



UNIVERSIDAD NACIONAL DEL SUR
DEPARTAMENTO DE BIOLOGÍA, BIOQUÍMICA Y FARMACIA



**Perdidos en el espacio urbano: evaluación del éxito reproductivo
de la Cina-Cina (*Parkinsonia aculeata* L.) asociado a un
gradiente de aislamiento y urbanización**

Tesis presentada para optar por el título de Licenciada en Ciencias Biológicas

Mayo 2024



Tesista: Constanza Valcarcel

Director: Hugo J. Marrero

Perdidos en el espacio urbano: evaluación del éxito reproductivo de la Cina-Cina (*Parkinsonia aculeata* L.) asociado a un gradiente de aislamiento y urbanización



Tesista

Valcarcel Constanza



Director

Marrero Hugo Javier

Agradecimientos:

Quiero agradecer a la UNS por la hermosa y enriquecedora experiencia que fueron estos años de carrera; a Hugo, Joa, Lucía y el resto del grupo de trabajo del LIBA por el apoyo y la ayuda que me brindaron para esta tesina; a mis hermanos por las risas que son una caricia para el alma, y a mi madre por el inmenso esfuerzo sin el cual no habría podido lograr esto y por motivarme cada día a seguir adelante.

ÍNDICE

Resumen.....	1
Introducción.....	2
Hipótesis y predicciones.....	4
Materiales y métodos.....	6
Área de estudio.....	6
Muestreo.....	7
Urbanización y aislamiento.....	7
Censos de visitas.....	7
Estimación del éxito reproductivo.....	8
Análisis de datos.....	9
Resultados.....	11
Urbanización y aislamiento.....	11
Visitantes florales.....	12
<i>Seedset y fruitset</i>.....	13
Depredación de semillas pre-dispersión.....	14
Discusión.....	17
Visitantes florales.....	17
Relación del éxito reproductivo con el servicio de polinización y limitación de polen.....	19
Depredación de semillas pre-dispersión.....	20
Conclusión.....	21
Bibliografía.....	22

RESUMEN

La urbanización transforma el ambiente original en un mosaico de superficies permeables e impermeables, que implica la pérdida y fragmentación del hábitat natural y está acompañada por el incremento de la temperatura y de la contaminación. Debido a su vida sésil y a la dependencia de vectores de polen, la formación de semillas y frutos en las plantas puede verse afectada negativamente por este proceso. Asimismo, el éxito reproductivo también es afectado por la depredación de semillas, que podría relacionarse con la fragmentación y urbanización. En ese contexto, el objetivo de esta tesis de grado fue analizar el éxito reproductivo de la Cina-cina (*Parkinsonia aculeata* L.) en un gradiente de urbanización y de aislamiento intraespecífico dentro del partido de Bahía Blanca, de manera que se pudieran distinguir los efectos de cada variable y una posible sinergia entre ambas. Se seleccionaron 20 sitios, cada uno con al menos un individuo de *P. aculeata* en edad reproductiva. Se calculó el grado de urbanización para cada sitio y el grado de aislamiento de congéneres para un individuo de *P. aculeata* en cada sitio. En dicho individuo fue donde se registraron las medidas del éxito reproductivo y depredación de semillas. Durante la temporada de floración, en noviembre y diciembre del 2022 y enero del 2023, en cada sitio se realizaron tratamientos de polinización sobre inflorescencias; censos y captura de visitantes florales; y posteriormente se recogieron frutos maduros para la evaluación del grado de depredación de semillas. A partir de los datos obtenidos, para cada sitio se estimó la frecuencia de visitas y la diversidad de visitantes florales (nativos y exóticos), y el éxito reproductivo de los individuos mediante el *fruitset*, el *seedset* y la proporción de semillas depredadas. Luego, a través de modelos estadísticos, se evaluó la relación de estas variables con la urbanización y/o aislamiento. Se encontró una relación positiva entre la urbanización y la frecuencia de visitas de abejas exóticas, mientras que la frecuencia de visitas de abejas nativas y la diversidad general no mostraron cambios con la urbanización. Además, se encontró una relación negativa del *fruitset* y *seedset* con el aislamiento, y una relación positiva entre la depredación de semillas y el aislamiento. Estos resultados sugieren que los posibles efectos negativos de la urbanización están siendo amortiguados por la mayor presencia de polinizadores exóticos que se ven favorecidos por la ciudad. Asimismo, el mayor desafío que atraviesa la reproducción de *P. aculeata* es el aislamiento reproductivo, pues aquellos árboles que están más aislados no solo

producen menos frutos y menos semillas debido a una posible limitación polínica, sino que también presentan semillas más depredadas.

INTRODUCCIÓN

La constante expansión y creación de centros urbanos que acompaña el desarrollo de la civilización constituye un desafío para la conservación de la biodiversidad en sistemas terrestres. La urbanización transforma el ambiente original en un mosaico de superficies permeables (i.e. parches verdes, como parques o plazas), y superficies impermeables tales como edificios, calles y otras construcciones humanas (Fortel *et al.*, 2014). Esta alteración implica la pérdida y fragmentación del hábitat natural e impacta en la composición, estructura y funcionamiento del ecosistema (Saunders *et al.*, 1991). El proceso está acompañado por el incremento de la temperatura promedio del aire con respecto a las zonas rurales o naturales cercanas (efecto conocido como “isla de calor”), especialmente durante la noche (Alcoforado & Andrade, 2008). Asimismo, las ciudades son punto de origen y concentración de contaminantes como CO₂, CH₄ y N, modificando además la fisonomía de los sistemas naturales y su hidrología (Grimm *et al.*, 2008). En términos generales, provocan la reducción en la riqueza y diversidad de especies de las comunidades bióticas que albergan (Liang *et al.*, 2023).

Los efectos de la urbanización deben ser especialmente atendidos en el caso de organismos sésiles como las plantas, donde la reproducción depende de factores como la densidad y dispersión de congéneres, y la abundancia y comportamiento de polinizadores (Eckert *et al.*, 2010). Precisamente, debido a la necesidad de vectores de polen, las plantas son muy susceptibles a sufrir el efecto *Allee*, en el que se percibe una declinación desproporcionada en la cantidad y calidad de la descendencia debido a la disminución de la densidad poblacional (Ashman *et al.*, 2004). Si bien podría suponerse que la gran capacidad de dispersión de los polinizadores, como las abejas, compensaría el aislamiento de los individuos, por lo general esto no sucede. Esto podría deberse a que las distancias medias de forrajeo de los individuos de las poblaciones de abejas silvestres, se desarrollan dentro de un rango relativamente corto, que en ambientes agrícolas no supera los 300 metros (Zurbuchen *et al.*, 2010).

Aunque la magnitud del impacto sobre una especie vegetal depende de sus características biológicas particulares, se ha registrado una tendencia negativa general a la disminución de la

producción de semillas y frutos con el incremento de la fragmentación de hábitat causada por las actividades humanas (Aguilar *et al.*, 2006; 2008). La contaminación urbana, en particular, afecta negativamente la viabilidad del polen, reduciendo el porcentaje de germinación hasta en un 30% (Talukdar *et al.*, 2018). Además, el aumento de la temperatura promedio por el efecto “isla de calor” puede llevar a cambios fenológicos que impliquen un desfasaje temporal entre la floración y la emergencia de los polinizadores (Fisogni *et al.*, 2020). Asimismo, se ha encontrado una relación negativa entre la urbanización y la abundancia y riqueza de los polinizadores, generalmente atribuida a la pérdida de recursos alimenticios y de nidificación (Bates *et al.*, 2011; Fortel *et al.*, 2014; Graffigna *et al.*, 2024). En juego con esta tendencia, también se observa un aumento en la riqueza de polinizadores exóticos y una disminución en la de los nativos a medida que aumenta la urbanización (Liang *et al.*, 2023). Es así que, en áreas urbanas la reproducción de las plantas podría estar afectada por el aislamiento de los individuos, o por los mismos efectos adversos que este proceso de transformación del ambiente implica. Estas dos variables, además, podrían tener efectos sinérgicos y disminuir aún más el éxito reproductivo de las especies vegetales.

Otro factor a considerar en el éxito reproductivo de las plantas es la depredación de semillas, la cual se clasifica según si ocurre cuando se encuentran aún en la planta madre (i.e. depredación pre-dispersión) o después de su separación (i.e. depredación post-dispersión) (Lewis & Gripenberg, 2008). La depredación pre-dispersión comúnmente es realizada por especies de insectos de los órdenes Diptera, Lepidoptera, Coleoptera e Hymenoptera; mientras que la depredación post-dispersión en general la llevan a cabo herbívoros generalistas como pequeños mamíferos y aves granívoras (Crawley, 2000). En un metaanálisis realizado por Kolb *et al.* (2007), se observó una fuerte variación en la depredación pre-dispersión entre especies vegetales, con porcentajes de pérdida de semillas desde el 0,2% al 100%, variando según el lugar y momento del muestreo para una misma especie. Es posible que la depredación pre-dispersión no afecte significativamente al reclutamiento, en caso de que esté limitado de todos modos por un factor tardío de mortalidad como, por ejemplo, competencia intraespecífica (Lewis & Gripenberg, 2008). No obstante, este tipo de depredación tiene el potencial de reducir la adición de individuos al punto de generar decrecimiento poblacional (Kolb *et al.*, 2007).

