 2000. Which traits of species predict population declines in experimental forest fragments? *Ecology* 81, 1450–1461.
- Díaz, S., Fargione J., Stuart Chapin, F. & Tilman, D. (2006). Biodiversity loss threatens human well-being. *PLOS Biology* 4(8), e 277.
- Didham, R.K., Ghazoul, J., Stork, N.E. & Davis, A.J. (1996). Insects in fragmented forests: a functional approach. *Trends in Ecology and Evolution* 11, 255-260.
- Didham, R.K., Lawton, J.H., Hammond, P.M. & Eggleton, P. (1998). Trophic structure stability and extinction dynamics of beetles (Coleoptera) in tropical forest fragments. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 353, 437-451.a
- Didham, R.K., Hammond, P.M., Lawton, J.H., Eggleton, P. & Stork, N.E. (1998). Beetle species responses to tropical forest fragmentation. *Ecological Monographs* 68(3), 295-323.b
- Didham, R.K. (2010). Ecological Consequences of Habitat Fragmentation. *Encyclopedia of Life Sciences (ELS)*. John Wiley & Sons, Ltd: Chichester. DOI: 10.1002/9780470015902.a0021904.

- Driscoll, D.A. & Weir, T. (2005). Beetle responses to habitat fragmentation depend on Ecological Traits, Habitat Condition, and Remnant Size. *Conservation Biology* 19 (1), 184-192.
- Ehrlich, P.R. (1988). The loss of diversity, causes and consequences. *Biodiversity* (ed. E. O. Wilson) 21-27. National Academy Press, Washington.
- Ewers, R.M. & Didham, R.K. (2007). Habitat fragmentation: panchreston o paradigm? *Trends in Ecology and Evolution* 22(10), 511.
- Fahrig, L. (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 34, 487–515.
- Favero, S., Souza, H.A. & Oliveira, A.K.M. (2010). Coleoptera (Insecta) as forest fragmentation indicators in the Rio Negro sub-region of the Pantanal, Mato Grosso do Sul, Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 71(1)(suppl.), 291-295.
- Filgueiras, B.K.C., Iannuzzi, L. & Leal, I.R. (2011). Habitat fragmentation alters the structure of dung beetle communities in the Atlantic Forest. *Biological Conservation* 144, 362–369.
- Filgueiras, B.K.C., Tabarelli, M., Leal, I.R., Vaz-de-Mello, F. & Iannuzzi, L. (2015). Dung beetle persistence in human modified landscapes: combining species indicators with anthropogenic land use and fragmentation-related effects. *Ecological Indicators* 55, 65–73.
- Filgueiras B.K.C., Tabarelli M. & Leal I.R. (2016). Spatial replacement of dung beetles in edge-affected habitats: biotic homogenization or divergence in fragmented tropical forest landscapes? *Diversity and Distributions* 22, 400–409.
- Fischer, J. & Lindenmayer, D.B. (2007). Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Global Ecology and Biogeography* 16, 265-280.
- Franklin, A.B., Noon, B.R. & George, T.L. (2002). What is habitat fragmentation? *Studies in Avian Biology* 25, 20-29.
- Freitas, A.V.L., Francini, R.B. & Brown Jr., K. (2003). Insetos como indicadores ambientais. En Cullen Jr., L., Rudran, R., & Valladares Padua, C. *Métodos de estudos em biologia da conservação & manejo da vida silvestre* 5, 125-151.
- Galetto, L., Aguilar, R., Musicante, M., Astegiano, J., Ferreras, A., Jausoro, M., Torres, C., Ashworth, L. & Eynard, C. (2007). Fragmentación de hábitat, riqueza de polinizadores, polinización y reproducción de plantas nativas en el Bosque Chaqueño de Córdoba, Argentina. *Ecología austral* 17, 67-80
- Gascon, C., Lovejoy, T.E., Bierregaard Jr., R.O., Malcolm, J.R., Stouffer, P.C., Vasconcelos, H.L., Laurance, W.F., Zimmerman, B., Tocher, M. & Borges, S. (1999). Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. *Biological Conservation* 91, 223-229.

Gavier, G.I. & Bucher, E.H. (2004). Deforestación de las Sierras Chicas de Córdoba (Argentina) en el período 1970-1997. *Academia Nacional de Ciencias. Miscelánea* N°101.

Grez, A. & Galetto, L. (2011). Fragmentación del paisaje en América Latina: ¿en qué estamos? En: Simonetti J., Dirzo R. (eds) *Conservación biológica: perspectivas desde América Latina. Editorial Universitaria*, Santiago, Chile, 63-67.

