



**Universidad Nacional del Comahue
Centro Regional Universitario Bariloche**

**RECURSOS FLORALES Y PESTICIDAS EN EL PAISAJE Y SU
INFLUENCIA EN LA APICULTURA: UN ABORDAJE A DISTINTAS
ESCALAS ESPACIALES**

Trabajo de Tesis para optar al Título de Doctora en Biología

Lic. Grecia Stefanía de Groot

Directora: Dra. Carolina Laura Morales

Codirector: Dr. Marcelo Adrián Aizen

2023



Lago Puelo, Chubut



Pergamino, Buenos Aires

A Stella Maris Travado y Guillermo Adrián de Groot

Agradecimientos

A mis viejos, Steli y Guille, por darme todo, por confiar en mí y alentarme a seguir creciendo y aprendiendo cada día. Por estar siempre conmigo, acompañándome en la cercanía y en también en la distancia. Por ser quienes son y dar siempre lo mejor. Por su amor infinito.

A Caro Morales, por ser una directora de lujo, pero sobre todo una amiga y una persona en quién confiar. Por su pensamiento crítico y desprejuiciado. Por su comprensión y su humanidad. Por confiar en mí y alentarme a seguir adelante, y ayudarme a lograrlo.

A Marcelo Aizen, por abrirme las puertas de su familia, el Grupo EcoPol, por su generosidad y su guía en este camino.

A mi hermana Jési, por ser mi compañera de vida, en las buenas y en las malas.

A mi abuela, la Noni, por creer en mí y ayudarme en cada nueva etapa de la vida.

A Pato Padra, por su amor y su compañía cálida y comprensiva. Por ayudarme a ver las cosas de nuevas maneras y seguir apostando a crecer juntos.

A Dani Gonzalez y Leti Torres, por llegar a mi vida en el momento indicado y bancarme en los momentos difíciles. Por ser las hermosas mujeres que son.

A Pablo Hünicken, por acompañarme en los momentos laborales difíciles, y por darme su mirada crítica siempre que la necesité.

A Silvia Martinez, 'Willy' Huerta, Ariel Mayoral y Milton Gómez por enseñarme con pasión sobre la belleza de la apicultura.

A Milton Gómez por acompañarme durante dos años en el arduo trabajo de campo en la Comarca Andina. Por permitirme compartir ese bello lugar que habitan con su familia, por tantas charlas políticas y de la vida.

A Suyai Svampa, por compartir su conocimiento sobre plantas conmigo y ayudarme en el trabajo de campo, y por la bella persona que es.

A Ella Soderberg por su ayuda en el procesamiento de muestras y trabajo de campo.

A la Asociación Apícola de la Comarca y sus integrantes, por confiar en mí y permitirme trabajar en sus colmenas.

A cada integrante del grupo EcoPol, por permitirme ser parte de esta hermosa familia y ayudarme siempre que lo necesité.

A cada integrante del Laboratorio Ecotono, por compartir cada día, por las charlas de pasillo, por compartir sus visiones, porque en la diversidad está la riqueza.

A la Universidad Nacional del Comahue; al INIBIOMA; al INTA-Bariloche e INTA-Bolsón; al INTI-Neuquen, especialmente a Josefina Winter; a los Parques Nacionales Nahuel Huapi, Lanin y Lago Puelo, por su apoyo institucional cada vez que lo necesité.

Índice

Resumen.....	1
Abstract.....	4
Lista de Tablas y Figuras.....	6
Publicaciones derivadas de esta tesis.....	11
Capítulo 1 - Introducción general.....	12
1.1. Aspectos generales.....	13
1.2. La apicultura como actividad socio-económica y su vínculo con la agricultura.....	14
1.3. Apicultura en América Latina y Argentina.....	16
1.4. Organización de la tesis.....	18
1.5. <i>Apis mellifera</i> L.....	19
1.5.1. Ciclo de vida.....	19
1.5.2. Alimentación y forrajeo.....	20
1.5.3. Factores de estrés.....	22
1.5.3.1. Falta de alimento y desnutrición.....	22
1.5.3.2. Pesticidas.....	24
1.6. Objetivos.....	26
1.6.1. Objetivo general.....	26
1.6.2. Objetivos específicos.....	26
Capítulo 2 - Recursos florales disponibles en un paisaje heterogéneo.....	28
2.1. Introducción.....	29
2.2. Materiales y métodos.....	33
2.2.1. Área de estudio.....	33
2.2.2. Especies melíferas de la región Andino-Norpatagónica.....	36
2.2.3. Disponibilidad espacial.....	37
2.2.4. Disponibilidad temporal.....	38
2.3. Resultados.....	39
2.3.1. Especies melíferas de la región Andino Norpatagónica.....	39
2.3.2. Disponibilidad espacial.....	40
2.3.3. Disponibilidad temporal.....	44
2.4. Discusión.....	45
2.4.1. Alcances y limitaciones del enfoque.....	49

2.4.2. Implicancias para un manejo apícola sustentable.....	49
2.5. Conclusiones.....	51
Anexo - Capítulo 2.....	52
Capítulo 3 - Relación entre los recursos florales disponibles y la presencia de pesticidas en mieles en un paisaje heterogéneo.....	71
3.1. Introducción.....	72
3.2. Materiales y métodos.....	74
3.2.1. Área de estudio.....	74
3.2.2. Recolección de muestras.....	75
3.2.3. Análisis de pesticidas en mieles.....	76
3.2.3.1. Extracción de pesticidas de las muestras de miel.....	78
3.2.3.2. Condiciones cromatográficas.....	78
3.2.3.3. Cuantificación.....	79
3.2.3.4. Evaluación cuantitativa.....	79
3.2.4. Estado legal de los pesticidas.....	79
3.2.5. Análisis melisopalinológico.....	80
3.2.6. Análisis de datos.....	80
3.3. Resultados.....	80
3.3.1. Residuos de pesticidas.....	80
3.3.2. Diversidad de polen.....	81
3.4. Discusión.....	83
3.4.1. Identidad de los pesticidas y legislación.....	83
3.4.2. Límites Máximos Residuales en miel.....	84
3.4.3. Posible relación entre pesticidas y recursos florales.....	85
3.5. Conclusión.....	87
Anexo - Capítulo 3.....	89
Capítulo 4 - Rendimiento apícola en un paisaje homogéneo y su potencial relación con la oferta de recursos florales y el uso de pesticidas.....	93
4.1. Introducción.....	94
4.2. Materiales y métodos.....	98
4.3. Resultados.....	102
4.4. Discusión.....	107
4.5. Conclusiones.....	112
Anexo - Capítulo 4.....	114

Capítulo 5 - Uso de pesticidas peligrosos en la agricultura latinoamericana.....	130
5.1. Introducción.....	131
5.2. Materiales y métodos.....	136
5.2.1. Recopilación de datos.....	136
5.2.2. Análisis estadístico.....	140
5.3. Resultados.....	141
5.3.1. Ingredientes activos aprobados en los cultivos seleccionados de América Latina.....	141
5.3.2. Ingredientes activos no aprobados en la Unión Europea.....	145
5.3.3. Ingredientes activos diferenciados por organismo objetivo.....	147
5.3.4. Ingredientes activos prohibidos en América Latina.....	148
5.3.5. Modelos estadísticos.....	151
5.4. Discusión.....	153
5.5. Conclusiones.....	159
Anexo - Capítulo 5.....	161
Capitulo 6 - Discusión general.....	168
6.1. Síntesis y discusión de los principales resultados.....	169
6.2. Implicancias locales.....	174
6.3. Implicancias regionales y globales.....	177
6.4. Conclusiones.....	179
Bibliografía.....	181
Publicación de respaldo.....	218

Resumen

La apicultura es una actividad de importancia para la producción de alimentos en todo el mundo y que está basada principalmente en una sola especie de abeja, *Apis mellifera* L., la abeja de distribución más extendida a nivel mundial. La actividad apícola permite producir miel y brindar servicios de polinización sobre numerosos cultivos, constituyendo un motor de desarrollo de economías locales y regionales. Existen factores de estrés sobre *A. mellifera* que contribuyen a la pérdida de colmenas en todo el mundo, entre los cuales se pueden mencionar la falta de recursos alimenticios por los cambios en el uso del suelo, el uso masivo de pesticidas, la presencia de enfermedades y patógenos, entre otros. En particular, la agricultura industrial genera transformaciones en el paisaje a gran escala e incorpora muchos de los factores de estrés que son perjudiciales para la apicultura. América Latina es una región con gran desarrollo de la apicultura, con una importante participación en la producción y exportación de miel a nivel mundial. La actividad se practica en toda la región con más de 8 millones de colmenas productivas. Argentina, uno de los cinco principales productores y exportadores de miel del mundo, experimenta en las últimas décadas, signos críticos de disminución tanto de la producción como del rendimiento de miel por colmena. El aumento de la superficie cultivada con soja y la intensificación convencional de su cultivo en la región Pampeana, la principal región apícola del país, han sido señalados como la causa más importante del retroceso de la apicultura, escenario que ha favorecido el desarrollo de otras regiones apícolas con características ambientales más saludables para las abejas y para la producción de miel. Entre ellas se encuentra la región Andino-Norpatagónica, donde la apicultura se desarrolla a pequeña escala en un entorno semi-natural y con bajo o nulo agregado de aportes externos para la producción agrícola. El objetivo general de esta tesis fue caracterizar la disponibilidad de recursos alimenticios para *Apis mellifera* y la presencia de pesticidas, asociados a distintas prácticas agrícolas y usos del suelo, a distintas escalas espaciales, y evaluar sus posibles impactos sobre la apicultura. A escala regional o subcontinental, evalué las regulaciones existentes sobre pesticidas utilizados en agricultura en América Latina, y las comparé con la Unión Europea, que posee una de las legislaciones más

estrictas del mundo en relación a la protección de polinizadores y del ambiente. A escala nacional, en un contexto de expansión de la agricultura industrial, evalué el aumento de la superficie cultivada con soja como potencial factor causal de las tendencias de disminución en la producción y rendimiento de miel en Argentina. A escala local, en un entorno productivo de agricultura mayormente familiar, orgánico y de pequeña escala, evalué la disponibilidad espacio-temporal de recursos florales para *A. mellifera* y la presencia de pesticidas en mieles de la región Andino-Norpatagónica. Encontré que aproximadamente el 50% de los pesticidas aprobados en América Latina para su uso en agricultura no están aprobados en la Unión Europea, ya sea por su peligrosidad para la salud humana o para el ambiente. Por otra parte, comprobé las predicciones respecto a la asociación entre el aumento del área cultivada de soja y la disminución del rendimiento de miel a escala anual e inter-anual, en Argentina. En la región Andino-Norpatagónica, registré 254 especies (55% exóticas vs. 45% nativas) melíferas entre más de 1000 especies vegetales disponibles en la región, con la mayor riqueza de especies melíferas en áreas urbanas, en su mayoría exóticas, y en la estepa patagónica y vegetación riparia, en este caso mayormente nativas. La mayor riqueza de especies en flor ocurre entre diciembre y enero. Mediante el análisis de mieles producidas en la región, identifiqué la presencia de cuatro ingredientes activos de pesticidas en el 70% de las muestras analizadas, en algunos casos en concentraciones mayores a los Límites Máximos Residuales admitidos en mieles. Estos hallazgos dan apoyo a la hipótesis de que la intensificación convencional de la agricultura acrecentó la incidencia de factores de estrés para *A. mellifera* y también para otras abejas, a las distintas escalas espaciales analizadas. Incluso, muestra que ciertas prácticas asociadas a la intensificación convencional de la agricultura, como el uso de pesticidas, pueden replicarse en entornos donde predominan formas de producción no convencionales, como en la región Andino-Norpatagónica. Este escenario perjudica el desarrollo de la apicultura y pone en riesgo tanto la seguridad y soberanía alimentarias, como el derecho a un ambiente sano para la humanidad, y en particular para nuestro país y la región latinoamericana. Asimismo, plantea la urgencia de transformar las

prácticas agrícolas tal que permitan producir alimentos sin comprometer por ello la biodiversidad, el ambiente y la salud.

