

TRABAJO CIENTÍFICO

Evaluación de la biodiversidad de artrópodos en agroecosistemas del Valle de Tulum, San Juan, Argentina

Evaluation of biodiversity of arthropods in agroecosystems from Valle de Tulum, San Juan, Argentina

E. Amatta^{1,2} y V. Campos^{1,2}

¹ Departamento de Biología, Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, Universidad Nacional de San Juan (UNSJ), San Juan, Argentina. Complejo Universitario Islas Malvinas (CUIM), Ignacio de la Roza 590 (Oeste), Rivadavia (J5402DCS), San Juan, Argentina. E-mail: emilceamatta@unsj-cuim.edu.ar

² Centro de Investigaciones de la Geósfera y la Biósfera (CIGEBIO), Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET) y Universidad Nacional de San Juan (UNSJ). San Juan, Argentina. Complejo Universitario Islas Malvinas (CUIM), Ignacio de la Roza 590 (Oeste), Rivadavia (J5402DCS), San Juan, Argentina.

Recibido en octubre de 2023; Aceptado en marzo de 2024

RESUMEN

Si bien la pérdida de especies es una de las principales causas de la actividad agrícola, se desconoce la composición de las comunidades de artrópodos para la mayoría de los agroecosistemas de zonas áridas, sobre todo de viñedos. Nuestro objetivo fue evaluar si los viñedos afectan la abundancia y diversidad de la artropofauna que habita en estos agroecosistemas. El estudio se realizó en seis sitios aledaños a los viñedos del Valle de Tulum, San Juan, Argentina, en la ecorregión del Desierto del Monte. En cada sitio se seleccionaron tres parcelas (50 m x 30 m) a 100 m del viñedo (área adyacente) y tres parcelas a 1 km (área distante). En cada parcela se registró la riqueza y abundancia de órdenes de artrópodos, y además la estructura y cobertura vegetal que rodea los viñedos. Nuestros resultados muestran que los viñedos tienen un efecto en la abundancia de artrópodos que habitan en estos cultivos y sus áreas adyacentes. Por otro lado, la vegetación natural que rodea a los viñedos podría tener efecto en la abundancia de artrópodos debido a la estabilidad en la disponibilidad de recursos, por ejemplo, la vegetación perenne. Evaluar la biodiversidad de estos agroecosistemas, es un primer paso para conocer el efecto que pueden tener los viñedos en el funcionamiento y la dinámica del desierto árido donde están inmersos.

Palabras claves: viñedos, artropofauna, ecosistema árido, vid.

ABSTRACT

Recent studies show that there is a great information gap on the biodiversity associated with vineyards immersed in the arid desert. Our objective was to evaluate whether vineyards have an affect on the biodiversity and abundance of arthropods living in these agroecosystems. The study was carried out in six sites adjacent to vineyards (Tulum Valley, San Juan, Argentina) in the Monte Desert ecoregion. On each site, three 50 x 30 m plots at 100 m far from to vineyard (adjacent area) and other three plots at 1 km far from the vineyard (distant area) were selected. The richness and abundance of arthropods orders in each plot as well as the structure and composition of the plant cover around the vineyard were recorded. Our results showed that vineyards do affect the abundance of arthropods inhabiting these crops and the adjacent areas. On the other hand, the natural vegetation surrounding vineyards might also have influence on the abundance of arthropods due to the stability in the availability of the resource, e.g. perennial vegetation. Evaluating the biodiversity of this agroecosystem is a first step to know the effect that vineyards can have on the functioning and dynamics of the arid desert where they are immersed.

key words: vineyards, arthropofauna, arid ecosystem, vine.

1. INTRODUCCIÓN

Las actividades agrícolas son una de las principales actividades productivas a nivel mundial (CBD, 2016). En consecuencia, esta actividad produce la conversión, fragmentación y pérdida del hábitat natural circundante a las áreas cultivadas (Hanski, 2015), provocando una modificación y/o disminución en la diversidad biológica que allí se encuentra (Tabarelli, *et al.* 2012; Sarandón y Flores, 2014). Si bien la pérdida de especies es una de las principales respuestas a la actividad agrícola, se desconoce la composición de las comunidades de seres vivos para la mayoría de los agroecosistemas (Olden, *et al.* 2004).

Así mismo, estudiar los cambios o impactos que ocurren en los límites entre diferentes hábitats (*i.e.* entre el cultivo agrícola y el ambiente natural que lo rodea), permite entender las consecuencias de la pérdida y fragmentación de los hábitats naturales (Gonzales, *et al.* 2019). Esto se debe a que estos límites (*i.e.* bordes), se ven afectados por las actividades humanas y, a su vez, modifican la influencia y tránsito mutuo entre estos entornos adyacentes, impactando también en la productividad agrícola (Rand, *et al.* 2006). Como resultado, generan bordes con diferentes condiciones ambientales y con comunidades biológicas diferentes (Sfair, *et al.* 2016). A su vez, son áreas muy productivas, ya que generalmente están dominados por plantas pioneras de rápido crecimiento que poseen poca cantidad de compuestos secundarios, lo que puede beneficiar a muchos animales herbívoros (Wirth, *et al.* 2008). Particularmente, los cultivos perennes como los viñedos, tienen un efecto en la composición, estructura y funcionalidad de la vegetación adyacente, donde se produce la colonización y establecimiento de especies vegetales dominantes como respuesta a los impactos ocasionados por esta práctica agrícola (Campos y Amatta, 2023). Sin embargo, es desconocido el efecto que producen estas prácticas en la comunidad de artrópodos de zonas áridas. En resumen, las áreas de borde en paisajes agrícolas, pueden actuar como reservorio importante de biodiversidad al ofrecer condiciones favorables para el establecimiento de distintas especies (López García, *et al.* 2019, Sarandon, 2020).

Particularmente, los artrópodos pueden desempeñar varios roles, tanto beneficiosos como perjudiciales para los cultivos (Kaur, *et al.* 2019). Son considerados buenos indicadores del estado de un ecosistema, debido a que son muy diversos, se encuentran presentes en la mayoría de los ecosistemas y están compuesto por especies sensibles a los procesos de modificación y pérdida de hábitat, *e.g.* arañas (Araneae) y hormigas (Hymenoptera: Formicidae) (Kaur, *et al.* 2019). Además, proveen importantes servicios ecosistémicos como la polinización, la descomposición de materia orgánica, el aumento de la fertilidad del suelo y control natural de plagas (Power, 2010). Sin embargo, algunos insectos herbívoros pueden provocar grandes problemas y pérdidas para los productores si logran colonizar los cultivos (Wirth, *et al.* 2007). Por lo tanto, los distintos procesos de cambio provocados por el uso de la tierra, pueden producir invasiones de nuevas especies en las comunidades, influir en la composición y abundancia de las especies nativas, entre otros (Didham, *et al.* 2007).