Los insectos depredadores de semillas responden conductual y demográficamente a la densidad de especies hospedantes (Östergård & Ehrlén, 2005). Además, los patrones de depredación de semillas de insectos pueden ser sensibles a los impulsores del cambio ambiental global, como el cambio climático, la modificación y fragmentación del hábitat, con implicaciones más amplias para la estructura y organización de las comunidades ecológicas (Lewis & Gripenberg, 2008). En dos especies de coleópteros depredadores de semillas pre-dispersión, uno especialista y otro generalista, se encontró que su presencia en un parche de hábitat aumentó con la abundancia de la planta huésped, influyendo principalmente al especialista (Östergård & Ehrlén, 2005). Esto sugiere que el aislamiento intraespecífico de las plantas hospedera, es una variable a tener en cuenta a la hora de evaluar el grado de depredación sobre las semillas. Adicionalmente, esta interacción antagónica presenta una aparente relación neutra o negativa con la fragmentación (Chacoff *et al.*, 2004; Brudvig *et al.*, 2015), y negativa con la urbanización (Galfrascoli *et al.*, 2023).

En este contexto, el objetivo de la presente tesis de grado es analizar el éxito reproductivo, en el cual se incluye la formación de semillas y de frutos y la depredación de semillas pre-dispersión, de una especie vegetal dentro de un gradiente de aislamiento de conspecíficos y urbanización. Se utilizó como modelo de estudio la Cina-Cina (*Parkinsonia aculeata* L.), un árbol perteneciente a la familia de las leguminosas, nativo de América e introducido como ornamental al resto del mundo, que presenta dependencia a la polinización por abejas (van Klinken *et al.*, 2009; Romão & Mansano, 2021) y es susceptible a la depredación de semillas (Heard, 2006).

HIPÓTESIS Y PREDICCIONES

H1) La presencia de polinizadores varía a lo largo del gradiente de urbanización.

Predicciones asociadas a la H1:

- a) Se espera encontrar una disminución en la riqueza y abundancia de visitantes florales a medida que aumenta la urbanización.
- b) Se espera encontrar un reemplazo de visitantes florales a exóticos a medida que aumenta la urbanización.

H2) El éxito reproductivo de *P. aculeata* se ve afectado por el grado de aislamiento (i.e. presencia de conspecíficos) y el grado de urbanización.

Predicciones asociadas a la H2:

- a) Se espera encontrar una relación negativa entre la formación de semillas y frutos y el aislamiento reproductivo (menor densidad de conspecíficos).
- b) Se espera encontrar una relación negativa entre la formación de semillas y frutos y la urbanización.
- c) Se espera observar un efecto sinérgico de la urbanización y el aislamiento que intensifique la disminución de la formación de semillas y frutos (fig. 1).

H3) El grado de depredación sobre las semillas de *P. aculeata* se ve afectado por el aislamiento reproductivo y la urbanización.

Predicciones asociadas a la H3:

- a) Se espera encontrar una relación negativa entre el grado de depredación sobre las semillas y el aislamiento reproductivo (fig. 1).
- b) Se espera encontrar una relación negativa entre el grado de depredación de semillas y la urbanización (fig. 1).

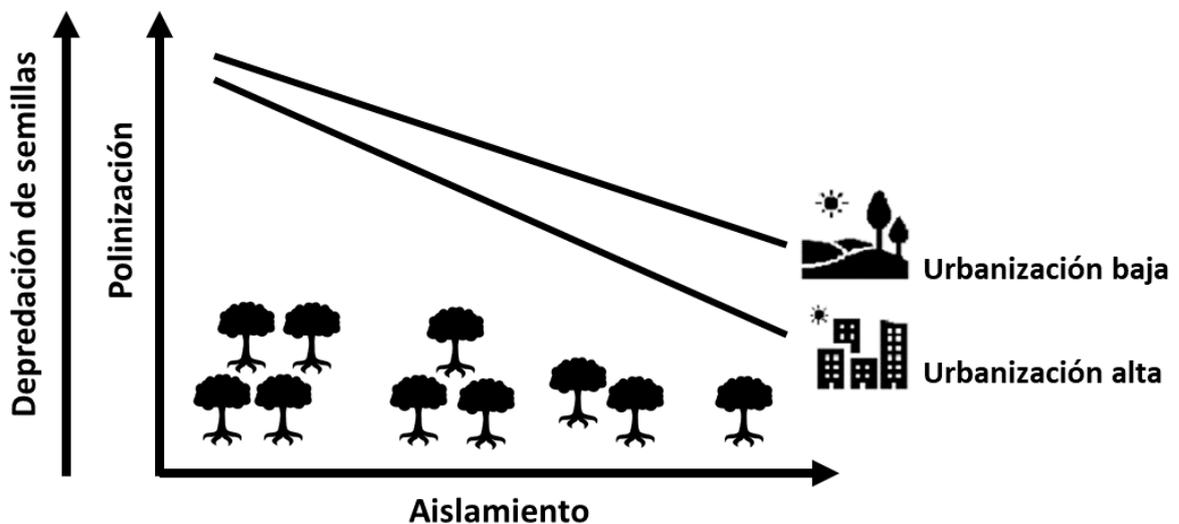


Figura 1. Relación entre el éxito reproductivo *P. aculeata*, la urbanización y el aislamiento. Se espera hallar una disminución de la polinización y la depredación de semillas a medida que aumenta el aislamiento reproductivo y que este efecto sea mayor en ambientes más urbanizados.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

Los muestreos se realizaron sobre 20 individuos de *P. aculeata* en edad reproductiva, cada uno ubicado en un sitio distinto en un radio de aproximadamente 28 kilómetros alrededor de la ciudad de Bahía Blanca. Estos sitios fueron seleccionados dentro y fuera de la ciudad y comprenden plazas, parques, veredas, y sitios naturales. Cada uno se encuentra separado de los demás por una distancia mayor o igual a 500 metros (fig. 2).

La ciudad de Bahía Blanca, dentro del partido homónimo, y donde se encuentran la mayor parte de los sitios de muestreo de este estudio, está ubicada en el sur de la provincia de Buenos Aires, Argentina ($38^{\circ}43'00''\text{S}$ $62^{\circ}16'00''\text{O}$) y presenta una superficie total de 132 km^2 . Su población se encuentra en un lento pero constante aumento, como se puede evidenciar en los datos obtenidos del INDEC, que reportan un número de habitantes de 284.776 en 2001, 301.572 en 2010 y de 336.574 en 2022 (INDEC 2001; 2010; 2023). El proceso de urbanización que acompaña al crecimiento demográfico, se suma a la pérdida de áreas naturales en la periferia de la ciudad que se destinan actividades agropecuarias, con lo que quedan escasas áreas de vegetación nativa (Sanhueza *et al.*, 2014).

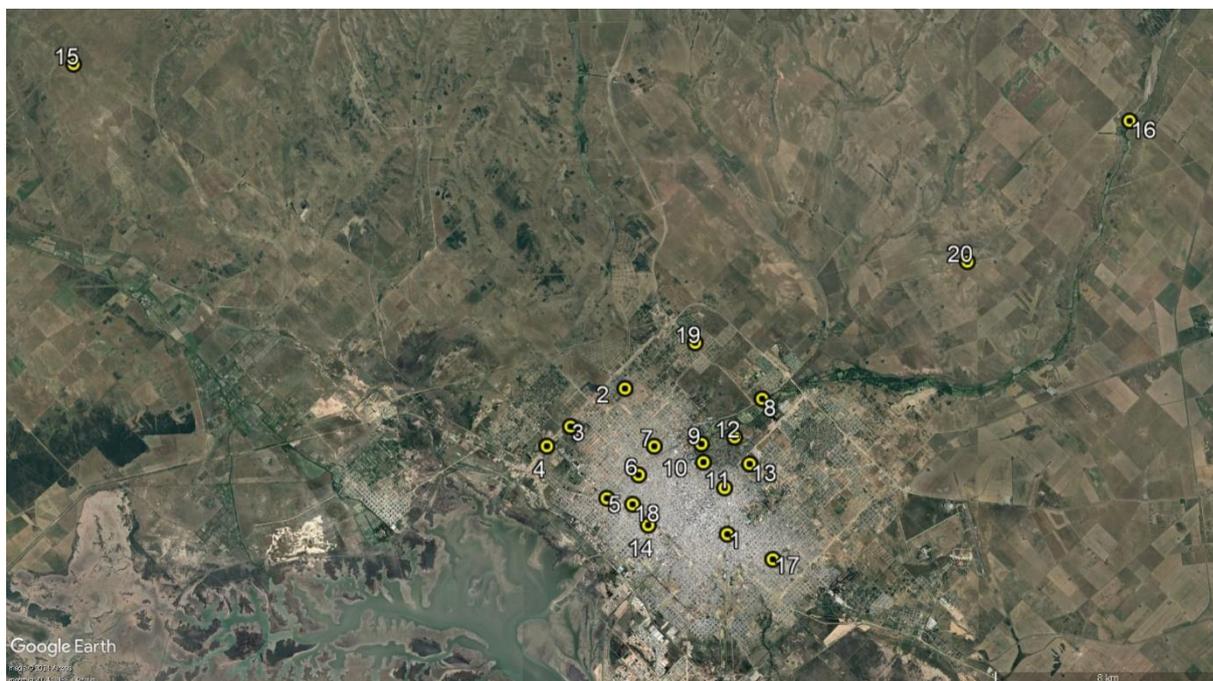


Figura 2. Sitios de muestreo en la localidad de Bahía Blanca y alrededores. Las coordenadas geográficas de cada punto pueden consultarse mediante el número correspondiente en la tabla 1.