Abstract

Beekeeping is an important activity for food production worldwide, which is based on the domestication of *Apis mellifera* L., the most widely distributed bee in the world. Beekeeping allows the production of honey and provides pollination services for many crops, being a driving force for the development of local and regional economies. There are many stressors on *A. mellifera* that contribute to the loss of hives around the world, including lack of food resources due to changes in land use, massive use of pesticides, and the presence of diseases and pathogens, among others. In particular, industrial agriculture generates large-scale transformations in the landscape and incorporates many of the stressors that are detrimental to beekeeping. Latin America is a region with a great development of beekeeping, along with an important participation in the production and export of honey worldwide. The activity is practiced throughout the region with more than 8 million productive hives. Argentina, one of the five main world honey producers and exporters, has experienced critical signs of decline in recent decades, both in total production and per-hive productivity. The increase in the area cultivated with soybean and the conventional intensification of its cultivation in the Pampas, the main beekeeping region of the country, have been pointed out as the most important cause of the decline in beekeeping. This scenario that has favoured the development of other beekeeping regions with healthier environmental characteristics for bees and for honey production. Among them is the Northwestern Andean region, where beekeeping is developed on a small scale in a semi-natural environment and with little or no external inputs for agricultural production. The general objectives of this thesis were to characterize the availability of food resources for *Apis mellifera* and the presence of pesticides, associated with different agricultural practices and land uses, at different spatial scales, and to evaluate their possible impacts on beekeeping. At the regional or subcontinental scale, I evaluated existing regulations on pesticides used in agriculture in Latin America, and compared them with the European Union, which has one of the strictest legislations in the world related to the protection of pollinators and the environment. On a national scale, in a context of expansion of industrial agriculture, I evaluated the increase in the area cultivated with soybean as a potential cause of the

declining trends in honey production and yields in Argentina. At the local scale, in a mostly family, organic and small-scale agricultural production environment, I evaluated the spatio-temporal availability of floral resources for *A. mellifera* and the presence of pesticides in honeys from the Northwestern Andean region. I found that ca. 50% of the pesticides approved in Latin America for use in agriculture are not approved in the European Union, either because of the hazards they pose to human health or to the environment. On the other hand, I checked the predictions regarding the association between the increase in soybean cultivated area and the decrease in honey yield on an annual and inter-annual scale, in Argentina. In the Northwestern Andean region, I recorded 254 melliferous species (55% exotic vs. 45% native) among more than 1000 plant species available, with the highest richness in urban areas, mostly exotic, and in the Patagonian steppe and riparian vegetation, in this case mostly native. I also found the highest richness of flowering species occurs between December and January. Through the analysis of honeys produced in the region, I identified the presence of four active ingredients of pesticides in 70% of the samples analyzed, in some cases in concentrations higher than the Maximum Residual Limits allowed in honeys. These findings are evidence that conventional intensification of agriculture increased the incidence of stressors for *A. mellifera* and also for other bees, at the different spatial scales analyzed. It even shows that certain practices associated with conventional agricultural intensification, such as the use of pesticides, can be replicated in environments where non-conventional forms of production predominate, as in the Northwestern Andean region. This scenario is detrimental to the development of beekeeping and jeopardizes food security and sovereignty, as well as the right to a healthy environment for humanity, particularly for our country and the Latin American region. It also raises the urgency of transforming agricultural practices in order to produce food without compromising biodiversity, the environment and health.

Lista de Tablas y Figuras

Figura 2.1. Región Andino-Norpatagónica, Argentina.

Figura 2.2: Familias botánicas con mayor número de especies totales utilizadas por *Apis mellifera* en la región Andino-Norpatagónica.

Figura 2.3. Riqueza de especies melíferas en la región Andino-Norpatagónica por comunidad vegetal.

Figura 2.4. Unidades de flora melífera de la región Andino-Norpatagónica.

Tabla 2.1. Hábitos y recursos melíferos de las especies presentes en las unidades de flora melífera de la región Andino-Norpatagónica.

Figura 2.5. Curvas de floración de especies melíferas nativas, exóticas y totales de la región Andino-Norpatagónica.

Tabla A2.1: Probabilidad de ocurrencia de las expresiones cualitativas respecto a la presencia-ausencia de una determinada especie melífera en una comunidad vegetal.

Tabla A2.2: Unidades de vegetación melífera y las comunidades vegetales/tipos de ambientes que representan.

Tabla A2.3. Glosario de nombres científicos y comunes de las especies melíferas de la región Andino-Norpatagónica argentina.

Figura A2.1: Fenología de floración de especies melíferas nativas en la región Andino-Norpatagónica.

Figura A2.2: Fenología de floración de especies melíferas exóticas en la región Andino-Norpatagónica.

Figura A2.3: Fenología de floración de las especies melíferas nativas presentes en la unidad antrópica.

Figura A2.4: Fenología de floración de las especies melíferas exóticas presentes en la unidad antrópica.

Figura A2.5: Fenología de floración de las especies melíferas exóticas presentes en la unidad arboledas.

Figura A2.6: Fenología de floración de las especies melíferas nativas presentes en la unidad árida.

Figura A2.7: Fenología de floración de las especies melíferas exóticas presentes en la unidad árida.

Figura A2.8: Fenología de floración de las especies melíferas nativas presentes en la unidad bosque húmedo.

Figura A2.9: Fenología de floración de las especies melíferas exóticas presentes en la unidad bosque húmedo.

Figura A2.10: Fenología de floración de las especies melíferas nativas presentes en la unidad bosque xérico.

Figura A2.11: Fenología de floración de las especies melíferas exóticas presentes en la unidad bosque xérico.

Figura A2.12: Fenología de floración de las especies melíferas nativas presentes en la unidad herbáceas.

Figura A2.13: Fenología de floración de las especies melíferas exóticas presentes en la unidad herbáceas.

Figura A2.14: Fenología de floración de las especies melíferas nativas presentes en la unidad húmeda.

Figura A2.15: Fenología de floración de las especies melíferas exóticas presentes en la unidad húmeda.

Figura A2.16: Fenología de floración de las especies melíferas nativas presentes en la unidad setos.

Figura A2.17: Fenología de floración de las especies melíferas exóticas presentes en la unidad setos.

Figura A2.18: Fenología de floración de las especies melíferas nativas presentes en la unidad turbera.

Figura 3.1: Ubicación de los sitios de muestreo en la Comarca Andina del paralelo 42, dentro de la región Andino-Norpatagónica argentina.

Figura 3.2. Número de residuos de pesticidas en relación al índice H de Shannon de los perfiles polínicos en muestras de miel.

Tabla 3.1. Pesticidas detectados en las 10 muestras de miel recolectadas en la Comarca Andina del paralelo 42 en 2014, reglamentación en Argentina y la Unión Europea (UE), y toxicidad.

Tabla A3.1. Lista de pesticidas analizados.

Tabla A3.2. Pesticidas (mg/kg) detectados en muestras de miel.

Tabla A3.3. Análisis melisopalinológicos de cada muestra de miel.

Figura 4.1. Tendencias a largo plazo de la expansión del cultivo de soja y de la actividad apícola en Argentina.

Figura 4.2. Regresiones segmentadas de (a) superficie de soja y (b) rendimiento de miel en función del tiempo.

Figura 4.3. Regresiones de los residuos de rendimiento de miel respecto a los residuos de área de soja antes y después de la implementación de la agricultura industrial asociada al cultivo de soja transgénica en Argentina.

Figura 4.4. Modelo causal evaluado para los períodos previo y posterior a la implementación de la agricultura industrial asociada al cultivo de soja en Argentina, respectivamente.

Figura A4.1. Datos anuales de FAO y Argentina (ARG) y diferencia porcentual entre estos valores (Tabla A4.1) para (a) superficie de soja, (b) producción de miel y (c) número de colmenas desde 1961 hasta 2016.

Figura A4.2. Datos del número de colmenas utilizados para ajustar el modelo aditivo.

Tabla A4.1. Datos de superficie cultivada de soja, producción de miel y número de colmenas en Argentina entre 1961 y 2016 según fuentes oficiales y no oficiales, y porcentaje de diferencia entre las fuentes.

Tabla A4.2. Datos de número de colmenas en Argentina entre 1961 y 2016 según fuentes oficiales y no oficiales.

Tabla A4.3. Datos utilizados para los análisis respecto a las variables agrícolas y apícolas en estudio.

Tabla A4.4. Conjunto de datos estandarizados utilizados para probar el modelo causal para el período 1975-1995.

Tabla A4.5. Conjunto de datos estandarizados utilizados para probar el modelo causal para el período 1996-2016.

Figura 5.1. Número total de ingredientes activos aprobados en ocho países de América Latina, sobre 10 cultivos seleccionados, y proporción de los mismos no aprobados en la Unión Europea.

Figura 5.2. Área cultivada y volumen aplicado de pesticidas (total), insecticidas, herbicidas y fungicidas, a lo largo del tiempo, para cada país de América Latina evaluado.

Tabla 5.1. Clasificación de toxicidad de los ingredientes activos aprobados en los ocho países evaluados de América Latina según la Organización Mundial de la Salud (OMS).

Figura 5.3. Número total de ingredientes activos aprobados en cada país diferenciados por cultivo, y número de ellos que no están aprobados en la Unión Europea.

Figura 5.4: Número total de ingredientes activos aprobados por país de América Latina, diferenciados por organismo objetivo.

Tabla 5.2. Número de ingredientes activos prohibidos en países de América Latina, número de ellos incluidos en el Convenio de Rotterdam y número de dichos ingredientes activos aprobados y prohibidos en la Unión Europea.