La información con la que se cuenta es de los estudios de diversidad de artrópodos que se realizan en cultivos anuales distintos a la vid y sólo prestan especial atención a algunos taxones populares, como escarabajos, arañas o polinizadores (Uzman, *et al.* 2020). Por otro lado, la mayoría de los trabajos en viñedos son realizados en regiones con clima mediterráneo, como Oceanía, Sudáfrica, Chile y California, por lo que hay un gran vacío de información en gran parte de América del Sur (Paiola, *et al.* 2020), particularmente en los ecosistemas áridos. Argentina es el séptimo país productor de vino en el mundo, y cuenta con una extensa superficie dedicada a la vitivinicultura (207.000 ha), las cuales se concentran mayormente en zonas áridas y semiáridas de la región de Cuyo (92 % del área que ocupan los viñedos; OIV, 2019).

Particularmente, en la provincia de San Juan, los viñedos se encuentran ubicados en áreas adecuadas para la producción agrícola (tierras bajas y planas, concentradas en oasis artificiales), y rodeados de ambientes naturales (Campos y Amatta, 2023). En esta zona productiva se cultivan distintas variedades de vid, principalmente Malbec, seguido de Merlot, Cabernet, entre otras (OIV, 2019). La mayoría de los viñedos de la provincia tienen un sistema de producción convencional, basado en el uso de agroquímicos y labranza de la tierra, sin dejar vegetación acompañante dentro del cultivo (Campos y Amatta, 2023). En las últimas décadas, la vitivinicultura ha experimentado una fuerte expansión e intensificación de las prácticas agrícolas (Paiola, *et al.* 2020). Por lo que es de suma importancia conocer la biodiversidad de artrópodos presentes en las zonas adyacentes a los viñedos para entender la sostenibilidad del sistema agrícola. De esta manera, conociendo la biodiversidad que allí habita y entendiendo los servicios ecosistémicos que proveen, los productores pueden mejorar la calidad de sus cultivos, reducir la dependencia de productos químicos y contribuir a la conservación del medio ambiente.

Por lo expuesto anteriormente, nosotros hipotetizamos que los viñedos modifican el ambiente natural adyacente generando distintas condiciones ambientales en los bordes del cultivo y sus alrededores (es decir, mayor cobertura vegetal, microhábitats y sitios para nidificar, oferta de recursos, entre otros). Esta modificación de la vegetación aledaña a los viñedos impactaría en la diversidad de artrópodos que habita en ellas. Es por ello, que los objetivos de este trabajo fueron 1) caracterizar la diversidad de la artropofauna que habita en el ambiente adyacente (borde) y distante a los viñedos; 2) evaluar las respuestas de la riqueza y abundancia de distintos taxones de artrópodos al efecto del viñedo. Nosotros esperamos que la riqueza y abundancia de la vegetación sea mayor en áreas cercanas al cultivo, debido al efecto borde, y por lo tanto sea mayor la diversidad y abundancia de la artropofauna.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

Este estudio se realizó en viñedos ubicados en el Valle de Tulum (San Juan, Argentina, Figura 1). Estos sitios se encuentran dentro de la ecorregión del Desierto del Monte que se caracteriza por poseer un clima árido, con temperatura media anual de 17 °C y precipitaciones escasas (90 mm anuales), concentradas en verano (Bisigato, *et al.* 2009). Estos factores hacen que esta zona sea un lugar óptimo para la vitivinicultura. La ecorregión está dominada por especies de la familia Zygophyllaceae, y bosques de *Neltuma* spp., con suelos pedregosos y aluviales (Campos y Amatta, 2022). Se trabajó en seis sitios, aledaños a viñedos (Figura 1) durante febrero y marzo de 2019. Estos viñedos tienen prácticas agrícolas convencionales similares, basadas en el uso de agroquímicos durante todo el año, excepto en invierno, con un sistema de conducción predominante en espaldero.

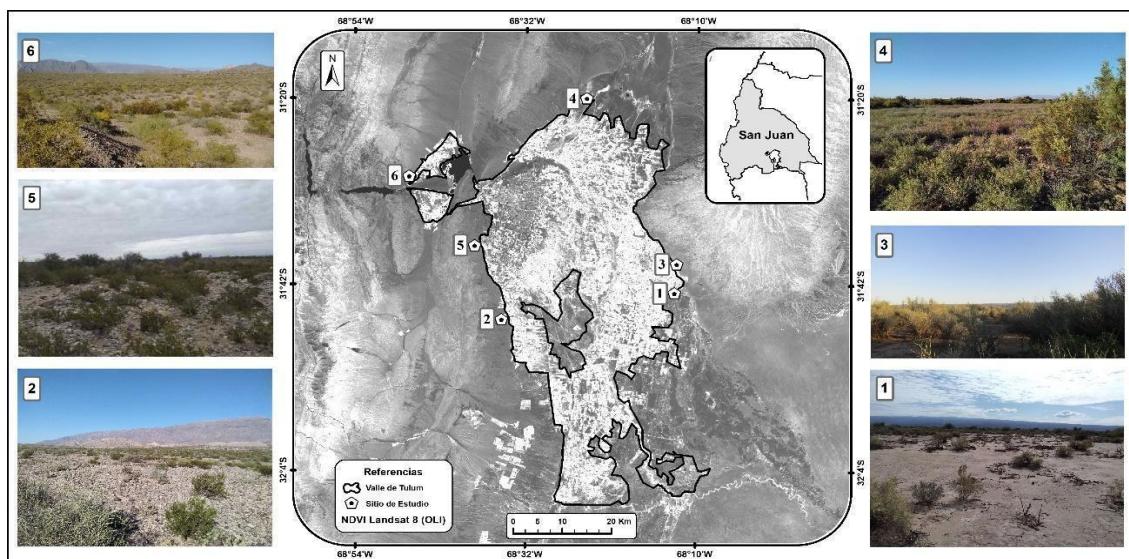


Figura 1. Sitios de estudio ubicados en el Valle de Tulum, San Juan, Argentina (n=6) (Campos y Amatta, *et al.* 2022).