Muestreo

Urbanización y aislamiento

Para determinar el grado de aislamiento reproductivo de cada uno de los individuos de *P. aculeata* en los 20 sitios, se registró el número de vecinos conspecíficos en edad reproductiva en un radio de 200 metros (12,57 ha). La búsqueda de árboles vecinos se realizó visualmente *in situ*, por lo que es posible que se hayan pasado por alto *P. aculeata* ubicadas dentro de domicilios privados. El valor de aislamiento de cada árbol se calculó como el inverso de la cantidad de vecinos (1/nro. de vecinos), de manera que a menor número de conspecíficos mayor aislamiento. Este índice sigue una sucesión armónica invertida, por lo que hace énfasis a las diferencias en el aislamiento reproductivo entre grupos de pocos individuos y desestima las diferencias entre grupos de muchos individuos. En los casos en que el número de vecinos cercanos fue igual a cero, se asignó un valor de aislamiento de “2” debido a la imposibilidad de calcularlo mediante la fórmula aplicada. Por otra parte, el grado de urbanización de cada sitio se calculó como el porcentaje de superficie impermeable dentro de porciones del paisaje de 500 metros de radio (78,54 ha), centradas en cada uno de los individuos de *P. aculeata* muestreado. Para esto se usaron imágenes satelitales del software Google Earth Pro (Google Earth 7.3.6.9796, 2024), en las que se sumaron todos los parches de área verde (parques, plazas, arboledas, entre otros) dentro de cada porción del paisaje de 500 metros de radio, y se realizaron las siguientes operaciones: $(\text{superficie verde total} / 78,54 \text{ ha}) * 100$, y luego $(100 - [\text{porcentaje de área verde}])$ (para un abordaje similar ver Graffigna *et al.*, 2024).

Censos de visitas

Durante el período de floración de *P. aculeata*, en los meses de noviembre y diciembre del año 2022 y enero del 2023, se visitaron los sitios de muestreo y se realizaron censos de visitantes florales en los que se registró especie y frecuencia de visita. Cada uno de los individuos de *P. aculeata* fue visitado para este propósito en dos a cuatro ocasiones (dependiendo de las condiciones climáticas), dentro del período de mayor actividad de los polinizadores (9.00 a 14.00 horas). En cada visita se realizaron dos censos de cinco minutos de observación cada uno, sobre dos ramas del árbol elegidas al azar. Simultáneamente, se capturaron visitantes florales que fueron posteriormente montados en alfileres entomológicos y enviados para su identificación taxonómica al Dr. Juan Pablo Torretta, Profesor Adjunto de la Cátedra de Botánica General de la Facultad de Agronomía (UBA) e Investigador Adjunto

del Conicet. Para la estimación de la frecuencia de visitas de cada especie de visitante floral en cada sitio, se consideró la cantidad de veces que se observó una especie de visitante floral en un sitio (sumatoria de visitas realizadas), dividido por el tiempo total de observaciones (sumatoria de los censos). Luego, se clasificó cada especie de visitante floral en nativo o exótico. Finalmente, en cada sitio se calculó el promedio de visitas de las especies de visitantes florales nativos y exóticos.

Estimación del éxito reproductivo

Durante el período de floración de *P. aculeata*, en cada uno de los 20 sitios se realizaron dos tratamientos sobre las flores: exclusión y polinización libre. Para el tratamiento de exclusión se seleccionaron al azar tres inflorescencias, a cada una se le removieron las flores abiertas y los pimpollos hasta que quedaron únicamente diez de estos últimos. De esta manera, se eliminaron las flores previamente polinizadas. Luego, las inflorescencias se cubrieron con bolsas de tul que permitieron el paso del polen transportado por el viento, pero no de los polinizadores (fig. 3) (para un abordaje comparable ver Martínez *et al.*, 2021). El tratamiento de exclusión se pudo registrar sólo en 16 de los 20 sitios debido a factores externos. Para el tratamiento de polinización libre se marcaron al azar diez inflorescencias a las que, de la misma manera que en el tratamiento anterior, se les removieron flores y pimpollos hasta solo dejar diez pimpollos, y se los mantuvo al descubierto para que al desarrollar las flores sean accesibles para los visitantes florales.

Una vez finalizada la floración, se registró la proporción de frutos formados por cada flor bajo los dos tratamientos. Debido a la pérdida de inflorescencias marcadas durante el muestreo, se complementaron los datos de formación de fruto del tratamiento de polinización libre, utilizando inflorescencias ya fructificadas (infrutescencias) elegidas al azar en cada uno de los 20 individuos de *P. aculeata*. De esta manera, se seleccionó la mayor cantidad de infrutescencias posible de acuerdo a su disponibilidad, con un máximo de 30 infrutescencias por sitio, y en cada una se cuantificó la cantidad de frutos formados y no formados (para un abordaje similar ver Lázaro & Traveset, 2006). Los frutos no formados se estimaron contabilizando la cicatriz que dejó el pedicelo de la flor al caer en las infrutescencias. Posteriormente en cada sitio se tomaron de 10 a 40 frutos completamente maduros, provenientes de inflorescencias polinizadas libremente por fuera de los tratamientos, y se cuantificó el número de semillas por fruto. Los sitios 6 y 15 (fig. 2) quedaron exentos del conteo debido a la falta de

frutos suficientes. Luego, esas mismas semillas se dejaron en observación en recipientes de plástico cerrados con un tul durante 60 días en el laboratorio a temperatura y humedad constante, para estimar el grado de depredación e identidad de los depredadores. De este último paso, se debieron excluir dos sitios (ver tabla 1) por falta de frutos suficientes. Los insectos que emergieron de las semillas, se retiraron periódicamente de los vasos y se conservaron en alcohol al 70%.

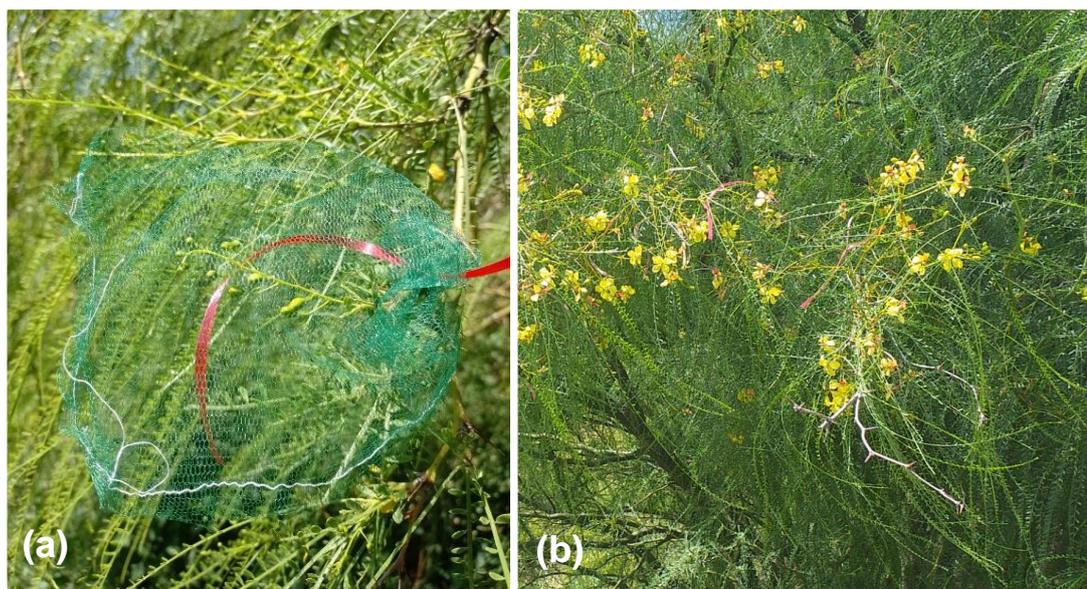


Figura 3. Tratamientos de exclusión (a) y polinización libre (b) en inflorescencias de *P. aculeata*.

Análisis de datos

A partir de los datos recolectados durante el muestreo, se llevó a cabo un análisis estadístico que consistió en la generación y selección de modelos en el software estadístico R versión 4.3.2 (R Core Team, 2024). Para poner a prueba la primera hipótesis (H1), se realizaron tres tipos de modelos estadísticos según la distribución de los residuales y presencia o ausencia de factores aleatorios. El posible cambio en la riqueza de visitantes florales según la urbanización, se evaluó mediante la generación de un modelo lineal generalizado (GLM, por sus siglas en inglés) con la función *glm* del paquete base, de distribución Poisson. La respuesta de la diversidad (calculada mediante el índice de Shannon) a la urbanización se puso a prueba mediante un modelo lineal (LM, por sus siglas en inglés) generado con el comando *lm*, también perteneciente al paquete base. Por último, se generó un modelo lineal mixto (LMM, por sus siglas en inglés) con la función *lmer* del paquete lme4, para evaluar la

respuesta de la frecuencia de visitas promedio por minuto según urbanización y origen del visitante floral (exótico o nativo) como variables explicativas en interacción y el sitio de muestreo como factor aleatorio.