Figura 5.5 Valores estimados, a partir de los modelos aleatorios, del número de ingredientes activos aprobados en América Latina, y número y proporción de los mismos no aprobados en la Unión Europea, diferenciados por país y cultivo.

Tabla A5.1. Fuentes de acceso público consultadas sobre pesticidas autorizados para su uso sobre 10 cultivos seleccionados en cada país de América Latina relevado.

Tabla A5.2. Porcentaje de superficie cosechada, relativa a la superficie agrícola total, de 10 cultivos primarios durante 2019 según la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO).

Tabla A5.3. Producción bruta (tn) de 10 cultivos durante 2019 según la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO).

Tabla A5.4. Conjunto de datos utilizados en los análisis estadísticos.

Publicaciones derivadas de esta tesis

de Groot, G. S., Svampa, S., Aizen, M. A., Schmucki, R., Morales, C. L.
Disponibilidad espacio-temporal de recursos melíferos en la región Andino-
Norpatagónica, Argentina. En prensa. *Ecología Austral* (ISSN en línea: 0327-
5477)

de Groot, G. S., Svampa, S., Aizen, M. A., Schmucki, R., Morales, C. L.
(2023). Flora melífera de la región Andino-Norpatagónica argentina. Consejo
Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas. (dataset).
<http://hdl.handle.net/11336/183231>

Bogo, G., **de Groot, G. S.**, Medici, S., Winter, J., Aizen, M. A. y Morales, C. L.
(2023). Honeys from Patagonia reveal notable pesticide residues in small-
scale agricultural landscapes. *International Journal of Pest Management*.
<https://doi.org/10.1080/09670874.2023.2185313>

de Groot, G. S., Aizen, M. A., Sáez, A., & Morales, C. L. (2021). Large-scale
monoculture reduces honey yield: The case of soybean expansion in
Argentina. *Agriculture, ecosystems & environment*, 306, 107203.
<https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.107203>

Capítulo 1

Introducción general

1.1. Aspectos generales

La apicultura es una actividad de importancia para la producción de alimentos en todo el mundo y está basada principalmente en una sola especie de abeja, *Apis mellifera* L., la abeja de distribución más extendida a nivel mundial. Su éxito radica en los beneficios que genera y que la humanidad ha sabido aprovechar, tanto la producción de miel y otros productos elaborados por la colonia, como también el servicio de polinización que brinda sobre numerosos cultivos. *Apis mellifera* es originaria de África, Europa y el oeste de Asia (Michener 2000), existiendo actualmente 33 subespecies (Ilyasov et al., 2020). A diferencia de otras abejas sociales del mismo género que habitan expuestas sobre ramas de árboles, como *A. dorsata* y *A. florea*, *A. mellifera* anida naturalmente en cavidades de árboles (Crane 1999). Dicha característica ha sido clave en el proceso de domesticación en estructuras artificiales (i.e., colmenas) creadas especialmente para su cría y mantenimiento, así como para su traslado hacia sitios con floraciones de interés productivo. Si bien existen en el mundo al menos otras ocho especies de abejas dentro del género *Apis* que producen miel (Matias et al., 2017), *A. mellifera* se destacó por su capacidad de almacenar una mayor cantidad de reservas de miel (Michener 2000).

Desde los orígenes de la apicultura, tanto la práctica como el conocimiento de la biología de la especie favorecieron el desarrollo de la actividad. Al mismo tiempo, alteraron la evolución de la especie e incrementaron su importancia en la agricultura (Gupta et al., 2014). La demanda de miel (Crane 1990) y especialmente de servicios de polinización (Free 1993) en un mundo donde la agricultura dedica cada vez más superficie a cultivos dependientes de polinizadores (Aizen et al., 2008a; Aizen & Harder 2009a), abrieron las puertas al desarrollo de la apicultura industrial (i.e., alta densidad de colmenas por unidad de superficie, transporte masivo de colmenas a floraciones de interés). Esto habilitó la expansión de *A. mellifera* hacia nuevos hábitats, en contextos que generaron factores de estrés con efectos negativos en su alimentación, estado sanitario y productividad.

La declinación de polinizadores (Potts et al., 2016a) y la pérdida de colmenas de *A. mellifera* (Neumann & Creck 2010; Requier et al., 2018a) a

nivel global tienen factores en común (Steinhauer et al., 2018). Si bien no existe una única causa, los cambios en el uso del suelo y la intensificación de la agricultura convencional, íntimamente ligada a la apicultura, están señalados entre los motivos más importantes (Potts et al., 2010a; Goulson et al., 2015). En el caso de *A. mellifera*, un ejemplo paradigmático de las últimas décadas es el despoblamiento de colmenas, un síndrome conocido como el Desorden de Colapso de Colmenas (DCC o 'Colony Collapse Disorder (CCD)' en inglés). En dicho desorden, la población de abejas adultas desaparece casi completamente de forma repentina, sin evidencia de una carga elevada de patógenos o enfermedades, mientras que en la colmena permanecen la cría y las reservas de alimento (van Engelsdorp et al., 2009). La causa del DCC con mayor consenso en la comunidad científica es la multiplicidad de factores de estrés a los cuales *A. mellifera* está expuesta. En esta tesis exploré dos factores de estrés para las colmenas de *A. mellifera* relacionados con los agroecosistemas en los que se desarrolla la apicultura en la actualidad: la disponibilidad de recursos florales y la presencia de pesticidas, considerando al paisaje como proveedor de dichos factores.

1.2. La apicultura como actividad socio-económica y su vínculo con la agricultura

La apicultura es uno de los métodos más antiguos de producción de alimentos (Gupta et al., 2014, Crane 1999). Antiguas pinturas sobre rocas dan cuenta de la interacción entre el ser humano y las abejas desde hace miles de años, cuando se practicaba la caza de miel (o 'honey hunting' en inglés) (Crane 1999). En la actualidad, la actividad consiste en la cría y mantenimiento de colonias de *A. mellifera* en colmenas, donde la especie se reproduce y almacena alimentos en forma de miel y pan de polen. Dichas reservas son utilizadas por la colonia en épocas de condiciones climáticas extremas que impiden el forrajeo (i.e. lluvias, bajas temperaturas), o de escasez de alimento en el entorno (Seeley 1985). Asimismo, las reservas de alimento pueden ser cosechadas, junto con otros productos, como cera y propóleos, para su aprovechamiento por el ser humano. Actualmente, la apicultura se practica en más de 100 países de todos los continentes,

excepto La Antártida, con más de 110 millones de colmenas productivas en todo el mundo (FAOSTAT 2023).

Existen numerosos beneficios que brinda la apicultura como fuente para el desarrollo socio-económico local y regional. Entre ellas, se puede destacar que *A. mellifera* es una especie cosmopolita que puede ser obtenida localmente; es una actividad con una inversión inicial relativamente pequeña en comparación con otras actividades económicas; los insumos necesarios (e.g. colmenas, ropa de protección) pueden ser producidos localmente; no requiere la tenencia de tierra, a la vez que tiene muy bajos requerimientos de espacio para el establecimiento de las colmenas; puede realizarse como una actividad económica complementaria; puede desarrollarse como una actividad familiar sin distinción de género, a la vez que provee de alimentos saludables y medicina (Gupta et al., 2014). Asimismo, constituye una importante herramienta de desarrollo rural, contribuyendo al desarrollo de economías regionales y favoreciendo el asociativismo entre pequeños y medianos productores (Gupta et al., 2014).

La apicultura se encuentra usualmente vinculada a la agricultura, generando beneficios para ambas actividades productivas. No obstante, como veremos en esta tesis, la agricultura expone a la apicultura a factores estresantes. En cuanto a su rol en la agricultura, *A. mellifera* brinda servicios de polinización en diversos cultivos. Es preferida por su elevada abundancia, preferencia floral generalista, amplia distribución geográfica y fácil manejo y transporte de colmenas (i.e. trashumancia) (Tautz 1989; Potts et al., 2010b). Desde el punto de vista apícola, una de las ventajas de transportar colmenas a cultivos en flor, es que éstos representan una fuente abundante y condensada de alimento para la colmena. Al mismo tiempo, al focalizar el forrajeo en uno o pocos cultivos, se pueden cosechar mieles monoflorales, es decir aquellas cuya composición palinológica (i.e. granos de polen contenidos en la miel) tiene como mínimo un 45% de una única especie vegetal (Louveaux et al., 1978). Estas mieles tienen características organolépticas particulares, determinadas por la especie principal, que las hacen más preferidas por ciertos consumidores, por lo que tienen actualmente un mayor valor de mercado que las mieles poli- o multiflorales (Machado et al., 2020).

Debido a su contribución a la polinización de cultivos y flora silvestre, la apicultura ha sido comúnmente considerada como una actividad sustentable (Geldmann & Gonzalez-Varo 2018). Tal es así que muchos países carecen de legislación específica para regular la actividad, e incluso es promovida en áreas protegidas de distintos lugares del mundo (Valido et al., 2014). Sin embargo, su manejo a escala local y regional debe ser cuidadosamente evaluado para evitar impactos negativos sobre especies de polinizadores nativos (Mallinger et al., 2017). Elevadas densidades de *A. mellifera* pueden reducir la disponibilidad local de polen y néctar (Torné-Noguera et al., 2015), reducir la diversidad de polinizadores nativos (Valido et al., 2014), y afectar la reproducción de plantas nativas (Aizen et al., 2014). Es por ello que profundizar en la comprensión del uso de los recursos disponibles por parte de *A. mellifera*, contribuye al desarrollo de una apicultura realmente sustentable y adaptada a las condiciones de cada región donde se realiza.

1.3. Apicultura en América Latina y Argentina

Se estima que la introducción de *A. mellifera* en el continente americano para la producción de miel ocurrió en el siglo XVII (Requier 2019). En primera instancia, dicha introducción incluyó varias subespecies europeas que se adaptaron bien al norte y centro del continente (e.g., *A. m. carnica*, *A. m. iberica*, *A. m. ligustica*, *A. m. mellifera*). Sin embargo, en la región tropical su desempeño no fue el esperado. Por ello, a mediados del siglo XX se introdujo la subespecie africana *A. m. scutellata* en Brasil para mejorar los rendimientos de miel en las zonas tropicales y subtropicales. Si bien existieron esfuerzos internacionales por contener la dispersión de la subespecie africana, ha logrado expandirse a casi todos los países de la región, dando lugar a una invasión biológica de proporciones únicas (Schneider et al., 2004).