Diseño de muestreo

Dentro de cada sitio se identificaron dos áreas: una adyacente al cultivo de vid, (a 100 m de distancia) y otra distante al cultivo de vid (1 km de distancia). Estas distancias se eligieron en función del reconocimiento previo de la vegetación, realizado en imágenes del Google Earth Pro (versión 7.3.1) y luego confirmadas a campo. Esta zonificación realizada (adyacente y distante) fue debido a que a una distancia de 100 m del viñedo la vegetación era distinta a la que se encuentra dentro del viñedo, y que a 1 km podíamos considerar que la vegetación pertenecía a un ambiente natural, sin modificaciones por perturbaciones humanas. Dentro de cada área se delimitaron 3 parcelas de 30 x 30 m cada una, y separadas entre sí por una distancia mínima de 400 m, con un total de seis parcelas por sitio. Para la caracterización de la vegetación, dentro de cada parcela se delimitaron tres transectas de 30 m donde, mediante el método de intersección en línea, se registró la cobertura de las distintas especies vegetales a lo largo de cada transecta (cobertura en cm). Las especies vegetales se identificaron utilizando la base de datos de la flora argentina (Antón y Zuluaga, 2012), del Instituto de Botánica Darwinion, y con la ayuda de especialistas, para luego clasificarlas en estratos vegetales. También, se registró el porcentaje de suelo desnudo. Para evaluar la riqueza y abundancia de artrópodos dentro de cada parcela se definieron cinco submuestras de 3 m x 3 m (9 m²). En cada submuestra se utilizó una combinación de las técnicas de observación directa y colecta manual de los artrópodos presentes. Cada registro se realizó una sola vez por sitio mediante la búsqueda activa realizada por dos observadores de manera simultánea (previamente entrenados) en los distintos estratos de vegetación y en el suelo, entre las 07:00 h y 12:00 h, período del día en que se puede observar a los artrópodos activos, debido a las altas temperaturas de verano. En cada submuestra, los dos observadores contabilizaron y registraron por única vez todos los artrópodos observados durante 5 minutos. Se utilizó esta combinación de técnicas debido a que las características intrínsecas del terreno de cada finca y diferimientos privados imposibilitaron el uso de trampas *pit-fall* o redes entomológicas. Por otro lado, esta combinación de métodos utilizada en este estudio es especialmente productiva en hábitats bastante abiertos con vegetación escasa tanto para invertebrados voladores como epígeos, aparte de proporcionar un recuento rápido y fácil de individuos en el campo (Sutherland, 2006).

Algunos de los individuos muestreados fueron recolectados manualmente y otros fotografiados a campo (sobre todo voladores) (Cámara Nikon Coolpix W300, 16 Mpx, lente Nikkor 5X Wide Optical Zoom 4.3-21.5 mm 1:2.8-4.9 ED VR), para luego ser identificados a nivel de orden, familia, subfamilia y cuando fue posible, a nivel de especie (Tripplehorn y Johnson, 2005).

Debido al bajo número de individuos colectados, y a la posterior preservación de algunas características morfológicas importantes para su determinación, se utilizó para los distintos análisis solamente el nivel de orden, a pesar de las limitaciones que esto implica; como incluir grupos con características y requerimientos ecológicos diferentes (capacidad dispersiva, requerimientos tróficos y de hábitat).

Teniendo en cuenta las limitaciones de la técnica de muestreo empleada (solo contabilizar los insectos más grandes o sobreestimar la abundancia de insectos sociales) (Sutherland, 2006); nosotros consideramos más apropiado utilizar una medida de “ocurrencia” basada en datos de la presencia-ausencia de los individuos más que su abundancia (cantidad de individuos) para evitar un sesgo en los datos. A partir de estos datos se estimó la riqueza (en adelante riqueza de artrópodos) y abundancia de órdenes (en adelante abundancia de artrópodos). Para estimar la abundancia de órdenes a nivel de parcela se utilizó la sumatoria de la ocurrencia de órdenes de cada subparcela.

Análisis estadísticos

Para los distintos análisis estadísticos se trabajó con las 36 parcelas del área de estudio: 18 en áreas adyacentes y 18 en áreas distantes al viñedo. Con el fin de caracterizar la comunidad de artrópodos se analizó la diversidad alfa mediante valores de riqueza (R), e índices de Shannon (H) y Simpson (D). La normalidad se evaluó con las pruebas de Shapiro-Wilks (R: $W=0,94$, $p=0,51$; H: $W=0,95$, $p=0,59$; D: $W=0,92$, $p=0,27$), y se realizó una prueba T para evaluar diferencias significativas de los índices entre las distintas situaciones (adyacente, distante).

Para evaluar la respuesta de la abundancia de artrópodos al ambiente (variable respuesta). Como variables explicativas se utilizaron las variables “distancia al viñedo” (con dos niveles: adyacente y distante) y “porcentaje de cobertura vegetal de los distintos estratos”: árboles, arbustos, cactus, gramíneas, herbáceas y porcentaje de suelo desnudo. Se ajustaron modelos lineales generalizados mixtos (GLMM) con distribución Poisson, con sitio como factor aleatorio (con seis niveles).

Además, para evaluar diferencias entre la cobertura vegetal de los estratos (variable respuesta) en entre las dos áreas también se utilizaron GLMM, con distribución Gamma. La variable “sitio” se utilizó como factor aleatorio y la variable “distancia al viñedo” como explicativa. No se encontró sobredispersión de los residuos en los modelos (Zuur, *et al.* 2009).

Las variables explicativas fueron estandarizadas (z-scores) y se calculó pseudo- R^2 condicional (R^c) para los GLMM. Todos los análisis se realizaron con el software R (Versión 4.3.1, R Core Team 2023). Se utilizaron las librerías lme4 (Bates, 2015), MuMIn (Barton, 2020), ggplots (Warnes, *et al.* 2020), Vegan (Oksanen, *et al.* 2018).

3. RESULTADOS

En total, se registraron 15 órdenes, siete especies y 35 morfoespecies de artrópodos en las áreas adyacentes y distantes del viñedo: Araneae (5), Auchenorrhyncha (2), Coleoptera (3), Dermaptera (1), Diptera (5), Heteroptera (1), Hymenoptera (13), Isopoda (1), Isoptera (1), Lepidoptera (5),

Odonata (1), Orthoptera (1), Phasmida (1) y Scorpionida (1), Sternorrhyncha (1) (Tabla 1). El área adyacente presentó mayor cantidad de especies y morfoespecies que el área distante (33 en áreas adyacentes y 30 en distantes) (Tabla 1). Los órdenes de artrópodos más abundantes fueron: Lepidoptera, Araneae, Hymenoptera y Diptera (Figura 2).

Tabla 1. Órdenes de artrópodos registrados en áreas distantes y adyacentes a los viñedos.