Grilli, G., Urcelay, C. & Galetto, L. (2013). Linking mycorrhizal fungi and soil nutrients to vegetative and reproductive ruderal plant development in a fragmented forest at central Argentina. *Forest Ecology and Management* 310, 442–449.

Haddad, N.M., Brudvig, L. a., Clobert, J., Davies, K.F., Gonzalez, a., Holt, R.D., Lovejoy, T.E., Sexton, J.O., Austin, M.P., Collins, C.D., Cook, W.M., Damschen, E.I., Ewers, R.M., Foster, B.L., Jenkins, C.N., King, a. J., Laurance, W.F., Levey, D.J., Margules, C.R., Melbourne, B. a., Nicholls, a. O., Orrock, J.L., Song, D.-X. & Townshend, J.R. (2015). Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science Advances*, 1, e1500052–e1500052.

Hanski, I. & Ovaskainen, O. (2000). The metapopulation capacity of a fragmented landscape. *Nature* 404, 755-758.

Harper K.A., MacDonald S.E. & Burton P.J., (2005). Edge influence on forest structure and composition in fragmented landscapes. *Conservation Biology* 19, 768–782.

Klein, B.C. (1989). Effects of forest fragmentation on dung and carrion beetle communities in central Amazonia. *Ecology* 70, 1715-1725.

Lacasella, F., Gratton, C., De Felici, S., Isaia, M., Zapparoli, M., Marta, S. & Sbordoni, V. (2015). Asymmetrical responses of forest and “beyond edge” arthropod communities across a forest-grassland ecotone. *Biodiversity and Conservation* 24, 447–465.

Lovejoy, T.E., Bierregaard, R.O. Jr, Rylands, A.B., Malcolm, J.R., Quintela, C.E., Harper, L.H., Brown, K.S. Jr, Powell, A.H., Powell, G.V.N., Schubart, H.O.R. & Hays, M.B. (1986). Edge effects and other effects of isolation on Amazon forest fragments. En: Soule, M.E. (ed.), *Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity. Sinauer Associates*, Sunderland, Massachusetts, 257-285.

Luti, R., Beltrán de Solís, M.A., Galera, F.M., Ferreira, N.M., Berzal, M., Nores, M., Herrera, M.A. & Cabrera, J.A.C. (1979) VI. Vegetación. En: *Geografía física de la provincia de Córdoba*. Boldt, Buenos Aires, Argentina.

- Magura, T., Tóthmérész, B. & Molnár, T. (2001). Forest edge and diversity: Carabids along forest-grassland transects. *Biodiversity and Conservation* 10, 287–300.
- Magura, T. (2002). Carabids and forest edge: Spatial pattern and edge effect. *Forest Ecology and Management* 157, 23–37.
- Magura, T., Lovei, G. L. & Tóthmérész, B. (2017). Edge responses are different in edges under natural versus anthropogenic influence: a meta-analysis using ground beetles. *Ecology and Evolution* 7(3), 1009-1017.
- Martinez, C. (2005). Introducción a los escarabajos Carabidae (Coleoptera) de Colombia. Instituto de Investigación de recursos Biológicos Alexander von Humbold, Bogotá D.C. Colombia, 546 pp.
- Millenium Ecosystem Assessment (2003). *Ecosystem and Human Well-Being: A Framework for Assessment*. Island Press, Washington, DC.
- Moreno, M.L., Fernandez, M.G., Molina, S.I. & Valladares, G. (2013). The role of small woodland remnants on ground dwelling insect conservation in Chaco Serrano, Central Argentina. *Journal of Insect Science* 13(40), 1-13.
- Nichols, E., Larsen, T., Spector, S., Davis, A.L., Escobar, F., Favila, M. & Vullinec, K. (2007). Global dung beetle response to tropical forest modification and fragmentation: a quantitative literature review and meta-analysis. The Scarabaeinae Research Network. *Biological Conservation* 137, 1–19.
- Odum, E.P. (1971). *Fundamentals of Ecology*. London: Saunders.
- Pengue, W.A. (2005). Transgenic crops in Argentina: the ecological and social debt. *Bulletin of Science, Technology & Society*, 25(4), 314-322.
- Pereyra, M., Pol, R.G. & Galetto, L. (2015). Does edge effect and patch size affect the interaction between ants and *Croton lachnostachyus* in fragmented landscapes of Chaco forest? *Arthropod-Plant Interactions* 9, 175–186.
- Pereyra, M. (2016). Diversidad y composición de especies de hormigas epigeas en paisajes fragmentados del Bosque Chaqueño: patrones de cambio y consecuencias sobre interacciones planta-animal. Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales. Universidad Nacional de Córdoba.
- Peyras, M., Vespa, N.I., Bellocq, M.I. & Zurita, G. (2013). Quantifying edge effects: the role of habitat contrast and species specialization. *Journal Insect Conservation* 17, 807–820.
- Prevedello, J.A., Figueiredo, M.S.L., Grelle, C.E.V. & Vieira, M.V. (2012) Rethinking Edge effects: the unaccounted role of geometric constraints. *Ecography* 26, 287–289.