América Latina es una región con gran desarrollo de la apicultura, junto con una importante participación en la producción y exportación de miel a nivel mundial. La actividad se practica en toda la región con más de 8 millones de colmenas productivas. La producción regional ronda las 250.000 tn, el 13% de la producción mundial actual, de las cuales se exportan

aproximadamente 150.000 tn anuales que representan cerca del 20% del mercado internacional (FAOSTAT 2023). En la región destacan Argentina, México y Brasil dentro de los 30 países del mundo con mayor número de colmenas productivas, producción y exportación de miel, seguidos por Uruguay, Chile, Cuba, El Salvador, Colombia y Guatemala (FAOSTAT 2023, Requier et al., 2018a). Además, en relación al comercio de material vivo (i.e., abejas), Chile se encuentra entre los nueve países del mundo que lo exportan, siendo el único representante latinoamericano.

A pesar de la importancia de la apicultura en América Latina, existen importantes amenazas para su desarrollo. Las principales causas involucradas en la declinación de abejas en el Hemisferio Norte (i.e. falta de recursos alimenticios, exposición a pesticidas, enfermedades y patógenos) (Meixner 2010; Potts et al., 2010b) son asimismo señaladas como factores de estrés para las colmenas *A mellifera* de América Latina (Vandame & Palacio 2010; Maggi et al., 2016; Requier et al., 2018 a y b, FILAPI 2018). La expansión de la agricultura -una actividad económica de importancia para muchos países latinoamericanos- junto con la introducción de cultivos genéticamente modificados a finales del siglo XX, han profundizado la presencia e intensidad de los factores de estrés para las colmenas (Altieri & Pengue 2006). Tal es así, que la preocupación por la pérdida de colmenas y la falta de relevamientos de este fenómeno a escala regional, han propiciado la puesta en marcha de programas de colaboración internacional enfocados en el monitoreo continuo de las existencias de colmenas y sus características mediante encuestas a productores (SOLATINA 2023; Requier et al., 2018a).

A pesar de que Argentina es uno de los principales productores y exportadores de miel a nivel mundial, las tendencias apícolas nacionales muestran signos críticos de disminución tanto de la producción como del rendimiento de miel por colmena (Requier et al., 2018a; Sánchez et al., 2018, Capítulo 4). La actividad apícola tiene su mayor desarrollo en la región central del país, incluyendo la llanura pampeana, donde se concentra el 68% de los apicultores, el 80% de las colmenas (Ferrari et al., 2011) y el 93% de la producción de miel exportada a nivel nacional (Rabaglio & Castignani, 2015). Esta región también representó alrededor del 90% de la producción nacional total de soja entre 2010-2018 (Datos Agricultura, Ganadería y Pesca, 2018).

Se ha planteado la hipótesis de que el aumento de la superficie cultivada con soja es la causa más importante de esta disminución (Blengino, 2013). Dicha hipótesis surgió a partir de la introducción de factores de estrés para las colmenas de *A. mellifera* (e.g. pérdida de fuentes de alimento, creciente uso de pesticidas), profundizados a partir del cultivo de la semilla de soja genéticamente modificada junto a la implementación del paquete tecnológico asociado (Capítulo 4). Los cambios tecnológicos y productivos que se dieron a lo largo del tiempo, fueron transformando el entorno y dificultando el desarrollo de la apicultura.

En las últimas décadas, las regiones extrapampeanas han cobrado importancia en la producción apícola en Argentina (Bedascarrasbure 2011). Esto puede deberse en parte a la valoración cultural de la diversidad de mieles que se producen en cada región, con características organolépticas propias (Massaccesi 2002; Forcone, 2008; Sáez et al., 2017; Patrignani et al., 2018), como a la búsqueda de entornos más saludables para la abeja melífera y el desarrollo de la actividad. Una de ellas es la región Andino-Norpatagónica, situada al sur del país sobre la cordillera y pre-cordillera de los Andes. Es una región de clima templado-frío, y tipos de vegetación que abarcan bosques, matorrales y estepas (Cabrera 1971). Las áreas rurales y urbanas se establecen generalmente en valles, inmersas en una matriz de vegetación natural. La región se caracteriza por la producción ganadera, forestal y agrícola, incluyendo la producción de fruta fina en los valles de la Comarca Andina del paralelo 42. La apicultura se desarrolla a pequeña escala, con un trabajo dedicado y artesanal, que da origen a mieles y otros productos elaborados muy apreciados en el mercado de consumo local. Aproximadamente la mitad de las mieles producidas en la región son de origen multifloral (Forcone 2008), indicando la diversidad de recursos florales disponibles en el entorno de los apiarios productivos de la región.

1.4. Organización de la tesis

De los múltiples factores de estrés a los cuales están expuestas las abejas de la miel en los agroecosistemas, en esta tesis me enfoqué en dos, disponibilidad de recursos florales y presencia de pesticidas, por sus efectos directos en la nutrición y salud de las colmenas, como por sus posibles

interacciones y sinergias. Evalué el efecto de estos factores sobre diferentes dimensiones de la apicultura a las escalas espaciales previamente descritas, y a continuación se presentan en orden decreciente. A escala regional o subcontinental, evalué las regulaciones existentes sobre pesticidas (ingredientes activos) en América Latina, y las comparé con la Unión Europea (**Capítulo 5**). A escala nacional, en un contexto de expansión de la agricultura industrial y de producción de “commodities” de gran escala, evalué el aumento de la superficie cultivada de soja como potencial factor causal de las tendencias de disminución en la producción y rendimiento de miel en Argentina (**Capítulo 4**). A escala local, en un entorno productivo de agricultura mayormente familiar, orgánico y de pequeña escala, evalué la disponibilidad espacio-temporal de recursos florales para *A. mellifera* y la presencia de pesticidas en mieles de la región Andino-Norpatagónica (**Capítulos 2 y 3**).

1.5. *Apis mellifera* L.

1.5.1. Ciclo de vida

La abeja melífera (*Apis mellifera* L.) es un insecto eusocial supergeneralista. Habita en colonias de decenas de miles de individuos organizados en castas, que se diferencian por las tareas sociales que desarrollan. La colonia está integrada por una abeja reina, abejas obreras y zánganos adultos, además de la cría. La reina y los zánganos están abocados a las tareas reproductivas. La reina es fecundada durante sus primeros vuelos por cientos de zánganos, cuyo esperma almacena y administra durante el resto de su vida. Los zánganos, provenientes de distintas colmenas de una zona determinada, se agrupan en áreas de congregación y fecundan a las reinas en vuelo. Las obreras, que conforman la vasta mayoría de la población de la colonia, realizan tareas asociadas a la alimentación de cría y adultos, almacenamiento de alimento, limpieza, construcción, protección y forrajeo.

El ciclo de vida posee similitudes y diferencias entre las castas de la colonia. Durante la etapa de cría, los individuos se desarrollan en cuatro estadios: huevo, larva, pupa, adulto. La duración de la etapa de pupa varía entre castas. En la etapa adulta, la reina es la de mayor longevidad pudiendo

vivir hasta 5 años. En el caso de los zánganos, el periodo de vida es variable, ya que mueren luego de fecundar a una reina en vuelo. El tiempo de vida máximo ronda los 3 meses, coincidente con los meses de mayor actividad de la colonia. Previo al inicio del otoño, son matados y expulsados de la colonia por las obreras para preservar sus reservas de alimento. Las obreras viven aproximadamente 60 días, durante los cuales desarrollan las distintas tareas dentro y fuera de la colmena, conforme avanzan en edad.

En climas templados, las colonias de *A. mellifera* presentan un ciclo anual de desarrollo poblacional asociado a la estacionalidad y al alimento disponible (Doeke et al., 2015). Al final de la temporada estival, cuando las condiciones climáticas son adversas para forrajear y los recursos disminuyen, la colonia reduce casi por completo su actividad, consumiendo las reservas de miel y pan de polen acumuladas previamente (Winston 1991). Al inicio del invierno, la reina reinicia la ovipostura, cuya tasa diaria se incrementa gradualmente hasta alcanzar un máximo coincidente con el pico de floración o “flujo de néctar” (Seeley & Visscher 1985). Las colonias que mayor cantidad de reservas de alimento almacenan son aquellas que alcanzan una población lo suficientemente grande previo al pico de floración, lo cual les permite contar con una mayor fuerza de trabajo asignada al forrajeo (Harbo 1986). Por este motivo, el estudio de la disponibilidad de recursos florales para la alimentación de colmenas de *A. mellifera* en climas templados, en distintos contextos productivos, cobra relevancia.

1.5.2. Alimentación y forrajeo

La alimentación de *A. mellifera* está basada en el consumo de los recursos florales (i.e. polen y néctar) presentes en las flores que visita, aunque también puede consumir aceites y exudados de otros insectos (Huang 2010). El polen es la única fuente de proteínas, y aporta también lípidos, minerales y vitaminas, siendo un recurso fundamental para la alimentación de la cría (Brodschneider & Crailsheim 2010). Se almacena en las celdas de la colmena mezclado con sustancias generadas en las glándulas de las obreras y contiene probióticos provenientes de su sistema digestivo. El néctar constituye el principal aporte de carbohidratos, aunque puede contener cantidades menores de aminoácidos libres y minerales

(Huang 2010). Constituye un recurso energético fundamental para el forrajeo y para el mantenimiento de la temperatura interna de la colmena. El néctar se deshumifica hasta formar miel y se almacena en las celdas para utilizar durante el período de diapausa de la colmena (invernada).

Una alimentación nutricionalmente balanceada es fundamental para el desarrollo y supervivencia de las colonias de *A. mellifera*. La cantidad, concentración y calidad nutricional de los recursos florales es variable entre especies vegetales (Haydak 1970; Roulston et al., 2000). Asimismo, hay diez aminoácidos esenciales que *A. mellifera* debe obtener a partir de la dieta (Keller et al. 2005). Esto sugiere que algunas fuentes de néctar y polen (i.e., recursos florales) pueden ser de mejor calidad que otros (Herbert et al., 1978; Roulston et al., 2000; Odoux et al., 2012). Por ello, se ha sugerido que la utilización de una gran variedad de recursos florales como una estrategia de la colonia para reducir la probabilidad de deficiencias nutricionales (Schmidt et al., 1987).

A. mellifera posee una estrategia de forrajeo de 'lugar central' (o 'central-place' en inglés) definido por viajes sucesivos entre un lugar central (la ubicación de la colonia) y parches de forrajeo (Orians & Pearson 1979). Las capacidades cognitivas, de aprendizaje por recompensa, y reconocimiento y memoria de elementos visuales y olfativos habilita la localización de parches de alimento en el paisaje (Klein et al., 2017). Asimismo, un sofisticado sistema de comunicación permite a las abejas forrajeras comunicar con precisión la ubicación de las fuentes de alimento a otras abejas de la colmena (Couvillon 2012). Mediante un baile de contoneo ('waggle dance' en inglés), una abeja puede describir con un patrón de movimientos la ubicación de un recurso floral, mientras que con sus antenas y probóscide comparte estímulos químicos que describen dicho recurso. En la colonia, esto ocurre en simultáneo con cada abeja forrajera que retorna del vuelo, permitiendo a la colonia evaluar los recursos florales disponibles y asignar una mayor fuerza de trabajo a la recolección de aquellos de mejor calidad.