Orden/Suborden	Familia/Subf.	Especie	Taxón	Situación	
				Adyacente	Distante
Araneae	Theridiidae	<i>Latrodectus</i> sp.	araña	X	
	Araneidae	<i>Metepeira</i> sp.	araña	X	
	Indeterminada	sp1	araña	X	X
	Indeterminada	sp2	araña	X	
	Indeterminada	sp3	araña	X	X
Auchenorrhyncha	Cicadellidae	<i>Chonosia cinnabarinia</i>	chicharra		X
	Indeterminada	sp4	cigarra	X	X
Coleoptera	Coccinellidae	sp5	mariquita	X	
	Indeterminada	sp6	escarabajo	X	
	Indeterminada	sp7	escarabajo	X	
Dermoptera	Indeterminada	sp8	tijereta	X	X
Diptera	Culicidae	sp9	mosquito	X	X
	Fanniidae	sp10	mosca	X	
	Muscidae	sp11	mosca	X	X
	Syrphidae	sp12	mosca	X	X
	Indeterminada	sp13	mosca	X	X
Hymenoptera	Lygaeidae	sp14	chinche		X
	Apidae	<i>Apis</i> sp.	abeja	X	X
	Vespidae	<i>Pepsis</i> sp.	avispa	X	X
	Dolichoderinae	<i>Polybia</i> sp.	avispa	X	
		<i>Forelius</i> sp.	hormiga	X	
	Formicinae	<i>Dorymyrmex ensifer</i>	hormiga	X	
		<i>Dorymyrmex planidens</i>	hormiga	X	X
	Myrmicinae	<i>Brachymyrmex</i> sp.	hormiga	X	
		<i>Camponotus mus</i>	hormiga	X	X
		<i>Camponotus punctulatus</i>	hormiga	X	X
		<i>Acromyrmex lobicornis</i>	hormiga	X	X
		<i>Crematogaster</i> sp.	hormiga		X
		<i>Pogonomyrmex barbatus</i>	hormiga		X
		<i>Solenopsis</i> sp.	hormiga		X
Isopoda	Armadillidiidae	sp15	bicho bola	X	X
Isoptera	Termitidae	sp16	termita	X	
Lepidoptera	Psychidae	sp17	polilla	X	X
	Sphingidae	<i>Eumorpha</i> sp.	oruga		X
	Pieridae	sp18	mariposa	X	
	Indeterminada	Sp19	polilla	X	X
	Indeterminada	sp20	polilla	X	X
Odonata	Libellulidae	sp21	libélula	X	X
Orthoptera	Acrididae	sp22	langosta	X	X
Phasmida	Phasmatodea	sp23	bicho palo		X
Scorpionida	Indeterminada	sp24	escorpión		X
Sternorrhyncha	Coccoidea	Sp25	cochinilla		X
Total	15	--	41	33	30

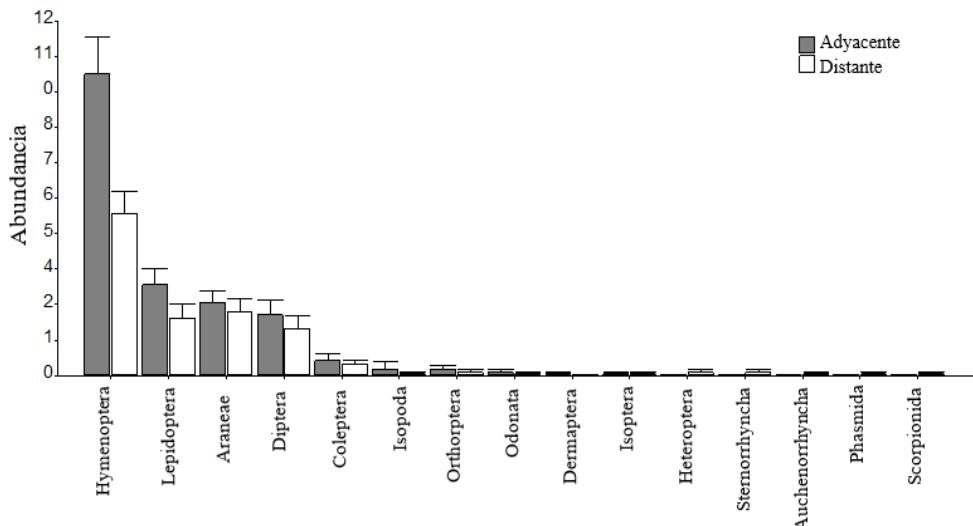


Figura 2. Abundancia (media±E.E) de los distintos órdenes de artrópodos registrados en los distintos ambientes (adyacente y distante).

En general, la abundancia de los órdenes de artrópodos disminuyó significativamente en las áreas distantes del viñedo (adyacente: $12,06\pm0,80$ / distante: $9,78\pm0,93$; $p=0,04$). En particular, de los seis sitios muestreados, cuatro presentaron mayor abundancia de órdenes en las áreas adyacentes más que las distantes (Figura 3). La riqueza de órdenes de artrópodos se comportó de manera similar y no se encontraron diferencias significativas entre las áreas (R adyacente: $7,67\pm0,49$ / R distante: $8,88\pm0,76$; $t=-0,73$, $p=0,48$). El índice de H mostró valores <2 en ambas áreas (Tabla 2), y no se encontraron diferencias significativas entre las áreas (adyacente: $1,55\pm0,07$ /distante: $1,55\pm0,10$; $t=-0,03$, $p=0,97$). El índice D mostró valores de dominancia cercanos a 1 ($>0,5$) para las dos áreas (Tabla 2), y tampoco mostró diferencias significativas entre ellas (adyacente: $0,71\pm0,03$ /distante: $0,73\pm0,03$; $t=-0,41$, $p=0,69$).

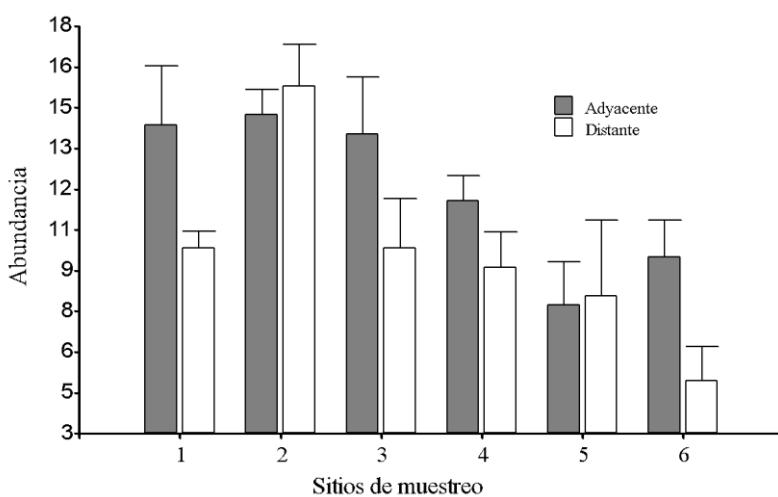


Figura 3. Abundancia de artrópodos (media±E.E) registrados en los diferentes sitios de muestreo.

Tabla 2. Valores de Riqueza e índices de diversidad de Shannon (H) y Simpson (D) para cada sitio de muestreo.