Para poner a prueba la segunda hipótesis (H2), se generaron dos modelos lineales generalizados mixtos (GLMM, por sus siglas en inglés) con la función *glmer* del paquete *lme4*. Las variables de respuesta fueron la formación de fruto (*fruitset*) y número de semillas formadas por fruto (*seedset*), y variables explicativas fueron el grado de aislamiento y urbanización, que se consideraron por separado y en interacción. Se tuvo en cuenta una distribución binomial de los residuales para la variable de formación de frutos, y de Poisson para la de número de semillas. Finalmente, para la prueba de la tercera hipótesis (H3), se realizó un GLMM mediante el comando ya utilizado en la H2, cuya variable respuesta fue la proporción de semillas depredadas por fruto, considerando una distribución binomial de los residuales. Al igual que en la H2, las variables explicativas utilizadas fueron el grado de aislamiento y urbanización, por separado y en interacción. En todos los modelos de la segunda y tercera hipótesis se usó al sitio como factor aleatorio.

El ajuste a los modelos fue evaluado mediante la visualización de los residuales generados con la función *simulateResiduals* del paquete *DHARMA* (Hartig, 2022). La posible colinealidad entre las variables explicativas se puso a prueba utilizando la función *vif* del paquete *car* (Fox & Weisberg, 2018), considerándose un valor de inflación de la varianza (VIF) de tres o menor, como indicación de ausencia de colinealidad (para un abordaje similar ver Zuur *et al.*, 2009). Para los modelos de la H2 y H3, donde se realizaron dos modelos alternativos para cada variable respuesta (con y sin interacción), la selección entre modelos se realizó a través criterio de información de Akaike (AIC), eligiéndose aquel que presentara el menor valor del índice en caso de existir una diferencia de al menos dos puntos o, de no haberla, aquel que sea más parsimonioso (o sea, con menor número de variables, que para este caso particular fue sin la interacción). Para evaluar la significancia de las variables, se utilizaron Pruebas de Razón de Verosimilitud (LRT) mediante la función *Anova* en el paquete *car* (Fox & Weisberg, 2018).

RESULTADOS

Urbanización y aislamiento

El aislamiento de las *P. aculeata* de cada sitio varió desde el valor máximo, “2”, correspondiente a una ausencia total de conspecíficos en el área delimitada para el estudio, a un valor de 0,01 en un caso excepcional con 88 *P. aculeata* cercanas. En cuanto al grado de urbanización, se obtuvieron 8 sitios con porcentaje de superficie impermeable >70%, 5 sitios con porcentaje de superficie impermeable 30-70% y 7 sitios con porcentaje de superficie impermeable de <30%. Los resultados se resumen en la tabla 1.

Tabla 1. Sitios de muestreo con sus respectivas coordenadas geográficas, porcentaje de superficie impermeable (urbanización), número total de vecinos en un área de 12,57 ha y valores de aislamiento.

Sitio	Ubicación	Superficie impermeable (%)	Nro. de vecinos (12,57 ha)	Aislamiento
1	38°43'32.7"S 62°15'13.2"W	87,45	0	2
2	38°40'46.0"S 62°17'45.1"W	69,22	3	0,33
3	38°41'30.5"S 62°19'04.9"W	10,76	0	2
4	38°41'53.4"S 62°19'39.2"W	35,56	4	0,25
5	38°42'52.8"S 62°18'10.4"W	86,16	14	0,07
6	38°42'25.6"S 62°17'23.9"W	81,77	0	2
7	38°41'52.4"S 62°17'01.3"W	84,53	1	1
8	38°40'56.4"S 62°14'22.8"W	9,84	16	0,06
9	38°41'49.2"S 62°15'51.9"W	6,19	11	0,09
10	38°42'10.2"S 62°15'48.8"W	89,98	2	0,5
11	38°42'39.7"S 62°15'17.6"W	90,61	0	2
12	38°41'41.2"S 62°15'03.1"W	36,60	5	0,2
13	38°42'11.7"S 62°14'40.8"W	33,14	1	1
14	38°43'23.2"S 62°17'09.3"W	69,81	1	1
15	38°34'29.9"S 62°31'32.5"W	4,28	6	0,17
16	38°35'26.3"S 62°05'16.9"W	3,95	88	0,01
17	38°44'01.0"S 62°14'06.3"W	94,21	1	1
18	38°42'59.4"S 62°17'32.4"W	91,27	3	0,33
19	38°39'52.2"S 62°16'02.1"W	17,68	1	1
20	38°38'14.4"S 62°09'19.5"W	2,791	0	2

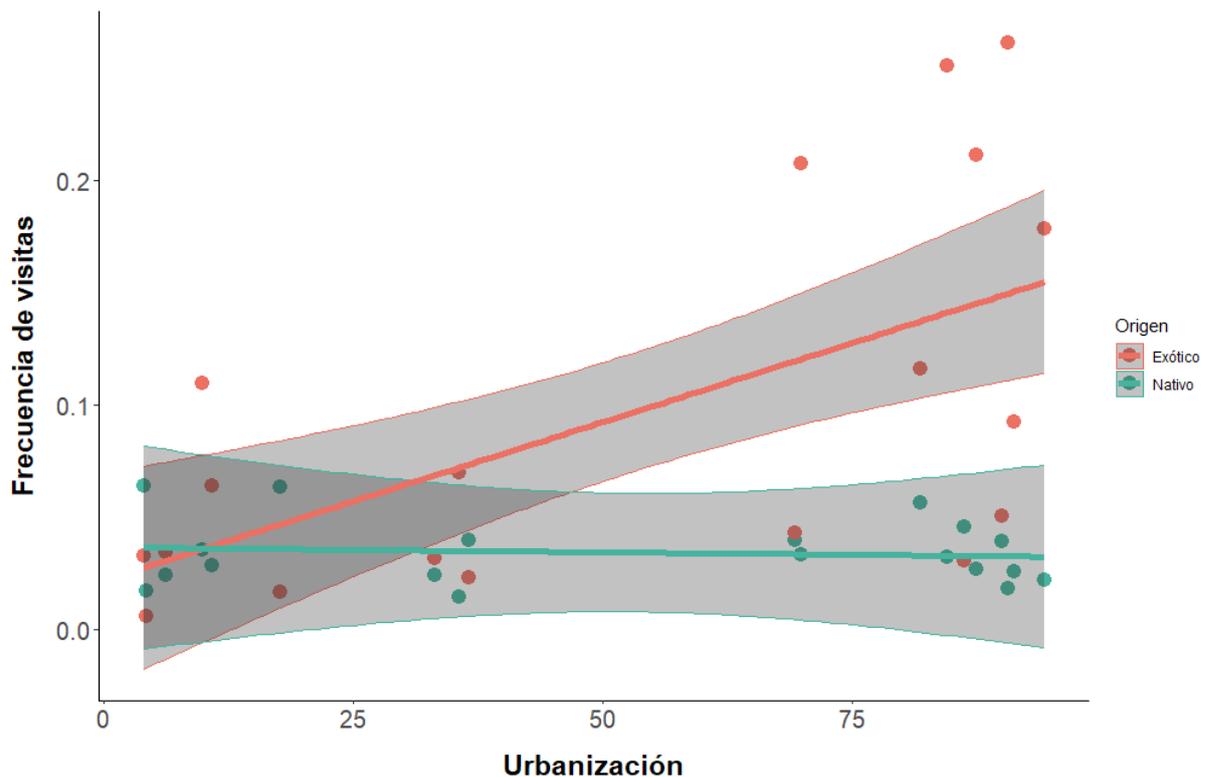


Figura 4. Relación entre la frecuencia de visitas y la urbanización para visitantes nativos y exóticos. Las líneas muestran la relación estimada por el modelo (LMM) para abejas nativas (verde) y exóticas (rojo). El área gris que rodea cada línea es el intervalo de confianza al 95% estimado por el modelo y los puntos corresponden a los residuos parciales del modelo, diferenciados para abejas nativas y exóticas.

Visitantes florales

En un total de 570 minutos de censos, se registraron 507 individuos pertenecientes a 21 especies de abejas (tabla 2), siendo las tribus más abundantes Eucerini (49,7%) y Megachilini (31,5%). El 92% de las abejas se clasificaron como nativas, y las dos especies exóticas observadas fueron *Apis mellifera* L. y *Megachile pusilla* Pérez, esta última representando un 78% de las observaciones a abejas exóticas.

No se encontraron diferencias significativas en la riqueza (Pruebas de Razón de Verosimilitud; $\chi^2(1) = 0,023$; $p = 0,912$) o diversidad de visitantes florales general según el grado de urbanización (Pruebas de Razón de Verosimilitud; $\chi^2(1) = 1,339$; $p = 0,247$). La frecuencia de visitas de abejas exóticas no fue significativamente distinta de la de nativas (Prueba de Wald; $\chi^2(1) = 0,279$; $p = 0,597$). Sin embargo, la interacción entre la urbanización y el origen, nativo u exótico, fue estadísticamente

significativa (Prueba de Wald; $\chi^2(1) = 8,869$; $p = 0,003$). Por un lado, la frecuencia de visitas de las especies nativas no fue afectada por la urbanización (Pruebas de Razón de Verosimilitud; LTR = -0,00004; $p > 0,2$; fig. 4), pero la de las exóticas aumentó con este gradiente (Pruebas de Razón de Verosimilitud; LTR = 0,001; $p = 0,056$; fig. 4).

Tabla 2. Lista de especies de abejas registradas durante los censos de visitantes florales sobre *P. aculeata*. Para cada especie se detalla origen (exótico o nativo), frecuencia de visita promedio para todos los sitios y cantidad de sitios en los que estuvo presente.