La oferta de recursos florales es variable en el tiempo y el espacio. Por un lado, el momento y duración de la floración (i.e. fenología de floración) es específico para cada especie (Tooke & Battey 2010). Esto implica que de

acuerdo a las floraciones se modificarán los parches explotados por *A. mellifera*. Por otra parte, el tipo y la cantidad de recurso floral que ofrece cada especie vegetal es específico. Algunas especies producen únicamente polen (poliníferas) o néctar (nectaríferas), mientras que otras ofrecen ambos recursos florales (néctar-poliníferas). La producción de néctar puede variar entre individuos y poblaciones (Lanza et al., 1995), e incluso a lo largo del día. Es decir que la colonia adecua el forrajeo a los recursos florales disponibles en cada momento (Dyer et al., 2014), evaluando la relación entre el costo (energético) y el beneficio (nutricional), y respondiendo a los requerimientos de la colmena en cada etapa de su desarrollo poblacional. Es por esto que conocer la disponibilidad espacial y temporal de recursos florales permite profundizar en la comprensión del comportamiento de forrajeo de *A. mellifera* en entornos con distintas unidades de vegetación. Dado que las especies de plantas melíferas pueden estar presentes en más de una unidad de vegetación de una región determinada, el agrupamiento de dichas unidades de vegetación en unidades funcionales podría servir para identificar en el paisaje parches de vegetación con similitudes en la oferta de recursos melíferos, especialmente en paisajes heterogéneos.

1.5.3. Factores de estrés

Existen numerosos factores de estrés para las abejas en general y para *A. mellifera* en particular, que contribuyen a la disminución de sus poblaciones en todo el mundo (Potts 2010a). La pérdida de fuentes de alimento ocasionada por los cambios en el uso del suelo, la presencia de contaminantes y pesticidas, y las enfermedades y patógenos son las causas más comúnmente señaladas (Goulson 2015). Si bien la mayoría de dichos factores no son nuevos, en las últimas décadas han expandido su alcance y se han intensificado. Muchos factores de estrés afectan habilidades cognitivas de *A. mellifera*, disminuyendo su desempeño, incluso a bajos niveles de exposición, con consecuencias severas en la supervivencia de las colonias (Klein et al., 2017). Si bien la especie posee mecanismos para hacer frente a condiciones adversas provocadas por dichos factores de estrés, cuando el estímulo se mantiene por períodos prolongados, condiciona la supervivencia de las colonias (Perry et al., 2015). Por ello, la profundización

del conocimiento ecológico sobre dichos factores de estrés en distintos entornos y a distintas escalas espaciales cobra relevancia.

1.5.3.1. Falta de alimento y desnutrición

Las deficiencias nutricionales tienen consecuencias negativas en el desarrollo, la fisiología y la sanidad de la colmena, pudiendo potencialmente afectar la producción apícola. La ingesta limitada de alimentos reduce el rendimiento durante el aprendizaje (Jaumann et al., 2013) mientras que la falta de néctar incrementa elecciones de alimento subóptimas e impulsivas (Mayack & Naug 2015). Por otra parte, la escasez de polen durante el desarrollo favorece un forrajeo precoz durante un período más corto de tiempo (Scofield & Mattila 2015), lo que origina a su vez que cada obrera desarrolle un menor número de tareas, acelerando el declive de la colonia (Perry et al., 2015). De hecho, la mala alimentación provocada por recursos nutricionales inadecuados y/o insuficientes es señalada como uno de los principales factores de estrés sobre *A. mellifera* a nivel global (Goulson et al., 2015). La calidad y diversidad de recursos florales, al ser factores de importancia para la nutrición de la colmena, también pueden afectar el estado sanitario (Alaux et al., 2010; Di Pasquale et al., 2013 y 2016). Distintos estudios han comprobado que la calidad y diversidad en la ingesta de polen puede influenciar el metabolismo fisiológico (Mattila & Otis 2006), el sistema inmunológico (Negri et al., 2015), la tolerancia a patógenos (Rinderer et al., 1974; DeGrandi-Hoffman et al., 2010; Rinderer y Elliott 2017), la sensibilidad a pesticidas (Wahl y Ulm 1983; Schmehl et al., 2014, Tosi et al., 2017a), y la longevidad de los individuos (Schmidt 1987).

El transporte de colmenas hacia sitios con especies en floración (i.e. trashumancia), especialmente cultivos, representa un estrés (Simone-Finstrom et al., 2016) y puede implicar deficiencias nutricionales para las colonias. Por un lado, la época de floración de cada cultivo suele estar acotada a un breve período (de pocas semanas) dentro de la temporada de actividad de la colonia, lo cual puede dar lugar a picos de sobre oferta de alimento, precedida y/o seguida por periodos de escasez (Requier et al., 2017). Por otro lado, algunos cultivos carecen de los nutrientes necesarios para satisfacer las necesidades de las colonias como es el caso del girasol

(*Helianthus annuus* L.) o el maíz (*Zea mays*) (Somerville 2001; Keller et al., 2005; Nicolson y Human 2013). A esto se suma la escasa diversidad de recursos florales que proveen ciertos agroecosistemas, en los que se produce en grandes escalas espaciales (i.e. monocultivos), lo cual puede afectar la supervivencia y el rendimiento de la colonia (Requier et al., 2017; Capítulo 4). En contraposición, paisajes con diversidad de tipos de vegetación cercanos a las colmenas podrían proporcionar diversidad de especies vegetales, incrementando la probabilidad de encontrar recursos florales nutricionalmente adecuados.

1.5.3.2. *Pesticidas*

Los pesticidas son sustancias químicas orientadas a la prevención, control o eliminación de poblaciones de seres vivos no deseados, que afectan actividades productivas como la agricultura y la apicultura. Si bien existen recomendaciones prácticas para evitar o más bien reducir los efectos negativos de los pesticidas, conocidos como ‘buenas prácticas’, en muchos casos son desconocidas o ignoradas por quienes realizan las aplicaciones a campo. Si bien algunos pesticidas se degradan rápidamente, otros son químicamente más estables y pueden transportarse desde el sitio de aplicación hacia nuevos lugares (i.e. deriva), a través de distintas matrices (e.g. aire, agua), así como también sus metabolitos secundarios o residuos. De hecho, algunos pesticidas son altamente persistentes en el ambiente y su utilización está prohibida en muchos países y/o regiones del mundo.

El uso de pesticidas para tratamiento de cultivos se ha incrementado concomitante a la intensificación convencional de la agricultura. Desde mediados del siglo pasado, la llamada “Revolución Verde” fomentó, principalmente en países en desarrollo, el uso de variedades de cultivos de alto rendimiento, asociadas a un incremento en el riego y en el uso de fertilizantes y pesticidas (i.e. aportes o insumos externos o ‘inputs’, en inglés) (Pimentel 1996, Pretty 2007). El peligro que representaban dichos pesticidas, en particular para los seres vivos no blanco, fue tempranamente señalado por Rachel Carson en su famoso libro ‘La Primavera Silenciosa’ (Carson, 1962). No obstante, el uso de pesticidas se masificó e incrementó en los últimos diez

años aproximadamente un 50% a nivel global en comparación con la década de 1990 (FAO 2022).

Dichos incrementos han sido desiguales a nivel global. Las diferencias más pronunciadas en las tendencias de uso de pesticidas a nivel mundial se han dado entre regiones, en particular entre países desarrollados y en desarrollo (FAO 2022). La Unión Europea (UE) es reconocida por tener uno de los sistemas regulatorios más estrictos del mundo, armonizado entre sus Estados miembro, para proteger la biodiversidad y promover la seguridad alimentaria (FAO 2022; Handford et al., 2015). De hecho, el uso de pesticidas en esta región apenas aumentó un 3% entre 1990 y 2020, mientras que en América Latina el uso de pesticidas aumentó un 500% en el mismo periodo (FAOSTAT 2022).

Si bien el uso de pesticidas está orientado a mejorar la producción agrícola, tiene en muchos casos efectos adversos directos e indirectos sobre especies benéficas para los propios cultivos. *A. mellifera* es la especie más extensamente empleada en el mundo para polinizar diversos cultivos (McGregor 1976, Aizen & Harder 2009a), con una potencial exposición constante a los pesticidas que se aplican sobre dichos cultivos. Muchos pesticidas afectan las habilidades cognitivas de *A. mellifera*, incluso en bajas concentraciones, debido a la complejidad y sensibilidad que posee su sistema nervioso (Klein et al., 2017). La cantidad de genes asociados a mecanismos de detoxificación de *A. mellifera* es mucho menor que en aquellos insectos considerados plagas, incrementando su susceptibilidad a dichos tóxicos (Chmiel et al., 2020). Asimismo, la exposición a pesticidas puede afectar la función motora (Williamson et al., 2014; Tosi et al., 2017b), la reproducción (Williams et al., 2015; Kairo et al., 2017), el desarrollo (Hatjina et al., 2013; Wu-Smart & Spivak 2016; Zaluski et al., 2017) y alterar el sistema inmune individual (Pettis et al., 2012; DeGrandi-Hoffman et al., 2013; Fine et al., 2017) y social de *A. mellifera* (Chmiel et al., 2020 y citas allí). De hecho, existe fuerte evidencia de que la exposición a múltiples pesticidas actúa sinérgicamente incrementando la mortalidad de *A. mellifera* (Siviter et al., 2021).

Dado que la disponibilidad de recursos florales y la presencia de pesticidas son factores que influyen en el fitness de la colonia, profundizar en el conocimiento sobre dichas variables a distintas escalas espaciales puede mejorar el manejo productivo, tanto apícola como agrícola.

1.6. Objetivos

1.6.1. *Objetivo general*

El objetivo general de esta tesis fue caracterizar la disponibilidad de recursos alimenticios para *Apis mellifera* y la presencia de pesticidas, asociados a distintas prácticas agrícolas y usos del suelo, a distintas escalas espaciales, y evaluar sus posibles impactos sobre la apicultura.

1.6.2. *Objetivos específicos*

El primer objetivo (**Capítulo 2**) consistió en caracterizar la disponibilidad espacial y temporal de recursos melíferos en un paisaje heterogéneo que incluye usos del suelo diversos inmersos en una matriz natural, en la región Andino-Norpatagónica. ¿Cuáles son las especies vegetales utilizadas como fuente de alimento por *Apis mellifera* en la región? ¿Cuál es su origen? ¿En qué comunidades vegetales se encuentran? ¿Durante qué periodo del año están disponibles los recursos melíferos que ofrece cada una de las especies? ¿Qué unidades funcionales, desde el punto de vista apícola, pueden identificarse a partir de la similitud entre las comunidades vegetales en términos de las especies melíferas que presentan?