Ries, L., Fletcher, R.J., Battin, J. & Sisk, T.D. (2004). Ecological Responses to Habitat Edges: Mechanisms, Models, and Variability Explained. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics* 35(1), 491-522.

Salomão, R.P., & Iannuzzi, L. (2015). Dung beetle (Coleoptera, Scarabaeidae) assemblage of a highly fragmented landscape of Atlantic forest: from small to the largest fragments of northeastern Brazilian region. *Revista Brasileira de Entomologia* 59, 126–131.

Sandifer, P.A., Sutton-Grier, A.E., (2014). Connecting stressors, ocean ecosystem services, and human health. *Natural Resources Forum* 38, 157–167.

Thomazini, M.J. & Thomazini, A.P.B.W. (2000). A fragmentação florestal e a diversidade de insetos nas florestas tropicais úmidas. *Rio Branco: Embrapa Acre* 21 p. Documentos, no. 57.

Tylianakis, J.M., Tscharntke, T. & Lewis, O.T. (2007). Habitat modification alters the structure of tropical host–parasitoid food webs. *Nature* 445, 202–205.

Tylianakis, J.M., Didham, R.K., Bascompte, J. & Wardle, D.A. (2008). Global change and species interactions in terrestrial ecosystems. *Ecology Letters* 11, 1351–1363

Wilson, E.O. (1992). *The Diversity of Life*. Belknap Press of Harvard University Press, Cambridge, Massachusetts, USA.

Zak, M.R., Cabido, M., Hodgson, J.G. (2004). Do subtropical seasonal forests in the Gran Chaco, Argentina, have a future? *Biological Conservation* 120, 589–598.

Zak, M.R., Cabido, M., Cáceres, D., Díaz, S. (2008). What Drives Accelerated Land Cover Change in Central Argentina? Synergistic Consequences of Climatic, Socioeconomic, and Technological Factors. *Environmental Management* 42, 181–189.

Agradecimientos

Para hacer posible este trabajo, hubo muchas personas e instituciones que hicieron su aporte, y a quiénes estoy eternamente agradecida.

En primer lugar quiero agradecer al IMBIV (Instituto Multidisciplinario de Biología Vegetal) por brindarme las instalaciones para poder realizar este trabajo final. A la Facultad de Ciencias Exactas Físicas y Naturales por tantos años de aprendizaje. A cada uno de los profesores que me transmitieron todos sus conocimientos y me formaron como profesional.

Quiero agradecer a las personas que me ayudaron siempre.

En primer lugar a mi Codirectora Mari porque se brindó completamente cuando la necesité, porque siempre estuvo apuntalando mi trabajo y dándome herramientas (entre ellas, el mate) para poder finalizar mi Tesina.

A mi Director Leo, por ayudarme a hacer este trabajo cada vez mejor, por sus aportes y correcciones.

A mis amigas, las de siempre, desde hace años, Juli, Virgi, Diane, Geor y Vero por acompañarme y soportar mis estallidos de ansiedad.

A los amigos que me dio la Facu, gracias por las charlas, los apuntes manchados con mates, las risas eternas. Lari, Ari, Juan, Denis, Juli, Tomi, Fede, Cami, Andy, Agos. Gracias por hacer todo más divertido!!!

A mis amigos del Coro porque llenaron de música este caminar.

A mi compañero y amor, Ema, por aguantarme tanto y hacer todo solucionable, gracias por simplificarme todo y entenderme, aunque ni siquiera yo pudiera hacerlo por momentos. Gracias por el amor en todas partes, y por tus dos enanos, Sofi y Manu.

Y por último, y sobre todas las cosas, a mi familia. Gracias a mis papás que siempre me apoyaron, Marta y Pedro. Nada hubiera sido posible sin ustedes, gracias por acompañarme en mis decisiones, por confiar en mí, por los valores y por enseñarme a ser quien soy. A mis hermanos, Nati, Pablo, Marce, Fede y Giuli por soportar la convivencia, gracias por hacerme el aguante, gracias por estudiar conmigo hasta tarde. A mi nona, por preguntarme siempre como iba todo, por estar a mi lado. A mis sobrinos, porque son lo más hermoso que tengo y me hacen feliz como nadie. Luisi, Thiago, Natu y las que prontito conoceré, Emma y Sarita. Gracias por todo!!!!