Especie	Origen	Frecuencia de visita (visitas/minuto)	Cantidad de sitios en los que estuvo presente
<i>Apis mellifera</i> L.	Exótico	0,0403	9
<i>Augochloropsis</i> sp.	Nativo	0,0035	2
<i>Centris nigriventris</i> Burmeister	Nativo	0,0206	5
<i>Centris</i> sp.1	Nativo	0,0031	2
<i>Colletes</i> sp.	Nativo	0,0035	2
<i>Diadasia</i> sp.	Nativo	0,0026	1
<i>Epanthidium bicoloratum</i> Smith	Nativo	0,0013	1
<i>Gaesischia</i> sp.	Nativo	0,227	17
Halictidae sp.	Nativo	0,0017	1
<i>Megachile cylindrica</i> Friese	Nativo	0,0063	1
<i>Megachile pusilla</i> Pérez	Exótico	0,1525	12
<i>Megachile</i> sp.1	Nativo	0,0079	1
<i>Megachile</i> sp.2	Nativo	0,0560	11
<i>Megachile</i> sp.3	Nativo	0,0213	3
<i>Megachile</i> sp.4	Nativo	0,0435	10
<i>Svastrides bauni</i> Jörgensen	Nativo	0,1992	15
<i>Xylocopa augusti</i> Lepeletier	Nativo	0,0330	9
<i>Xylocopa splendidula</i> Lepeletier	Nativo	0,0402	10
<i>Xylocopa</i> sp.1	Nativo	0,0021	1
<i>Xylocopa</i> sp.2	Nativo	0,0136	4
<i>Xylocopa</i> sp.3	Nativo	0,0013	1

Seedset y fruitset

De las 454 flores del tratamiento de exclusión, distribuidas entre estos 16 sitios, en solo un 2,2% se desarrollaron frutos. Por otro lado, en el tratamiento de polinización libre el valor medio de formación de frutos más bajo se registró en el sitio 15 con un 0,9%, y el más alto en el sitio 8 con un 55,5%. La selección de modelos se detalla en la tabla 3. El *fruitset* presentó una relación negativa con el grado

aislamiento del árbol (Prueba de Wald; $\chi^2(1) = 9,442$; $p = 0,002$; fig. 5a), y una relación no significativa con la urbanización (Prueba de Wald; $\chi^2(1) = 0,660$; $p = 0,416$). De la misma manera, el *seedset* tuvo una relación negativa con el aislamiento reproductivo (Prueba de Wald; $\chi^2(1) = 6,864$; $p = 0,009$; fig. 5b) y una relación no significativa con la urbanización (Prueba de Wald; $\chi^2(1) = 1,606$; $p = 0,205$).

Tabla 3. Selección de modelos (GLMM) de las H2 y H3. Variables respuesta: proporción de frutos formados (*fruitset*), cantidad de semillas por fruto (*seedset*) y proporción de semillas depredadas (depredación); factor aleatorio: sitio de muestreo (1|sitio); factores fijos: porcentaje de área impermeable (urb) y grado de aislamiento intraespecífico para *P. aculeata* (ais). Los modelos seleccionados se encuentran escritos en negrita.

Modelo N°	Fórmula	Δ AIC
1	<i>fruitset</i>~(1 sitio)+urb+ais	0
2	<i>fruitset</i> ~(1 sitio)+urb*ais	1,95
3	<i>seedset</i>~(1 sitio)+urb+ais	0
4	<i>seedset</i> ~(1 sitio)+urb*ais	0,104
5	depredación~(1 sitio)+urb+ais	0
6	depredación~(1 sitio)+urb*ais	1,95

Depredación de semillas pre-dispersión

La proporción de semillas depredadas por sitio presentó una amplia variación, desde sitios con un 44% de semillas depredadas hasta sitios sin depredación. Se encontró una relación positiva entre la depredación y el aislamiento (Prueba de Wald; $\chi^2(1) = 17,293$; $p = 0,00003$; fig. 6), mientras que el grado de urbanización no mostró relación con esta variable (Prueba de Wald; $\chi^2(1) = 0,384$; $p = 0,535$). En el 100% de los casos se identificó como responsable al escarabajo de la subfamilia Bruchinae, *Penthobruchus germani* Pic. (fig. 7), y en los sitios 14 y 17 se detectó la presencia de un posible parasitoide del mismo (fig. 8).

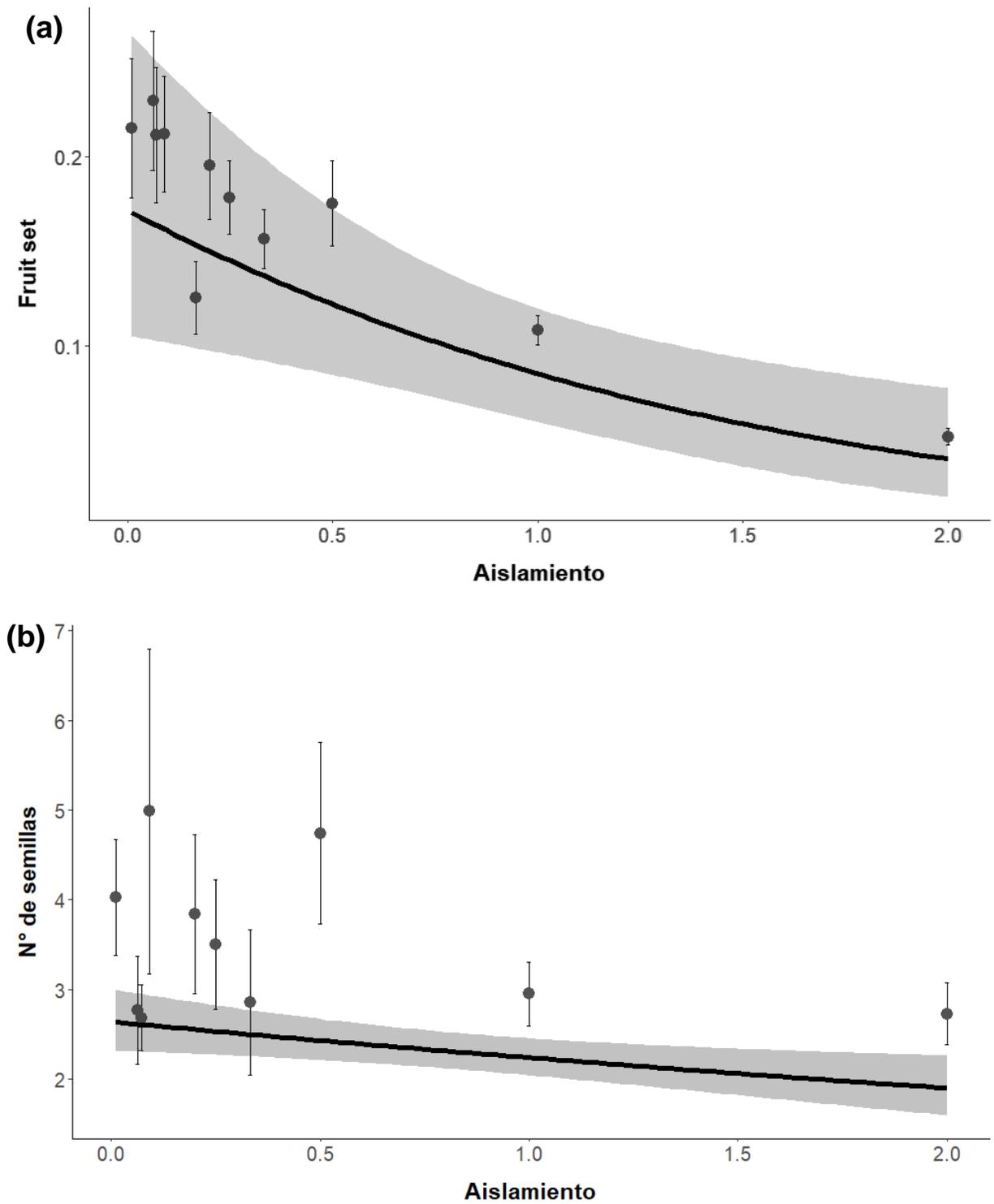


Figura 5. Relación entre (a) la proporción de frutos formados por flor (*fruitset*) y (b) el número de semillas formadas por fruto (*seedset*) con el aislamiento reproductivo. Las líneas muestran la relación estimada por los modelos, el área gris el intervalo de confianza al 95% y los puntos corresponden a los residuos parciales del modelo.