El segundo objetivo (**Capítulo 3**) se centró en explorar la presencia de residuos de pesticidas en mieles en sistemas de agricultura de pequeña escala en la región Andino-Norpatagónica, y evaluar su relación con los perfiles polínicos de las mismas. ¿Qué pesticidas pueden detectarse a través de las mieles producidas en la región? ¿Cuál es su estado legal en Argentina y en la Unión Europea? ¿En qué concentraciones se encuentran y cuál es su peligrosidad? ¿Cuáles son sus efectos sobre la abeja melífera? ¿Están asociados a los recursos melíferos consumidos por las colmenas?

El tercer objetivo (**Capítulo 4**) consistió en evaluar el impacto del avance de la agricultura industrial como motor de la homogeneización del paisaje y del uso masivo de pesticidas a escala regional, en la producción apícola, utilizando la rápida expansión del cultivo de soja en Argentina como

un caso de estudio. ¿Existe una relación entre el área cultivada con soja y el rendimiento de miel a lo largo del tiempo? ¿Se vio afectada dicha relación a partir del inicio del uso del paquete tecnológico asociado al cultivo de soja transgénica?

Por último, el cuarto objetivo (**Capítulo 5**) fue conocer el número de pesticidas (ingredientes activos) aprobados para su uso sobre cultivos en distintos países de América Latina y comparar con el status legal de dichos pesticidas en la Unión Europea. ¿Qué pesticidas están aprobados para su uso en los principales cultivos de América Latina? ¿Qué proporción de los mismos no están aprobados en la Unión Europea? ¿Cuál es su peligrosidad para la abeja melífera? ¿Existen diferencias entre países de América Latina? ¿Y entre cultivos? ¿Estas diferencias en el número de pesticidas aprobados y en la proporción de los mismos que no están aprobados en la UE pueden ser explicadas por la dependencia del cultivo de polinizadores, el volumen de producción y/o su valor de exportación, o por el hecho de que se cultive (o no) en la Unión Europea?

Capítulo 2

Recursos florales disponibles en un paisaje heterogéneo

Adaptado de: *Disponibilidad espacio-temporal de recursos melíferos en la región Andino-Norpatagónica, Argentina.* **de Groot, G. S.**, Svampa, S., Aizen, M. A., Schmucki, R., Morales, C. L. En prensa. *Ecología Austral* (ISSN en línea: 0327-5477)

2.1. Introducción

La especie *Apis mellifera* L. -un insecto eusocial supergeneralista, domesticado y cosmopolita- presenta en climas templado-fríos un ciclo anual de desarrollo poblacional asociado a la estacionalidad y al alimento disponible (Doeke et al., 2015). Al final de la temporada estival, cuando las condiciones climáticas son adversas para forrajear y los recursos disminuyen, la colonia reduce casi por completo su actividad, consumiendo las reservas de miel y pan de abejas acumuladas previamente (Winston 1991). Al inicio del invierno, la reina reinicia la ovipostura, cuya tasa diaria se incrementa gradualmente hasta alcanzar un máximo coincidente con el pico de floración o “flujo de néctar” (Seeley & Visscher 1985). Las colonias más productivas son aquellas que alcanzan una población lo suficientemente grande previo al pico de floración, lo cual les permite recolectar una mayor cantidad de recursos florales (i.e., polen, néctar) (Harbo 1986). De esta forma, tanto la supervivencia al invierno, como el desarrollo poblacional y la productividad de una colonia están directamente asociadas a los recursos florales disponibles en su entorno a lo largo de la temporada de forrajeo. Por este motivo, el conocimiento de la distribución espacio-temporal de los recursos florales que consume *A. mellifera* es esencial a nivel productivo y para lograr un manejo apícola sustentable.

Las abejas forrajeras recolectan polen y néctar de las flores, cuya composición y concentración de nutrientes es variable entre especies. El néctar, principal fuente de carbohidratos, es necesario para cubrir los requerimientos energéticos asociados al vuelo y a la regulación de la temperatura interna de la colmena. La concentración de azúcares varía considerablemente entre plantas nectaríferas oscilando generalmente entre un 25 y 40%, aunque puede llegar a valores inferiores y superiores más extremos (5 y 75%) (Huang 2010). El polen, fuente principal de proteínas, lípidos, vitaminas y minerales, es el alimento fundamental para el desarrollo de nuevos individuos (Nicolson 2011). La cantidad de proteína en el polen varía entre un 2,5 y un 61% del peso seco según la especie (Roulston et al., 2000). El valor nutricional y la cantidad de polen consumido influyen sobre la producción de cría y la longevidad de las obreras (Brodschneider & Crailsheim 2010). Para ser potencialmente explotados en algún momento de

la temporada productiva, dichos recursos deben encontrarse dentro del radio de forrajeo de *A. mellifera*. Debido a la variabilidad nutricional y fenológica entre plantas, el acceso a recursos florales diversos a lo largo de la temporada de forrajeo puede cubrir los requerimientos nutricionales de los individuos (Schmidt et al., 1987) y de la colonia en cada etapa de su desarrollo (Filipiak et al., 2017). Consecuentemente, la diversidad de alimento disponible para *A. mellifera* tiene una dimensión espacial y una dimensión temporal.

La composición y riqueza de especies melíferas disponibles dependen de las unidades de vegetación y tipos de ambientes que componen el paisaje que rodea los apiarios. Las unidades de vegetación presentan una fisonomía y están integradas por comunidades vegetales con una composición florística determinada (e.g., bosque de lenga). Los tipos de ambientes representan áreas transformadas antrópicamente, pero que también pueden tener una composición florística particular en cada región (e.g., borde de camino). En adelante, utilizaré “comunidad vegetal” para referirme a cada asociación de especies de plantas característica de la región, ya sea que estas ocurran en unidades de vegetación o en tipos de ambientes. El radio promedio de forrajeo de *A. mellifera* es 1,5 km desde la ubicación de la colonia, pudiendo llegar hasta 10 km de distancia en función de las características del entorno, el tipo de recurso floral buscado (i.e., néctar o polen) y el momento de la temporada (Beekman & Ratnieks 2000, Steffan-Dewenter & Kuhn 2003, Couvillon et al., 2015). En paisajes simplificados la distancia promedio de vuelo en busca de polen es mayor que en paisajes heterogéneos, caracterizados por una mayor proporción de áreas semi-naturales y campos de cultivo más pequeños (Beekman & Ratnieks 2000, Steffan-Dewenter & Kuhn 2003). Dado que muchas especies pueden integrar distintos ensambles de vegetación, aquellas comunidades vegetales con similitudes en su flora melífera podrían cumplir una función similar como proveedoras de alimento para *A. mellifera*. El agrupamiento de dichas comunidades vegetales similares en unidades funcionales del paisaje (i.e., unidades de flora melífera), puede ser una herramienta de manejo útil al permitir más sencillamente evaluar y predecir la disponibilidad espacial de recursos florales en paisajes heterogéneos.

La disponibilidad de alimento depende a su vez del momento y duración de la floración de cada especie melífera (i.e., fenología de floración), dando lugar a variaciones temporales en los recursos florales. La complementariedad en el momento de floración de las especies melíferas es clave para el desarrollo de las colonias durante la temporada. Asimismo, la estructura del paisaje y las actividades humanas afectan la distribución temporal de dichos recursos. Paisajes con poca diversidad de comunidades vegetales, como las áreas donde se desarrolla agricultura intensiva, presentan una oferta muy abundante de un único recurso alimenticio, generalmente durante un breve lapso de tiempo, entre largos períodos de escasez de alimento. Esta alternancia tan marcada en la disponibilidad de recursos afecta la supervivencia de las colonias, así como su productividad (Requier et al., 2017, Capítulo 4). Contrariamente, paisajes con comunidades vegetales diversas pueden proveer recursos florales en forma continua durante la temporada de actividad de *A. mellifera* (Danner et al., 2016). Se ha sugerido que la complementación de nicho determinada por las diferencias en la fenología de floración y/o en la variación en el valor nutricional de los recursos florales cumplen un rol relevante en el crecimiento poblacional de *A. mellifera* (Blüthgen & Klein 2011). Asimismo, existe evidencia sobre el comportamiento de aprendizaje y generalización (i.e., asociación de recursos florales similares) de *A. mellifera* a partir de percepciones visuales, olfativas y gustativas (Pietrantuono et al., 2019). Por lo tanto, el conocimiento del período de floración de cada especie melífera y de las curvas de floración de las distintas comunidades vegetales es fundamental para comprender el comportamiento de forrajeo de *A. mellifera* y poder identificar los períodos de escasez y abundancia de alimento.

La diversidad de especies melíferas de origen nativo o exótico que ofrece cada comunidad vegetal está en parte influenciada por los usos del suelo, y al mismo tiempo, el uso de dichas especies vegetales por un polinizador generalista como *A. mellifera* puede modificar su presencia y/o abundancia en las comunidades vegetales. La heterogeneidad del hábitat, la disponibilidad de recursos y la apertura de nicho son factores atribuidos a la relación entre la riqueza de especies nativas y exóticas (Davis et al., 2000; Davis 2003; McKinney 2006;). El espectro de usos del suelo es amplio y

modifica dichos factores en función de la historia de uso, la escala y la intensidad de la actividad (Holmes et al., 2022). Ejemplos comunes de usos del suelo son el desarrollo urbano y de caminos, y actividades productivas como la ganadería, la agricultura, la explotación forestal y la minería, entre otras. Por ello, es esperable que ambientes disturbados por actividades humanas presenten un mayor número de especies exóticas. Sin embargo, es menester considerar que la apicultura también genera un impacto en la proporción de especies de plantas nativas y exóticas, ya que supone la ubicación en el espacio de colmenas de un polinizador generalista. Es decir que conocer el uso de especies de plantas nativas y exóticas por *A. mellifera*, y su presencia en las distintas comunidades vegetales de una región, reviste un carácter fundamental. En función de la densidad de colmenas y la disponibilidad de recursos, pueden verse alteradas las tasas de reproducción de las especies vegetales nativas y exóticas, ya sea directamente por la visita de *A. mellifera* (Morales & Aizen 2002), e indirectamente, al interferir en las redes planta-polinizador (Aizen et al., 2008b).

En Argentina, uno de los principales países productores y exportadores de miel a nivel mundial (FAOSTAT 2022), la apicultura se desarrolla en 13 Provincias Fitogeográficas (MAGyP 2022, Cabrera 1971). El centro-este del país, dominado por la Provincia Fitogeográfica Pampeana, es históricamente la región más productiva y que ha alcanzado mayor desarrollo tecnológico, concentrando el 67% de los productores y el 80% de las colmenas de todo el país (RENAPA 2022; Capítulo 4). Sin embargo, regiones extrapampeanas, como el Gran Norte Argentino, Cuyo y el norte de la Patagonia se han desarrollado considerablemente como regiones apícolas en los últimos años (Bedascarrasbure 2011). Esto se ha producido a partir de la valoración de su flora melífera y la presencia de ambientes “más saludables” para las abejas, como los que preservan una mayor proporción de hábitats naturales y con menor exposición a pesticidas (ver, sin embargo, Cap. 3).