Sitios	Adyacente			Distante		
	R	H	D	R	H	D
sitio 1	8	1,649	0,751	8	1,609	0,747
sitio 2	7	1,427	0,671	8	1,571	0,732
sitio 3	9	1,337	0,601	7	1,316	0,645
sitio 4	7	1,709	0,787	6	1,176	0,638
sitio 5	6	1,413	0,676	10	1,832	0,801
sitio 6	9	1,762	0,771	11	1,819	0,795

Según los modelos, la abundancia de artrópodos fue explicada por una relación positiva con la distancia al viñedo y abundancia de cactáceas, al igual que el orden Lepidoptera (Tabla 3). Particularmente la abundancia del orden Hymenoptera fue explicada solamente por la distancia al viñedo, siendo negativa la relación (Tabla 3). En el caso de los órdenes Araneae y Diptera, su abundancia no fue explicada por ninguna variable de cobertura vegetal, pero si por la distancia al viñedo, para el caso de los artrópodos del orden Diptera (Tabla 3).

Tabla 3. Resultados de los modelos lineales generalizados mixtos planteados en este estudio.

Variable respuesta	Variables fijas	EST ± EE	Z	p-value	Rc
Abundancia de artrópodos	Distancia al Viñedo	-0,50 ±0,09	-5,20	<0,05	78
	Árboles	0,10±0,06	1,63	0,10	
	Arbustos	0,06±0,07	0,90	0,35	
	Cactus	0,20±0,08	2,46	0,01	
	Gramíneas	0,02±0,05	0,45	0,65	
	Herbáceas	-0,04±0,06	-0,81	0,41	
Lepidoptera	Suelo desnudo	-0,001±0,08	-0,01	0,98	
	Distancia al Viñedo	-0,51±0,24	-2,15	0,03	75
	Árboles	-0,03±0,17	-0,15	0,88	
	Arbustos	0,14±0,17	0,84	0,40	
	Cactáceas	0,67±0,26	2,60	<0,05	
	Gramíneas	0,07±0,11	0,71	0,48	
Hymenoptera	Herbáceas	-0,29± 0,17	-1,75	0,08	
	Suelo desnudo	-0,17±0,23	-0,77	0,44	
	Distancia al Viñedo	-0,57±0,14	-4,00	<0,05	63
	Árboles	0,08±0,08	0,99	0,32	
	Arbustos	0,08±0,08	0,88	0,38	
	Cactáceas	0,04±0,11	0,37	0,71	
Araneae	Gramíneas	-0,02±0,07	-0,33	0,74	
	Herbáceas	0,003±0,08	0,05	0,96	
	Suelo desnudo	-0,03±0,11	-0,26	0,79	
	Distancia al Viñedo	-0,36±0,25	-1,44	0,15	35
	Árboles	-0,03±0,18	-0,17	0,86	
	Arbustos	-0,31±0,25	-1,25	0,21	
Diptera	Cactáceas	0,21±0,15	1,36	0,17	
	Gramíneas	0,22±0,13	1,71	0,09	
	Herbáceas	0,03±0,15	0,23	0,82	
	Suelo desnudo	-0,12±0,20	-0,63	0,53	
	Distancia al Viñedo	-0,18±0,30	-0,61	0,54	43
	Árboles	0,28±0,15	1,91	0,05	

EST: estimado, EE: Error estándar, Z: estadístico utilizado, Rc: pseudo-R2 (condicional)

Comparando Los estratos vegetales entre las áreas, solamente la abundancia de arbustos fue significativamente mayor en el área adyacente ($t= 2,83$; $p= 0,005$) (Figura 4). En los demás estratos vegetales no se encontraron diferencias significativas: en árboles ($t= 0,91$; $p= 0,36$); cactáceas ($t= -0,35$; $p= 0,72$), gramíneas ($t= -0,56$; $p= 0,57$), herbáceas ($t= -0,36$; $p= 0,72$), tampoco para el porcentaje de suelo desnudo ($t= -0,02$, $p= 0,98$) (Figura 4).

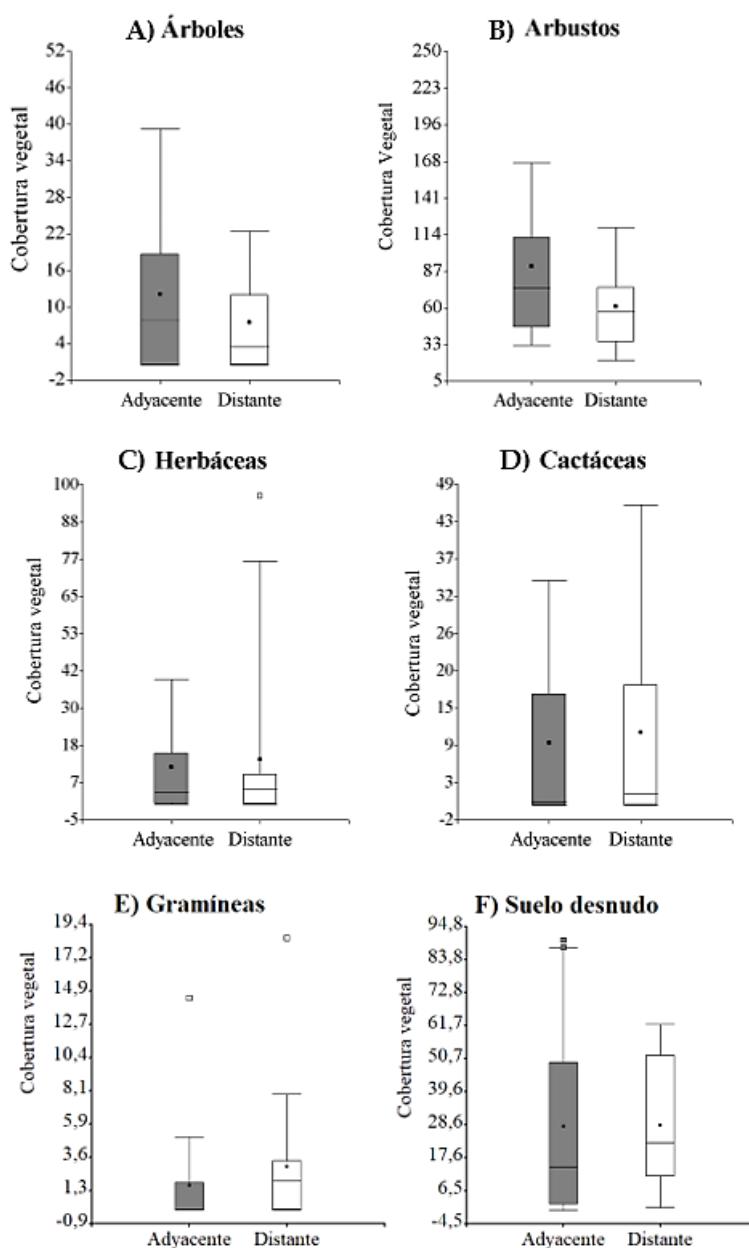


Figura 4. Cobertura vegetal (%) registrada en los distintos sitios de estudio.