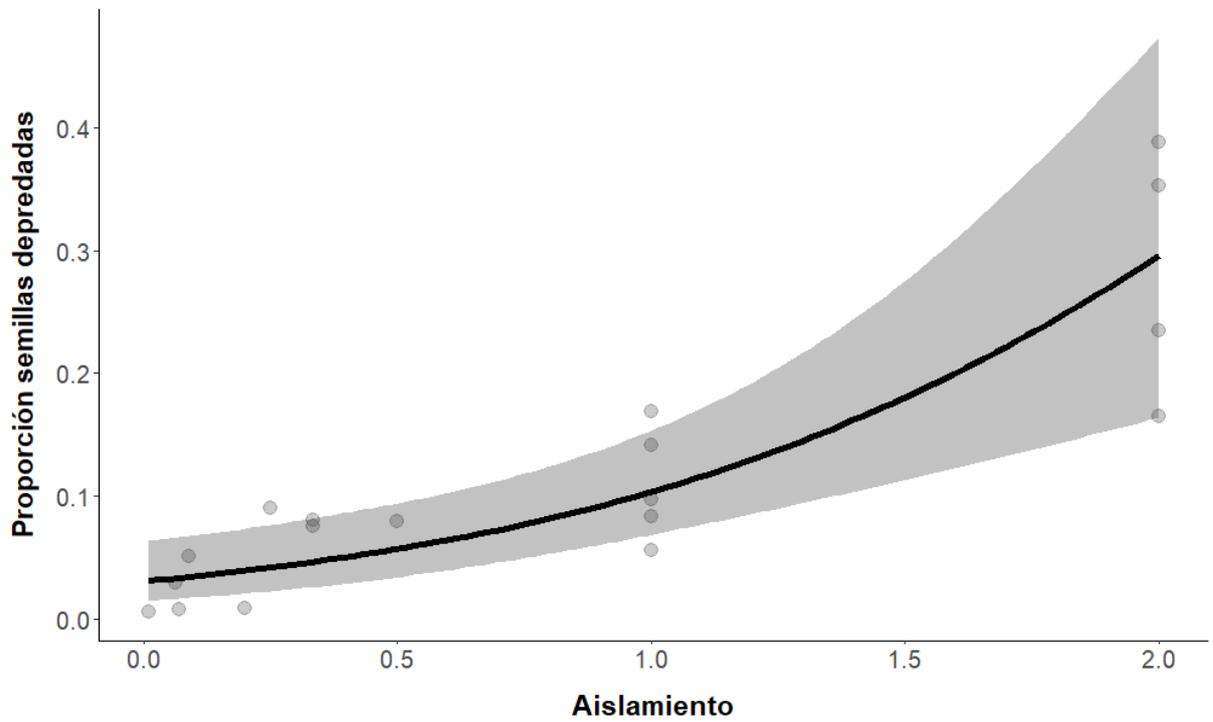


Figura 6. Depredación pre-dispersión de semillas de *P. aculeata* a través del gradiente de aislamiento reproductivo. La curva muestra la relación estimada por el modelo, el área gris el intervalo de confianza al 95% y los puntos corresponden a los residuos parciales del modelo.

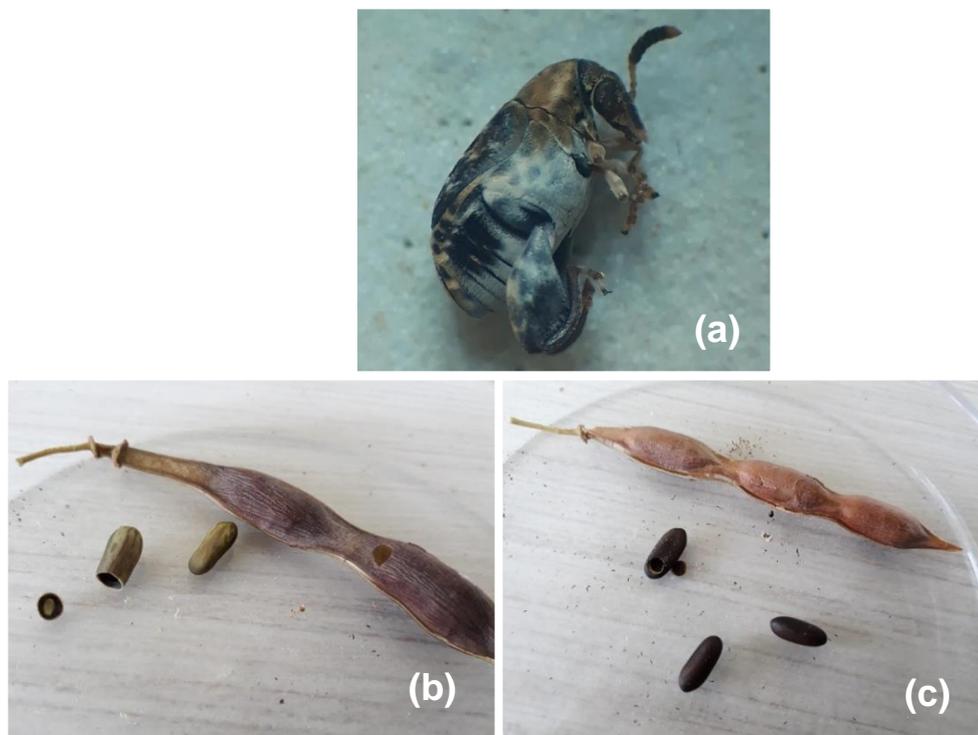


Figura 7. Ejemplar de *Penthobruchus germaini* (a), y detalle de la marca que deja el adulto al emerger desde el extremo (b) y costado (c) de las semillas de *P. aculeata*.



Figura 8. Semilla de *P. aculeata* junto a un parasitoide no identificado que emergió de ella.

DISCUSIÓN

En el desarrollo de esta tesis, las hipótesis de trabajo obtuvieron resultados mixtos: la H1 y la H3 no fueron plausibles, mientras que la H2 resultó parcialmente plausible. En el caso de la H1 no se cumplieron las predicciones planteadas, por lo que no se pudo comprobar un efecto de la urbanización sobre la riqueza y abundancia general de los polinizadores, ni un reemplazo de especies nativas por exóticas con este gradiente. No obstante, la urbanización sí tuvo el efecto de aumentar la frecuencia de visitas de abejas exóticas. En el caso de la H2, resultó plausible la predicción (a), donde se encontró una disminución del *fruitset* y del *seedset* con el aislamiento, pero no así las predicciones (b) y (c), donde no se registró un efecto de la urbanización sobre el éxito reproductivo de *P. aculeata*. Por su parte la H3 obtuvo resultados similares a la H2, siendo el aislamiento intraespecífico relevante para la depredación pre-dispersión de semillas de *P. aculeata*, pero no así la urbanización. No obstante, se esperaba una reducción de la depredación con el aislamiento, y el efecto encontrado fue opuesto al predicho.

Visitantes florales

Contrario a lo esperado en la H1, no se detectaron diferencias en la riqueza o diversidad de visitantes florales de *P. aculeata* de acuerdo a la urbanización, ni una disminución en la frecuencia de visitas de abejas nativas en los lugares más urbanos. No obstante, la frecuencia de visitas de abejas

exóticas aumentó con la urbanización. En este sentido, los resultados coinciden con la tendencia general a una respuesta negativa o neutra en la riqueza y abundancia de abejas nativas ante la intensificación de cambios en el uso de la tierra (Winfrey *et al.*, 2011). Por otro lado, la mayor presencia de las especies exóticas a niveles de urbanización más altos encontrada en este estudio, se condice con los resultados obtenidos por Fitch *et al.* (2019) para abejas exóticas (excluyendo a *A. mellifera*) en sitios urbanos y rurales en Michigan, USA. Los autores mencionan que su resultado se puede deber al tipo de alimentación generalista y a el comportamiento de nidificación en cavidades preexistentes de la mayor parte de las abejas exóticas con las que trabajaron, lo que posiblemente este también ocurriendo en el presente estudio. Esto sugiere una ventaja adaptativa de estas abejas para el entorno urbanizado por sobre las abejas nativas.

Estudios sobre la comunidad de abejas han reportado cambios mediados por la urbanización, relacionados con modificaciones del entorno que favorecen rasgos tales como la nidificación en cavidades preexistentes, comportamiento solitario y falta de especificidad en la elección del recurso floral (Hernandez *et al.*, 2009; Wilson & Jamieson, 2019). *M. pusilla*, un megaquílido africano que compone la gran mayoría de las observaciones exóticas en este estudio, es una especie solitaria, generalista y nidifica en agujeros preexistentes en troncos y tallos (Alvarez *et al.*, 2012). Estas características la podrían hacer mejor competidora dentro de la ciudad y esto explicaría su mayor abundancia a altos niveles de urbanización. Asimismo, *M. pusilla* es una de las ocho especies de abejas exóticas encontradas en Argentina, principalmente en sitios urbanos (Roig-Alsina, 2006; citada como *M. concinna* en Alvarez *et al.*, 2016). La otra especie exótica registrada en este trabajo, *A. mellifera*, es un insecto eusocial formador de colmenas, por lo que en términos generales no posee los rasgos que la urbanización favorece y no se vería beneficiada por ella. En concordancia con esto, en los resultados de Fitch *et al.* (2019) se observa que la abundancia de *A. mellifera* no mostró relación con la urbanización. Es posible que lo mismo haya ocurrido en este trabajo, y que el incremento en la frecuencia de visitas de exóticos a mayores niveles de urbanización se deba exclusivamente a *M. pusilla*.

Las abejas nativas aquí registradas pertenecen a taxones comúnmente solitarios y que típicamente nidifican en el suelo (familia Halictidae y tribus Augochlorini, Centridini Colletini, Emphorini, Eucerini) o en madera (Tribu Xylocopini), con la excepción de los megaquílidos, que

utilizan una gran variedad de lugares (suelo, madera, tallos y otros tipos de cavidades) (Michener, 2007). Como ya se mencionó anteriormente, la urbanización favorece el comportamiento solitario, a la vez que el incremento del porcentaje de superficie impermeable podría estar perjudicando a las especies que nidifican en el suelo (Dupont *et al.*, 2024). Esta combinación de atributos positivos y negativos para el contexto urbano, que se encontraron en este conjunto de especies, podría explicar por qué se mantiene estable la frecuencia de visitas de nativas a lo largo del gradiente de urbanización. No se dispone de mucha información sobre las plantas huéspedes de estas especies, pero en particular *Svastrides bauni* Jörgensen, la segunda abeja nativa más frecuente en este trabajo, tiene registros únicamente en tres fabáceas, siendo *P. aculeata* una de ellas (Schuh *et al.*, 2010), por lo que podría tratarse de una especie oligolética.