En particular, en la región Andino-Norpatagónica, comprendida por las Provincias Fitogeográficas Subantártica y Patagónica, la apicultura de pequeña escala es una actividad en desarrollo creciente. La región se caracteriza por inviernos largos, fríos y lluviosos. Este clima determina un período productivo concentrado principalmente entre septiembre y febrero,

abarcando mayormente la estación seca. En este contexto, el acceso a recursos florales diversos y abundantes es un requisito para que las colmenas se desarrollen durante la temporada y produzcan excedentes de miel tanto para ser cosechados como para ser acumulados como reservas por las abejas, de forma tal que las colmenas puedan sobrevivir al invierno.

Trabajos previos caracterizaron los recursos florales utilizados por *A. mellifera* en la región, a partir de la identificación de los granos de polen presentes en las mieles (Forcone et al., 2005, Forcone 2008, Forcone et al., 2009, Patrignani et al., 2018), y de estudios ecológicos y botánicos donde se registraron a campo las especies vegetales visitadas en busca de polen y/o néctar (Forcone & Kutschker 2006). En este trabajo, sistematicé y profundicé dicho conocimiento analizando la disponibilidad espacial y temporal de recursos melíferos en la región. Específicamente, realicé una revisión bibliográfica de registros de ocurrencia y período de floración de las especies utilizadas por *A. mellifera* como fuente de alimento, con el objetivo de (1) caracterizar las comunidades vegetales presentes en la región Andino Norpatagónica según la riqueza, origen (i.e., nativas y exóticas) y composición de especies melíferas; (2) identificar unidades funcionales de flora melífera a partir del agrupamiento de comunidades vegetales; (3) describir la oferta de especies melíferas nativas y exóticas general y por unidad de flora melífera a lo largo de la temporada de actividad apícola, a partir de la fenología de floración individual de cada especie. Este trabajo proporciona una herramienta para caracterizar el paisaje y estimar la distribución espacial y temporal de potenciales recursos florales para la alimentación de *A. mellifera*.

2.2. Materiales y métodos

2.2.1. Área de estudio

La región Andino-Norpatagónica argentina está ubicada aproximadamente entre los 39° y 45° Latitud Sur, y entre los 71° y 72° Longitud Oeste, al oeste de las provincias de Neuquén, Río Negro y Chubut (Fig. 2.1; Kahle & Wickham 2013). En su extremo occidental, la Cordillera de los Andes forma un límite natural con Chile. El clima es templado-frío y, dada la escasa altura del cordón montañoso a esta latitud (en general por debajo

de los 3500 m.s.n.m.), la región recibe la influencia del Anticiclón del Pacífico Sur, con un 70% de las precipitaciones concentradas entre abril y octubre. Esto determina un marcado gradiente oeste-este de reducción de precipitaciones en un limitado espacio geográfico (~ 60 km), desde los 4000 mm anuales en los faldeos orientales de los Andes hasta los 600 mm en la estepa patagónica (Hijmans et al., 2005).

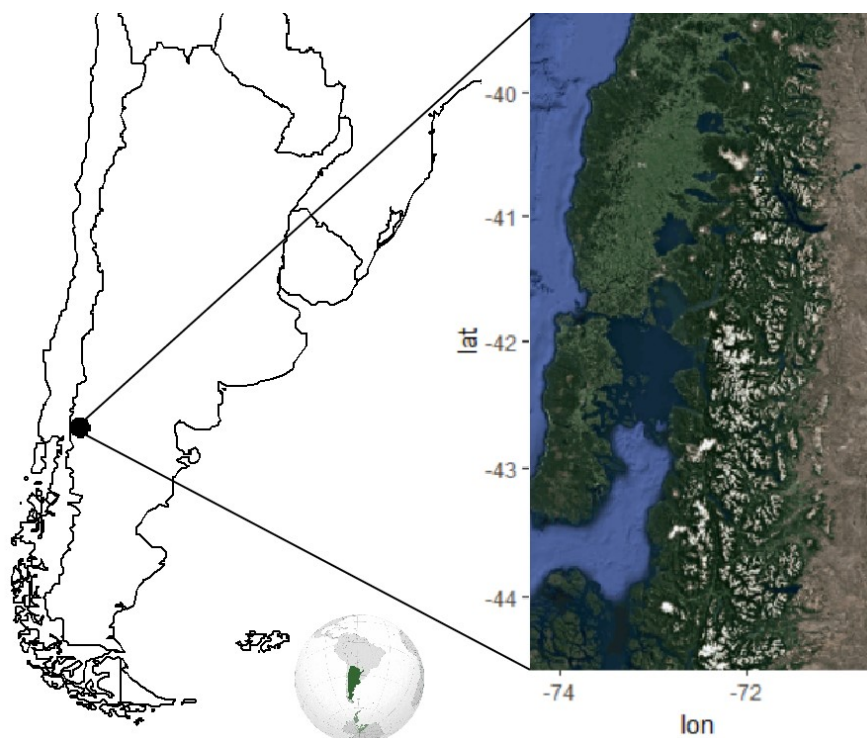


Figura 2.1. Región Andino-Norpatagónica, Argentina y referencia global (a); imagen satelital de la región Andino-Norpatagónica donde se aprecia el gradiente de vegetación oeste-este a través del gradiente de coloración verde oscuro-marrón que caracterizan la transición bosque-estepa a escala regional (b).

La vegetación corresponde a las Provincias Fitogeográficas Subantártica (hacia el oeste, caracterizada por la presencia de bosques, con ingresiones de selva valdiviana), Patagónica (hacia el este, caracterizada por estepas de arbustos y herbáceas) y Altoandina (en las altas cumbres) (Cabrera 1971). En las laderas de las montañas occidentales, entre los 1000 y 1200 m.s.n.m., se desarrollan bosques de coihue (*Nothofagus dombeyi*) como especie dominante del distrito valdiviano, asociado en ocasiones a

ulmos (*Eucryphia cordifolia*) y alerces (*Fitzroya cupressoides*). Asimismo, puede formar amplios ecotonos con especies típicas del bosque caducifolio como el ñire (*Nothofagus antarctica*) o la lenga (*Nothofagus pumilio*). En el límite oriental de la Provincia Subantártica predominan especies del género *Nothofagus* representado por el ñire y la lenga, junto al ciprés de la cordillera (*Austrocedrus chilensis*). Hacia el este del bosque de ciprés y a elevaciones menores, se encuentran matorrales de radial (*Lomatia hirsuta*) y maitén (*Maytenus boaria*), este último frecuentemente asociado con laura (*Schinus patagonicus*), ñire, palo piche (*Fabiana imbricata*), retamo (*Diostea juncea*) y chacay (*Discaria trinervis*). El estrato arbustivo está formado principalmente por la caña colihue (*Chusquea culeou*) y especies del género *Berberis*, como el calafate (*B. buxifolia*) y michay (*B. darwinii*). En las costas de los lagos son comunes los bosques de mirtáceas dominados por el arrayán (*Luma apiculata*) y la pitra (*Myrceugenia exsucca*). El brusco descenso de las precipitaciones hacia el este genera un ecotono caracterizado por la cercanía en el espacio de comunidades vegetales típicas de las Provincias Fitogeográficas Subantártica y Patagónica. En la estepa patagónica son muy abundantes las especies en cojín como el neneo (*Azorella prolifera*) o *Brachyclados caespitosus*, junto a otras especies abundantes como *Mulguraea tridens* y *Nassauvia glomerulosa*. Habitan la región comunidades edáficas asociadas a las napas de agua conocidas como mallines, cuya vegetación es principalmente herbácea.

La región Andino-Norpatagónica tiene una población aproximada de 300.000 habitantes distribuidos en áreas urbanas y parajes rurales (UNESCO 2020), lo que determina la presencia de áreas sometidas a distintos usos del suelo inmersas en una matriz natural. En 2007 la región fue designada como Reserva de Biósfera por la UNESCO, abarcando una superficie aproximada de 23.200 km² que incluye cinco parques nacionales, y numerosas reservas provinciales y municipales (UNESCO 2020). El turismo nacional e internacional es una actividad económica de importancia en la región, en parte debido a la valoración de los paisajes naturales, especialmente durante las estaciones de invierno y verano. Las actividades agropecuarias predominantes son la ganadería, la explotación forestal de especies exóticas (e.g., *Pinus ponderosa*, *P. contorta*, *P. radiata*, *Pseudotsuga menziesii*) y en

menor medida nativas (*N. antarctica*, *N. pumilio* y *A. chilensis*), y los cultivos frutales principalmente en la Comarca Andina del paralelo 42° (Baquero et al., 2013, Peri et al., 2016) donde se cultivan frutas finas entre las que destaca la frambuesa con el 50% de la superficie cultivada (Gómez et al., 2014). La apicultura se desarrolla a pequeña escala (5-10 colmenas por apiario), en general sin trashumancia (i.e., sin traslado de colmenas en función de la oferta floral), y la producción está destinada a abastecer el mercado local (Baquero et al., 2013). Los productos de la colmena son valorados por sus características organolépticas distintivas y por el entorno natural en el que son producidos (Patrignani et al., 2018).

2.2.2. Especies melíferas de la región Andino-Norpatagónica

Con el objetivo de conocer las especies vegetales utilizadas por *Apis mellifera* como fuente de néctar y/o polen, realicé una revisión bibliográfica exhaustiva de la flora melífera. Para este fin, se utilicé Google Scholar como motor de búsqueda con las palabras claves “*Apis mellifera* AND honey OR miel OR pollen OR polen AND botanical origin AND Chubut OR Río Negro OR Neuquén AND Patagonia AND Argentina”. Sobre los 89 resultados evalué los títulos y en algunos casos los resúmenes, y seleccioné 10 trabajos científicos con información relevante, e incorporé otras seis fuentes previamente conocidas (de Groot et al., 2023). En la revisión, incluí las referencias sobre el noroeste de Santa Cruz ya que dicha zona constituye el límite austral de la actividad apícola en la región andina argentina, y su vegetación nativa se corresponde con la zona de transición entre las Provincias Fitogeográficas Subantártica y Patagónica (Forcone et al., 2009), abordada en este estudio. Cada especie mencionada en las fuentes fue clasificada según su origen (nativa o exótica), hábito (herbácea, arbustiva o arbórea) (Flora Argentina 2022, POWO 2022), y tipo de recurso floral que ofrece (néctar y/o polen). A partir del listado de especies obtenido, realicé una nueva búsqueda bibliográfica para conocer en qué comunidad/es vegetal/es fue registrada cada especie (ver *Disponibilidad espacial*), y su fenología de floración (ver *Disponibilidad temporal*).