4. DISCUSIÓN

En este estudio, coincidente con nuestra predicción, encontramos mayor abundancia de artrópodos en el área adyacente a los viñedos que, en las distantes, pero no encontramos diferencias significativas en la riqueza e índices de diversidad de artrópodos entre las áreas. También la abundancia de artrópodos respondió positivamente al aumento de cobertura de un solo estrato vegetal (cactáceas) y a la distancia al viñedo. De los 15 órdenes de artrópodos registrados en los distintos sitios de estudio, cuatro órdenes fueron los más abundantes: Lepidoptera, Araneae, Hymenoptera y Diptera y en la mayoría se encontró un efecto de la estructura de la vegetación, a excepción de Araneae. También nuestros resultados muestran que entre las áreas no hay diferencias en la abundancia de la mayoría de los estratos vegetales, solamente en el área adyacente se registró mayor abundancia de un sólo estrato (el arbustivo). A pesar que, en el área distante al viñedo, se observó gráficamente que predominan las gramíneas y las cactáceas, en comparación con las áreas adyacentes, donde predominan árboles y arbustos; no podemos afirmar que un ambiente es más heterogéneo que otro, debido a que no se registraron diferencias significativas en la abundancia de estos estratos entre las áreas.

Si bien, en este estudio no encontramos diferencias en la riqueza y diversidad de artrópodos entre las áreas, sí encontramos una respuesta en la abundancia de artrópodos, donde es mayor en las áreas adyacentes al cultivo en comparación con las distantes. Esto es coincidente con lo registrado en otros estudios en viñedos, donde la mayor abundancia de artrópodos, sobre todo polinizadores y depredadores, se concentra en los bordes del viñedo (Kehinde y Samways, 2014; López García, *et al.* 2019), sobre todo si hay recursos florales disponibles para los polinizadores (Kratschmer, *et al.* 2018; Bartual, *et al.* 2019). Las áreas de borde en los viñedos y otros paisajes agrícolas, actúa como reservorio importante de biodiversidad al ofrecer condiciones favorables para su presencia (López García, *et al.* 2019; Sarandón, 2020). Probablemente la vegetación arbustiva perenne adyacente al viñedo, estaría ofreciendo estabilidad en la disponibilidad de recursos a microescala (es decir microhábitats, recursos tróficos), además de generar distintas condiciones microclimáticas que podrían favorecer a los artrópodos, sobre todo polinizadores, por ejemplo, para la hibernación, nidificación, buscar alimento o refugio (Kratschmer, *et al.* 2018; Eckert, *et al.* 2020).

De los artrópodos que presentaron mayor abundancia, cuatro órdenes fueron los más representativos en este estudio: Hymenoptera, Lepidoptera, Araneae y Diptera. El orden Hymenoptera contiene un grupo de insectos de gran importancia biológica y económica, debido a los servicios ecosistémicos que ofrecen: como polinizadores, agentes de control biológico, ingenieros del ecosistema, como parte del ciclo de nutrientes y dispersión de semillas (Folgarait, 1998; Fernández y Sharkey, 2006). Sin embargo, los bordes de cultivos también presentan una mayor abundancia de plantas pioneras (Urbas *et al.*, 2007), que son palatables para algunos himenópteros herbívoros, por ejemplo, las hormigas cortadoras de hojas, las cuales aumentan la densidad de sus nidos en estos hábitats adyacentes, lo que facilita la propagación de estos herbívoros dominantes (Urbas *et al.*, 2007, Wirth *et al.*, 2007). Por otro lado, el aumento en la abundancia de parasitoides (como las avispas) se correlaciona directamente con la heterogeneidad del paisaje (Woltz *et al.*, 2012), y se correlaciona con la cobertura de árboles y herbáceas más que con la cobertura de arbustos (Bartual *et al.*, 2019). Cómo así también, un alto porcentaje de hábitats naturales adyacentes al cultivo aumenta la densidad y diversidad de arañas (Schmidt *et al.*, 2005). Las arañas presentan diversas estrategias de depredación y dispersión, siendo capaces de colonizar tanto ambientes naturales como cultivados (Pompozzi *et al.*, 2021), además son consideradas buenos controladores biológicos de plagas agrícolas (Michalko *et al.*, 2019). Los lepidópteros son buenos indicadores de calidad ambiental debido a su sensibilidad a las perturbaciones antrópicas, sobre todo la agricultura (Šálek *et al.*, 2018), además que cumplen un importante rol en el servicio ecosistémico de la polinización. Sin embargo,

algunos lepidópteros fitófagos poseen importancia económica ya que en estadios de larva o adulto producen importantes daños económicos en viñedos, por ejemplo, la polilla de la vid (*Lobesia botrana*, Tortricidae); considerada plaga cuaternaria para la zona centro-oeste de la Argentina (Becerra *et al.*, 2015). Por consiguiente, la heterogeneidad en las respuestas de las especies es un resultado de interacciones cambiantes entre diferentes especies de plagas y enemigos naturales con los rasgos de la vegetación adyacente al cultivo (período de floración, altura media de las plantas, entre otras) (Bartual *et al.*, 2019).

Por otra parte, nuestros resultados muestran que a la abundancia de cactus favoreció la abundancia de artrópodos y particularmente la abundancia de Lepidoptera, y además muestran que no hay diferencias en la abundancia de estratos vegetales, donde en el área adyacente predomina el estrato arbustivo, mientras que en áreas distantes a los viñedos predominan árboles, gramíneas y cactus. En la vegetación ocurre un proceso de homogeneización biótica del paisaje en las áreas adyacentes al viñedo, que produce la colonización y expansión de especies vegetales dominantes en respuesta al impacto ocasionado por las prácticas agrícolas en los viñedos (Campos y Amatta, 2022). Por otro lado, los cambios ambientales que generan los bordes promueven una mayor penetración de la luz y, en consecuencia, una mayor variación en la temperatura y la humedad (Laurance *et al.*, 2002), lo que beneficia, mayormente, el establecimiento de plantas pioneras. En este estudio, nosotros consideramos que la artropofauna responde a estos cambios del paisaje aumentando la abundancia más que la diversidad de especies en los bordes de los viñedos. Sin embargo, cabe considerar también que la técnica de muestreo empleada para los artrópodos quizás limita sólo a observar los órdenes más activos o visualmente grandes que puede provocar que no se registren estos individuos o que su registro resulte subestimado (Sutherland, 2006). Finalmente, cabe destacar la importancia de realizar estudios considerando distintas escalas espaciales, ya que los mecanismos que actúan a cada escala pueden generar respuestas y patrones diferentes en cada grupo de artrópodos (García, 2008). Particularmente en los desiertos, la heterogeneidad espacial de los factores climáticos y topográficos, conduce a una distribución no aleatoria tanto de la vegetación como de la fauna (Costa, 1995). Considerar y evaluar la respuesta de la biodiversidad de estos agroecosistemas, es un primer paso para conocer el efecto que pueden tener los viñedos en el funcionamiento y la dinámica del desierto árido donde están implantados,