Parkinsonia aculeata muestra una sorprendente capacidad para atraer visitantes florales silvestres incluso en las zonas más urbanizadas de Bahía Blanca. La gran diversidad de especies observada en los censos de visitantes florales a lo largo del gradiente de urbanización es comparable a la registrada por Shankar *et al.* (2017) para la misma leguminosa en zonas naturales y semiurbanas de la región Jammu del noroeste del Himalaya. Estos árboles tienen, por lo tanto, el potencial de convertirse en una importante herramienta para fomentar la conservación de especies nativas de polinizadores dentro de las ciudades, y deben ser considerados en la planeación del arbolado urbano.

Relación del éxito reproductivo con el servicio de polinización y limitación de polen

La bibliografía consultada en van Klinken *et al.* (2009) ubica a *P. aculeata* como dependiente de la polinización por abejas, con visitas registradas de géneros que también se han visto en este trabajo, específicamente *Colletes*, *Centris* y *Apis*. Los resultados del tratamiento de exclusión permiten corroborar esta dependencia, por lo que si existe formación de fruto, muy probablemente se deba a la visita de una o más especies de abejas.

El *fruitset* de *P. aculeata* no aumentó con la urbanización, pese a que esta se relacionó con el incremento en la frecuencia de visitas de abejas exóticas, que implicaría una mayor disponibilidad del servicio de polinización a medida que se avanza por tal gradiente. Este resultado podría sugerir que el servicio de polinización está saturado en los sistemas urbanos. No obstante, se ha reportado la reducción

de la adecuación de las plantas con la disminución en la viabilidad del polen dentro de las ciudades, causada por la contaminación urbana (Talukdar *et al.*, 2018). Aunque no se cuentan con datos de viabilidad de polen, es posible que este proceso esté ocurriendo dentro de la ciudad de estudio, y que se vea compensado por el aumento en la frecuencia de visitas de abejas exóticas. De ser este el caso, la presencia de polinizadores exóticos mejor adaptados a las condiciones de las ciudades podría contribuir a contrarrestar los efectos negativos de la urbanización sobre el éxito reproductivo de las plantas. Por otro lado, la formación de frutos y semillas se vio negativamente afectada por el aislamiento intraespecífico, indicando que el factor decisivo para el éxito reproductivo de esta especie es la presencia de conspecíficos cercanos que provean polen exógamo.

Si bien numerosos estudios han reportado efectos negativos de la urbanización en el servicio de polinización (revisados en: Harrison & Winfree, 2015), por lo general no se han separado los efectos exclusivamente propios de este proceso, de los efectos del aislamiento reproductivo generado por la falta de conspecíficos. Asimismo, el aislamiento es un mecanismo ampliamente sugerido como el causante de la reducción del éxito reproductivo en plantas en sistemas naturales (Aguilar *et al.*, 2006; Kolb & Lindhorst, 2006) y agrícolas (Jacquemyn *et al.*, 2003). En esta tesina se muestra que el mecanismo por el cual la urbanización podría afectar a la adecuación de las plantas, es el aislamiento reproductivo de congéneres que limita la disponibilidad de polen para la fecundación. Entonces, la fragmentación sería el mecanismo por el que las poblaciones de *P. aculeata* reducirían su tamaño.

Depredación pre-dispersión de semillas

El escarabajo bruquino encontrado, *P. germani*, está ampliamente reportado como depredador especialista de semillas de *P. aculeata*, e incluso ha despertado interés como posible controlador biológico para sitios en los que este árbol es invasivo (Briano *et al.*, 2002; Heard, 2006). El modelo predictivo generado en esta tesis de grado indica que la depredación de semillas es cercana a cero para *P. aculeata* no aisladas y ronda el 20% para *P. aculeata* completamente aisladas, es decir, el efecto opuesto al planteado en las predicciones. Esta intensificación de la depredación con el aislamiento podría deberse a un incremento en el número de individuos de *P. germani* sobre la planta ante la escasez del recurso en las inmediaciones. Es decir, una concentración de los escarabajos del sitio en pocos o un

árbol. Sin embargo, debe tomarse en cuenta que para estas *P. aculeata* aisladas la proporción de frutos depredados aumentaría de todos modos por la disminución del *fruitset*, aunque no hubiese cambios en la abundancia de *P. germani* con respecto a sitios menos aislados. Si bien la disminución en la cantidad de frutos, sumada a la pérdida de semillas, podría sugerir que las *P. aculeata* aisladas tienen menores chances de dejar descendencia, el efecto de esta interacción sobre la dinámica poblacional de *P. aculeata* debe ser explorado más a fondo.

La urbanización ha sido reportada como modificadora de las interacciones entre plantas y sus depredadores de semillas (Galfrascoli *et al.*, 2023). No obstante, en esta tesis de grado no se encontró un efecto de la urbanización sobre la depredación de semillas de *P. aculeata*, pese a tratarse de un sistema similar al estudiado por Galfrascoli *et al.* (2023), entre una leguminosa y un bruquino especialista. Esto podría deberse a que en ese estudio, los autores no consideraron el efecto del aislamiento de congéneres. Sin embargo ellos mencionan como posibles causas una menor disponibilidad de huéspedes y/o una sensibilidad de las larvas a las temperaturas elevadas de los centros urbanos, variables que podrían considerarse propias del aislamiento y la urbanización respectivamente. Diversos estudios han reportado una relación robusta entre plantas y sus depredadores de semillas frente a la fragmentación de hábitat (Brudvig *et al.*, 2015; Magrath *et al.*, 2014). Sin embargo, una de las razones a las que se atribuye esto es a la menor especificidad de las relaciones antagónicas, por lo que en este caso deberían plantearse otras explicaciones. La aparente ausencia de relación entre la urbanización y depredación de *P. germani* podría entonces deberse a una capacidad suficiente de dispersión del depredador, o a la resistencia a las diversas formas de contaminación urbana del mismo. Asimismo, la buena conectividad entre los parches de vegetación en los sistemas urbanos, podría estar afectando la abundancia de *P. germani* y la depredación de semillas, como se ha visto con la diversidad de polinizadores (Graffigna *et al.*, 2024). No obstante estas relaciones deben ser investigadas más profundamente para una respuesta concreta.

CONCLUSIÓN

En esta tesis de grado se pudo demostrar el impacto negativo del aislamiento intraespecífico causado por la fragmentación de hábitat en el éxito reproductivo, específicamente en la disminución del

fruitset y *seedset*, y aumento de la depredación de semillas de *P. aculeata*. Esto significa que aquellos individuos más aislados son los que experimentan el menor nivel de éxito reproductivo, debido a que forman menos frutos y menor número de semillas, y a la vez son más depredados. Al contrario de lo esperado, no se observó un reemplazo de visitantes florales nativos por exóticos con el aumento de la urbanización, sino un incremento en la presencia de abejas exóticas acompañado del mantenimiento de la presencia de abejas nativas. Sin embargo, no se descarta un posible impacto de la urbanización en la viabilidad del polen, y sobre otros aspectos de la reproducción de *P. aculeata* que han quedado fuera del alcance de este trabajo, como la dispersión y germinación de semillas, para cuya comprobación hacen falta futuros estudios.

BIBLIOGRAFÍA

- Aguilar, R., Ashworth, L., Galetto, L., & Aizen, M. A. (2006). Plant reproductive susceptibility to habitat fragmentation: review and synthesis through a meta-analysis. *Ecology letters*, 9(8), 968-980.
- Aguilar, R., Quesada, M., Ashworth, L., Herrerias-Diego, Y., & Lobo, J. (2008). Genetic consequences of habitat fragmentation in plant populations: susceptible signals in plant traits and methodological approaches. *Molecular ecology*, 17(24), 5177-5188.
- Alcoforado, M. J. & Andrade, H. (2008). Global Warming and the Urban Heat Island. En Marzluff, J. M., *et al.* (Eds.), *Urban Ecology* (pp. 249-262). Springer, Boston, MA.
- Alvarez, L. J., Lucia, M., Durante, S., Pisonero, J., & Abrahamovich, A. H. (2012). Occurrence of the exotic leafcutter bee *Megachile* (*Eutricharaea*) *concinna* (Hymenoptera: Megachilidae) in southern South America. An accidental introduction?. *Journal of Apicultural Research*, 51(3), 221-226.
- Alvarez, L. J., Lucia, M., Aquino, D. A., Ramello, P. J., & Abrahamovich, A. H. (2016). Nesting biology and associated insect enemies of the exotic leaf cutter bee *Megachile* (*Eutricharaea*) *concinna* (Hymenoptera: Megachilidae) in Argentina. *Journal of Apicultural Research*, 54(4), 305-313.
- Ashman, T. L., Knight, T. M., Steets, J. A., Amarasekare, P., Burd, M., Campbell, D. R., Dudash, M. R., Johnston, M. O., Mazer, S. J., Mitchell, R. J., Morgan, M. T. & Wilson, W. G. (2004). Pollen

- limitation of plant reproduction: ecological and evolutionary causes and consequences. *Ecology*, 85(9), 2408-2421.
- Bates, A. J., Sadler, J. P., Fairbrass, A. J., Falk, S. J., Hale, J. D., & Matthews, T. J. (2011). Changing bee and hoverfly pollinator assemblages along an urban-rural gradient. *PloS one*, 6(8), e23459.
- Bates, D., Machler, M., Bolker, B.M., Walker, S.C. (2015). Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. *Journal of Statistical Software*, 67(1), 1-48.
- Briano, J. A., Cordo, H. A., & Deloach, C. J. (2002). Biology and field observations of *Penthombrachus germaini* (Coleoptera: Bruchidae), a biological control agent for *Parkinsonia aculeata* (Caesalpinaceae). *Biological Control*, 24(3), 292-299.
- Brudvig, L. A., Damschen, E. I., Haddad, N. M., Levey, D. J., & Tewksbury, J. J. (2015). The influence of habitat fragmentation on multiple plant–animal interactions and plant reproduction. *Ecology*, 96(10), 2669-2678.
- Chacoff, N. P., Morales, J. M., & Vaquera, M. D. P. (2004). Efectos de la fragmentación sobre la aborción y depredación de semillas en el Chaco Serrano. *Biotropica*, 36(1), 109-117.
- Crawley, M. J. (2000). Seed predators and plant population dynamics. En M. Fenner (Ed.), *The Ecology of Regeneration in Plant Communities* (pp. 167-182). Wallingford, UK: CAB International.
- Dupont, Y. L., Greve, M. B., Madsen, H. B., Rasmussen, C., Timóteo, S., & Olesen, J. M. (2024). Structure of a metacommunity of urban bees: Species diversity and spatio-temporal modularity. *Basic and Applied Ecology*, 77(1), 45-56.
- Eckert, C. G., Kalisz, S., Geber, M. A., Sargent, R., Elle, E., Cheptou, P. O., Goodwillie, C., Johnston, M. O., Kelly, J. K., Moeller, D. A., Porcher, E., Ree, R. H., Vallejo-Marín, M. & Winn, A. A. (2010). Plant mating systems in a changing world. *Trends in Ecology & Evolution*, 25(1), 35-43.
- Fisogni, A., Hautekèete, N., Piquot, Y., Brun, M., Vanappelghem, C., Michez, D., & Massol, F. (2020). Urbanization drives an early spring for plants but not for pollinators. *Oikos*, 129(11), 1681-1691.
- Fitch, G., Wilson, C. J., Glaum, P., Vaidya, C., Simao, M. C., & Jamieson, M. A. (2019). Does urbanization favour exotic bee species? Implications for the conservation of native bees in cities. *Biology letters*, 15(12), 20190574.

- Fortel, L., Henry, M., Guilbaud, L., Guirao, A. L., Kuhlmann, M., Mouret, H., Rollin, O., & Vaissière, B. E. (2014). Decreasing abundance, increasing diversity and changing structure of the wild bee community (Hymenoptera: Anthophila) along an urbanization gradient. *PloS one*, *9*(8), e104679.
- Fox, J., & Weisberg, S. (2018). *An R companion to applied regression*. Sage publications.
- Galfrascoli, G. M., Calviño, A., Chiapero, A. L., & Fenoglio, M. S. (2023). Living in an urban pod: Seed predation and parasitism of bruchid beetles in a native tree species. *Ecological Entomology*, *48*(1), 31-39.
- Graffigna, S., González-Vaquero, R. A., Torretta, J. P., & Marrero, H. J. (2024). Importance of urban green areas' connectivity for the conservation of pollinators. *Urban Ecosystems*, *27*(2), 417-426.
- Grimm, N. B., Faeth, S. H., Golubiewski, N. E., Redman, C. L., Wu, J., Bai, X., & Briggs, J. M. (2008). Global change and the ecology of cities. *science*, *319*(5864), 756-760.
- Harrison, T., & Winfree, R. (2015). Urban drivers of plant-pollinator interactions. *Functional Ecology*, *29*(7), 879-888.
- Hartig, F. (2022). DHARMA: residual diagnostics for hierarchical (multi-level/mixed) regression models. R package version 0.4.6. <https://CRAN.R-project.org/package=DHARMA>
- Heard, T. A. (2006). Parkinsonia aculeata: surveys for natural enemies, native range ecological studies, and prospects for biological control. En C. Preston, J. H. Watts & N. D. Crossman (Eds.), *Fifteenth Australian Weeds Conference proceedings: managing weeds in a changing climate* (pp. 581-584). Weed Management Society of South Australia Inc.
- Hernandez, J. L., Frankie, G. W., & Thorp, R. W. (2009). Ecology of urban bees: a review of current knowledge and directions for future study. *Cities and the Environment (CATE)*, *2*(1), 3.
- INDEC (2001). Censo Nacional de Población, Hogares y Viviendas 2001. INDEC. CABA, Argentina. URL: <https://www.indec.gob.ar/indec/web/Nivel4-CensoProvincia2001-1-1-06-1-2001>
- INDEC (2010). Censo Nacional de Población, Hogares y Viviendas 2010. INDEC. CABA, Argentina. URL: <https://www.indec.gob.ar/indec/web/Nivel4-CensoProvincia-999-999-06-056-2010>

- INDEC (2023). Censo Nacional de Población, Hogares y Viviendas 2022. Resultados definitivos. INDEC. CABA, Argentina.
- Jacquemyn, H., Van Rossum, F., Brys, R., Endels, P., Hermy, M., Triest, L., & De Blust, G. (2003). Effects of agricultural land use and fragmentation on genetics, demography and population persistence of the rare *Primula vulgaris*, and implications for conservation. *Belgian Journal of Botany*, *136*(1), 5-22.
- Kolb, A., & Lindhorst, S. (2006). Forest fragmentation and plant reproductive success: a case study in four perennial herbs. *Plant Ecology*, *185*(2), 209-220.
- Kolb, A., Ehrlen, J., & Eriksson, O. (2007). Ecological and evolutionary consequences of spatial and temporal variation in pre-dispersal seed predation. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, *9*(2), 79-100.
- Lázaro, A., & Traveset, A. (2006). Reproductive success of the endangered shrub *Buxus balearica* Lam.(Buxaceae): pollen limitation, and inbreeding and outbreeding depression. *Plant Systematics and Evolution*, *261*(1), 117-128.
- Lewis, O. T., & Gripenberg, S. (2008). Insect seed predators and environmental change. *Journal of applied ecology*, *45*(6), 1593-1599.
- Liang, H., He, Y. D., Theodorou, P., & Yang, C. F. (2023). The effects of urbanization on pollinators and pollination: A meta-analysis. *Ecology Letters*, *26*(9), 1629-1642.
- Magrath, A., Laurance, W. F., Larrinaga, A. R., & Santamaria, L. (2014). Meta-analysis of the effects of forest fragmentation on interspecific interactions. *Conservation Biology*, *28*(5), 1342-1348.
- Martínez, L. C., Haedo, J. P., & Marrero, H. J. (2021). ¿Las plantas exóticas leñosas dependen de los polinizadores para reproducirse? Un estudio de caso en las Sierras de la Ventana (Argentina). *Ecología Austral*, *31*(1), 17-28.
- Michener, C. D. (2007). *The Bees of the World* (2nd ed.). The Johns Hopkins University Press. Baltimore, USA.
- Östergård, H., & Ehrlén, J. (2005). Among population variation in specialist and generalist seed predation—the importance of host plant distribution, alternative hosts and environmental variation. *Oikos*, *111*(1), 39-46.

- R Core Team (2024). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL: <https://www.Rproject.org/>.
- Roig-Alsina, A. (2006). *Hylaeus punctatus* (Brulle (Colletidae), a palaeartic bee long established in south America. *Journal of Hymenoptera Research*, 15(2), 286-289.
- Romão, M. V. V., & Mansano, V. D. F. (2021). Taxonomic review of the species of *Parkinsonia* (Leguminosae, Caesalpinioideae) from the Americas. *Rodriguésia*, 72(1), e01962020.
- Sanhueza, C., Germain, P., Zapperi, G., Cuevas, C., Damiani, M., Piovan, M. J., Tizón, R., & Loydi, A. (2014). *Plantas nativas de Bahía Blanca y sus alrededores*. Tellus (Asociación Conservacionista del Sur), Bahía Blanca, Buenos Aires, Argentina.
- Saunders, D. A., Hobbs, R. J., & Margules, C. R. (1991). Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation biology*, 5(1), 18-32.
- Schuh, R.T., Hewson-Smith S., & Ascher J.S. (2010). Specimen databases: A case study in entomology using web-based software. *American Entomologist*, 56(1), 206-216.
- Shankar, U., Abrol, D. P., Chatterjee, D., & Rizvi, S. E. H. (2017). Diversity of native bees on *Parkinsonia aculeata* L. in Jammu region of North-West Himalaya. *Tropical Ecology*, 58(1), 211-215.
- Talukdar, P., Ghosh, N., Malik, S., & Rahaman, C. A. (2018). Effect of air pollution on plant growth and pollen viability. *World Scientific News*, 109(1), 131-142.
- van Klinken, R. D., Campbell, S. D., Heard, T. A., McKenzie, J., & March, N. (2009). The biology of Australian weeds: 54. *Parkinsonia aculeata* L. *Plant Protection Quarterly*, 24(3), 100-117.
- Wilson, C. J., & Jamieson, M. A. (2019). The effects of urbanization on bee communities depends on floral resource availability and bee functional traits. *PloS one*, 14(12), e0225852.
- Winfrey, R., Bartomeus, I., & Cariveau, D. P. (2011). Native pollinators in anthropogenic habitats. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 42(1), 1-22.
- Zurbuchen, A., Landert, L., Kläiber, J., Müller, A., Hein, S., & Dorn, S. (2010). Maximum foraging ranges in solitary bees: only few individuals have the capability to cover long foraging distances. *Biological Conservation*, 143(3), 669-676.

Zuur, A. F., Ieno, E. N., Walker, N. J., Saveliev, A. A., & Smith, G. M. (2009). *Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R*. Springer Science & Business Media. New York, USA.