5. CONCLUSIONES

Los resultados encontrados en este estudio sugieren que los viñedos tienen un efecto en la abundancia de artrópodos que habitan en estos agroecosistemas. Por otra parte, la vegetación natural que se encuentra adyacente a los viñedos podría tener efecto en la abundancia de artrópodos debido a la estabilidad en la disponibilidad de recursos. Mantener esta diversidad es muy importante por los servicios ecosistémicos que provee: aumento de depredadores y parasitoides hacia el cultivo. Sin embargo, más estudios son necesarios para evaluar el funcionamiento de estos agroecosistemas. Por ejemplo, la identificación de los distintos grupos de artrópodos presentes tanto fuera como dentro del cultivo; el estudio de las interacciones entre los distintos grupos de artrópodos y la sustentabilidad de diferentes prácticas agrícolas como la reducción del uso de insecticidas, manipulación de hábitats adyacentes con vegetación nativa, entre otros.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a Tomás González por el análisis de imágenes satelitales y confección del mapa. El financiamiento fue proporcionado por el Proyecto “Efecto de las prácticas agrícolas sobre la biodiversidad de los bosques nativos de San Juan: el cultivo de vid como caso de estudio” (PROJOVI, Universidad Nacional de San Juan, Res. N° 1119/18).

6. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Anton, A. M. y F. O Zuloaga. 2012. *Flora Argentina*. En línea. [fecha de consulta: 29 de abril 2023]. Disponible en: <http://www.floraargentina.edu.ar>
- Barton, K. 2020. *MuMIn: Multi-Model Inference. R package version 1.43.17*. Disponible en: <https://CRAN.R-project.org/package=MuMIn>
- Bartual, A. M.; L. Sutter; G. Bocci; A. C. Moonen; J. Cresswell; M. Entling; B. Giffard; K. Jacot; P. Jeanneret; J. Holland; S. Pfister; O. Pintér; E. Veromann; K. Winkler; M. Albrecht. 2019. The potential of different semi-natural habitats to sustain pollinators and natural enemies in European agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 279: 43-52. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.04.009>
- Bates, D.; M. Maechler; B. Bolker; S. Walker. 2015. Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. *Journal of Statistical Software* 67(1): 1-48.
- Becerra, V. C.; M. E. Herrera; M. F. Gonzalez; G. B. Mendoza; C. V. Dagatti. 2015. *Vid: Lobesia botrana Den et Schiff. (Polilla europea del racimo)*. Ediciones INTA.
- Bisigato, A. J.; P. E. Villagra; J. O. Ares; B. E. Rossi. 2009. Vegetation Heterogeneity in Monte Desert Ecosystems: A Multi-Scale Approach Linking Patterns and Processes. *Journal of Arid Environment* 73: 182-191. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2008.09.001>
- Campos, V. y E. Amatta. 2022. ¿Los cultivos de vid del Valle de Tulum (San Juan) producen homogeneización de la vegetación natural? *Agronomía & Ambiente. Revista de la Facultad de Agronomía (UBA)* 42(2): 45-55.
- CBD 1996. *Convention on biological diversity*. In: Conference of the Parties Consideration of Agricultural Biological Diversity, UNEP/CDB/COP/3/14, Buenos Aires, Argentina.
- Costa, G. 1995. *Behavioural adaptations of desert animals*. Springer-Verlag. New York. 198 p.
- Didham, R. K.; J. M. Tylianakis; N. J. Gemmell; T. A. Rand; R. M. Ewers. 2007. Interactive effects of habitat modification and species invasion on native species decline. *Trends in ecology and evolution* 22: 489-496. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2007.07.001>
- Eckert, M.; L. L. Mathulwe; R. Gaigher; L. Joubert-van der Merwe; J. S. Pryke. 2020. Native cover crops enhance arthropod diversity in vineyards of the Cape Floristic Region. *Journal of Insect Conservation* 24: 133-149. <https://doi.org/10.1007/s10841-019-00196-0>
- Fernández, F. y M. J. Sharkey. 2006. *Introducción a los Hymenoptera de la Región Neotropical*. Socolen, Universidad Nacional de Colombia. Bogotá. Colombia. 894 p.
- Folgarait, P. J. 1998. Ant biodiversity and its relationship to ecosystem functioning: a review. *Biodiversity and Conservation* 7: 1221-1244. <https://doi.org/10.1023/A:1008891901953>
- García, D. 2008. El concepto de escala y su importancia en el análisis espacial. Pp. 35-73 en F.T. Maestre, A. Escudero y A. Bonet (eds.). *Introducción al análisis espacial de datos en ecología y ciencias ambientales: métodos y aplicaciones*. AEET-URJ-CAM, Madrid, España. Disponible en: <http://hdl.handle.net/10651/11847>

- González, E.; A. Salvo; G. Valladares. 2019. Insects moving through forest-crop edges: a comparison among sampling methods. *Journal of Insect Conservation* 24: 249-258. <https://doi.org/10.1007/s10841-019-00201-6>
- Hanski, I. 2015. Habitat fragmentation and species richness. *Journal of Biogeography* 42: 989-993. <https://doi.org/10.1111/jbi.12478>
- Kaur, H.; A. Torma; N. Gallé-Szpisjak; J. Šeal; G. Lőrinczi; G. Módra; R. Gallé. 2019. Road verges are important secondary habitats for grassland arthropods. *Journal of Insect Conservation* 23(5): 899-907. <https://doi.org/10.1007/s10841-019-00171-9>
- Kehinde, T. y M. J. Samways. 2014. Insect-flower interactions: network structure in organic versus conventional vineyards. *Animal Conservation* 17: 401-409. <https://doi.org/10.1111/acv.12118>
- Kratschmer, S.; B. Pachinger; M. Schwantzer; D. Paredes; M. Guernion; F. Burel; A. Nicolai; P. Strauss; T. Bauer; M. Kriechbaum; J. G. Zaller; S. Winter. 2018. Tillage intensity or landscape features: What matters most for wild bee diversity in vineyards? *Agriculture, Ecosystems and Environment* 266: 142-152. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.07.018>
- Laurance, W. F.; T. E. Lovejoy; H. L. Vasconcelos; E. M. Bruna; R. K. Didham; P. C. Stouffer; C. Gascon; R. O. Bierregaard; S. G. Laurance; E. Sampaio. 2002. Ecosystem Decay of Amazonian Forest Fragments: a 22-Year Investigation. *Conservation Biology* 16: 605-618. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2002.01025.x>
- López García, G.P.; M. E. Mazzitelli; A. Fruitos; M. González; B. Marcucci; R. Giusti; V. Alemanno; L. del Barrio; J. Portela; G. Debandi. 2019. Pollinator and predator insects biodiversity in vineyards agroecosystems of Mendoza, Argentina. Considerations for habitat management. *Revista de La Facultad de Ciencias Agrarias* 51(1): 309-322.
- Michalko, R.; S. Pekár; M. Dul'a; M. H. Entling. 2019. Global patterns in the biocontrol efficacy of spiders: A meta-analysis. *Global Ecology and Biogeography* 28: 1366-1378. <https://doi.org/10.1111/geb.12927>
- McKinney, M. L. y Lockwood J. L. 1999. Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends in Ecology and Evolution*, 14: 450-453. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(99\)01679-1](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(99)01679-1)
- Oksanen, J.; F. G. Blanchet; M. Friendly; R. Kindt; P. Legendre; D. McGlinn; P. R. Minchin; R. B. O'Hara; G. L. Simpson; P. Solymos; H. H. Stevens; E. Szoecs; H. Wagner. 2018. *Vegan: Community Ecology Package*. R Package Version 2.5-3. Disponible en: <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>.
- OIV. 2019 *Statistical Report on World Vitiviniculture*. 23p. Disponible en: <https://www.oiv.int/public/medias/6782/oiv-2019-statistical-report-on-world-vitiviniculture.pdf>
- Olden, J. D.; P. N. LeRoy; M. R. Douglas; M. E. Douglas; K. D. Fausch. 2004. Ecological and evolutionary consequences of biotic homogenization. *Trends in Ecology and Evolution* 19: 18-24. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2003.09.010>
- Paiola, A.; G. Assandri; M. Brambilla; M. Zottini; P. Pedrini; J. Nascimbene. 2020. Exploring the potential of vineyards for biodiversity conservation and delivery of biodiversity-mediated ecosystem services: A global-scale systematic review. *Science of the Total Environment* 706: 135839. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135839>
- Pompozzi, G.; S. Copperi; F. F. Campón; S. L. Silnik; S. Garcia; A. Peralta; E. Albrecht. 2021. The use of artificial habitats increases spider abundance and richness in a vineyard of Argentina. *BioControl* 66: 217-226. <https://doi.org/10.1007/s10526-020-10056-5>

- Power, A. G. 2010. Ecosystem services and agriculture: tradeoffs and synergies. *Philosophical transactions of the royal society B: biological sciences* 365 (1554): 2959-2971. <https://doi.org/10.1098/rstb.2010.0143>
- Rand, T. A.; J. M. Tylianakis; T. Tscharntke. 2006. Spillover edge effects: the dispersal of agriculturally subsidized insect natural enemies into adjacent natural habitats. *Ecology Letters* 9: 603-614. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2006.00911.x>
- R Core Team. 2023. *A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing*. Vienna, Austria. Disponible en: <http://www.R-Project.org/>
- Šálek, M.; V. Hula; M. Kipson; R. Daňková; J. Niedobová; A. Gamero. 2018. Bringing diversity back to agriculture: smaller fields and non-crop elements enhance biodiversity in intensively managed arable farmlands. *Ecological Indicators* 90: 65-73. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.03.001>
- Sarandón, S. J. 2020. *Biodiversidad, Agroecología y Agricultura Sustentable*. Libro de Cátedra. Universidad Nacional de La Plata, La Plata, Argentina. <https://doi.org/10.35537/10915/109141>
- Sarandón, S. J. y C. C. Flores. 2014. *Agroecología: bases teóricas para el diseño y manejo de agroecosistemas sustentables*. Ediciones Científicas Americanas, La Plata, Argentina. <https://doi.org/10.35537/10915/37280>
- Sfair, J. C.; V. Arroyo-Rodríguez; B. A. Santos; M. Tabarelli. 2016. Taxonomic and functional divergence of tree assemblages in a fragmented tropical forest. *Ecological Applications* 26: 1816-1826. <https://doi.org/10.1890/15-1673.1>
- Schmidt, M. H.; I. Roschewitz; C. Thies; T. Tscharntke. 2005. Differential effects of landscape and management on diversity and density of ground-dwelling farmland spiders. *Journal of Applied Ecology* 42: 281-287. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2005.01014.x>
- Sutherland, W. J. 2006. Ecological census techniques: a handbook. Cambridge university press. Cambridge, New York. 432p.
- Tabarelli, M.; C. A. Peres; F. P. Melo. 2012. The 'few winners and many losers' paradigm revisited: emerging prospects for tropical forest biodiversity. *Biological Conservation* 155: 136-140. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2012.06.020>
- Triplehorn, C. A.; N. F. Johnson. 2005. *Borror and DeLong's introduction to the study of insects*. Thomson Brooks/Cole, Belmont. 864 p.
- Urbas, P.; M. V. Araújo; I. R. Leal; R. Wirth. 2007. Cutting More from Cut Forests: Edge Effects on Foraging and Herbivory of Leaf-Cutting Ants in Brazil. *Biotropica* 39: 489-495. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2007.00285.x>
- Uzman, D.; M. H. Entling; I. Leyer; A. Reineke. 2020. Mutual and Opposing Responses of Carabid Beetles and Predatory Wasps to Local and Landscape Factors in Vineyards. *Insects* 11(746): 1-19. <https://doi.org/10.3390/insects1110746>
- Warnes, G. R.; B. Bolker; L. Bonebakker; R. Gentleman; W. Huber; A. Liaw; T. Lumley; M. Maechler; A. Magnusson; S. Moeller; M. Schwartz; B. Venables. 2020. *gplots: Various R Programming Tools for Plotting Data*. R package version 3.1.1. Disponible en: <https://CRAN.R-project.org/package=gplots>.
- Wirth, R.; S. Meyer; W. Almeida; M. Araújo; V. Barbosa; I. Leal. 2007. Increasing densities of leaf-cutting ants (*Atta* spp.) with proximity to the edge in a Brazilian Atlantic forest. *Journal of Tropical Ecology* 23(4): 501-505. <https://doi.org/10.1017/S0266467407004221>

- Wirth, R.; S. T. Meyer; I. R. Leal; M. Tabarelli. 2008. Plant Herbivore Interactions at the Forest Edge. In: Lüttge, U., Beyschlag, W., Murata, J. (eds) *Progress in Botany. Progress in Botany*, (69): 423–448. Springer, Berlin, Heidelberg. https://doi.org/10.1007/978-3-540-72954-9_17
- Woltz, J. M.; R. Isaacs; D. A Landis. 2012. Landscape structure and habitat management differentially influence insect natural enemies in an agricultural landscape. *Agriculture, ecosystems and environment*, 152:40-49. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.02.008>
- Zuur, A.; E. N. Ieno; N. Walker; A. A. Saveliev; G. M. Smith. 2009. Mixed effects models and extensions in ecology with R, Springer Science and Business Media, <https://doi.org/10.18637/jss.v032.b0>