2.2.3. Disponibilidad espacial

Se registró la ocurrencia de cada especie melífera en cada unidad de vegetación y tipo de ambiente (a los cuales me refiero en esta tesis en términos generales como “comunidades vegetales”, ver Introducción) de la región a partir de guías, catálogos, publicaciones científicas y de divulgación sobre flora local (de Groot et al., 2023). Las referencias cualitativas y descripciones encontradas se categorizaron, asignando valores cuantitativos a la probabilidad de ocurrencia de cada especie en cada comunidad según lo expresado en cada cita (ver Tabla A2.1, Anexo - Capítulo 2). Todas las comunidades vegetales mencionadas en las fuentes consultadas fueron consideradas en el análisis, excepto aquellas referidas como “bosques” *sensu lato* y “terrenos alterados”, ya que constituyen grupos ambiguos. En la base de datos generada, cada fila constituyó una observación independiente de cada especie por fuente bibliográfica, pudiendo aparecer cada especie en más de una fila.

Para cada especie, calculé la sumatoria de la probabilidad de ocurrencia de cada cita en cada comunidad vegetal, bajo la premisa de que la cantidad de veces que una especie es citada en una comunidad es un indicador cuantitativo de la asociación entre la especie y la comunidad. Este indicador presenta un sesgo para especies raras o poco citadas; sin embargo, constituye una aproximación útil para caracterizar las comunidades vegetales de la región en relación a su composición de especies melíferas (ver Unidades de flora melífera). Asimismo, conservé las referencias de Chile ya que aportan a la comprensión de los ensambles de especies vegetales en los bosques templados de la Patagonia. En la matriz de disponibilidad espacial resultante, cada fila representó una especie y cada columna una comunidad vegetal.

Especies melíferas por comunidad. Calculé la riqueza de especies melíferas nativas, exóticas y totales por comunidad vegetal transformando la matriz de disponibilidad espacial a valores de presencia (1) o ausencia (0). Luego calculé la riqueza total como la sumatoria de especies por comunidad, y también la riqueza de especies nativas y exóticas. A partir de los valores absolutos de riqueza, calculé la proporción de especies melíferas nativas y

exóticas respecto al total por comunidad. Bajo la hipótesis de que los usos del suelo modifican la riqueza de especies nativas y exóticas, comparé el número de especies melíferas nativas y exóticas en cada comunidad vegetal estudiada mediante pruebas de chi-cuadrado.

Unidades de flora melífera. Realicé un análisis de agrupamiento para determinar si las similitudes en términos de composición de especies entre comunidades vegetales permiten identificar grupos como una unidad de flora melífera desde el punto de vista de la provisión de recursos melíferos. Para ello utilicé la matriz de disponibilidad espacial traspuesta para calcular la matriz de distancia entre comunidades, utilizando el índice asimétrico de Bray-Curtis que mide la distancia entre comunidades asignando un peso a las abundancias de las especies compartidas (Legendre y Legendre 2012). Para agruparlas, utilicé el método de ligamiento de mínima varianza de Ward implementado en el paquete 'vegan' (Oksanen et al., 2022), y calculé la similitud promedio de la matriz para utilizar como criterio de corte cuantitativo.

2.2.4. Disponibilidad temporal

A partir de los recursos bibliográficos de flora local publicados entre 1974 y 2021, se registró el momento de floración de cada especie con una resolución temporal quincenal (de Groot et al., 2023) acotada al rango máximo de actividad de *A. mellifera* en la región, entre el 01 de agosto y el 15 de abril. En la base de datos, cada fila constituyó una observación independiente de cada especie, pudiendo cada especie aparecer en más de una fila, cada columna una quincena, y el valor en cada celda representó la fenología como variable dicotómica (estado vegetativo=0; floración=1). En este caso, excluí las referencias de las especies melíferas en Chile ya que pueden presentar variaciones fenológicas notables respecto a la región estudiada, en particular debido a las diferencias de altura. Considerando que los datos provienen de una región con amplia variabilidad latitudinal y altitudinal, originando variaciones fenológicas considerables, adopté un criterio conservador y resumí la información de cada especie como la suma de citas para cada quincena. A partir de los datos transformados como variable dicotómica, grafiqué curvas de floración para conocer el número de

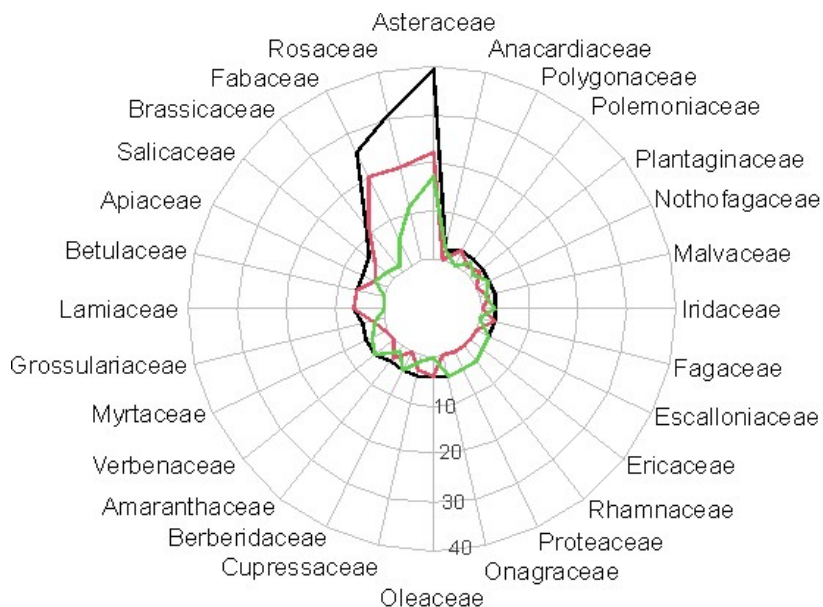
especies nativas, exóticas y totales en flor en cada momento de la temporada. Asimismo, grafiqué curvas de floración para cada unidad de flora melífera con el objetivo de caracterizarlas en términos de la riqueza de fuentes de alimento para *A. mellifera* a lo largo de la temporada apícola. Todos los datos fueron procesados y analizados con R versión 4.2.0 (R Core Team 2022).

2.3. Resultados

2.3.1. Especies melíferas de la región Andino Norpatagónica

A partir de la revisión bibliográfica, en la región Andino-Norpatagónica registré un total de 72 familias, 191 géneros y 254 especies de plantas melíferas, siendo 114 nativas y 140 exóticas ($\chi^2=2,66$; $GL=1$; $p=0,1$) (de Groot et al., 2023). Las familias con mayor número de especies melíferas totales fueron Asteraceae (39), Rosaceae (31) y Fabaceae (26) (Figura 2.2). Las 114 especies nativas representaron 81 géneros comprendidos en 45 familias, con hábitos mayormente leñosos (16 árboles, 50 arbustos y 48 hierbas; de Groot et al., 2023). Las 140 especies exóticas representaron 98 géneros pertenecientes a 34 familias, con predominancia de herbáceas (46 árboles, 15 arbustos y 79 hierbas). Entre las especies nativas más citadas encontré mayormente especies leñosas, como las arbóreas *Lomatia hirsuta* (radal), *Embothrium coccineum* (notro), *Aristotelia chilensis* (maqui); los arbustos *A. prolifera* (neneo), *Buddleja globosa* (pañil), *Fabiana imbricata* (palo piche); y las herbáceas *Phacelia secunda* (facelia), *Quinchamalium chilense* (quinchamalí), *Alstroemeria aurea* (amancay). Las especies exóticas más citadas fueron en su mayoría herbáceas, entre ellas *T. pratense* (trébol rojo), *Cichorium intybus* (achicoria) y *Cirsium vulgare* (cardo negro), junto con las arbustivas *Cytisus scoparius* (retama), *Ulex europaeus* (tojo) y *Rosa rubiginosa* (rosa mosqueta); y las arbóreas *Sambucus nigra* (sauco), *Prunus avium* (cerezo) y *Betula pendula* (abedul). Respecto al tipo de recurso floral que ofrecen, la información disponible indicó que, de 68 especies nativas, 30 son nectaríferas, 20 poliníferas y 18 néctar-poliníferas, mientras que de 119 especies exóticas 61 son nectaríferas, 36 poliníferas y 22 néctar-poliníferas, sin observarse diferencias en la proporción de recursos ofrecidos entre nativas y exóticas ($\chi^2=1,75$, $GL=2$, $p=0.42$).

Figura 2.2: Familias botánicas con mayor número de especies totales (negro), exóticas (rojo) y nativas (verde) utilizadas por *Apis mellifera* en la región Andino-Norpatagónica. Se excluyeron las familias representadas por menos de tres especies melíferas.



2.3.2. Disponibilidad espacial

Especies melíferas por comunidad. Del listado total de 255 especies melíferas de la región, se encontró información de la ocurrencia de 205 de ellas (98 especies nativas pertenecientes a 41 familias, y 106 especies exóticas pertenecientes a 32 familias) en 20 comunidades vegetales (Tabla A2.2, Fig. 2.3a). La riqueza media por comunidad fue de 45 especies melíferas (rango = 7-129). Las comunidades con mayor riqueza fueron la estepa patagónica, el área urbana y la vegetación riparia (98, 97 y 72 especies, respectivamente), mientras que las comunidades con menor riqueza melífera fueron las turberas y arboledas o cortinas forestales (7 y 8 especies, respectivamente). Las comunidades vegetales de origen antrópico o transformadas por los usos del suelo presentaron una mayor proporción de especies exóticas, como arboledas ($\chi^2=8$; GL=1; $p=0,005$), cultivos ($\chi^2=37,2$; GL=1; $p<0,001$), banquinas ($\chi^2=24,4$; GL=1; $p<0,001$), áreas urbanas ($\chi^2=26,8$; GL=1; $p<0,001$) y pasturas ($\chi^2=7,3$; GL=1; $p=0,007$). Contrariamente, identifiqué una mayor proporción de especies nativas en comunidades vegetales naturales o con poca intervención antrópica como

turberas ($\chi^2=7$; GL=1; $p=0,008$), el ecotono bosque-estepa ($\chi^2=16,7$; GL=1; $p<0,001$), las estepas altoandina ($\chi^2=9,3$; GL=1; $p=0,002$) y patagónica ($\chi^2=14,7$; GL=1; $p<0,001$), el matorral ($\chi^2=24,1$; GL=1; $p<0,001$) y los distintos tipos de bosques (lenga: $\chi^2=16,9$; GL=1; $p<0,001$; coihue: $\chi^2=15,1$; GL=1; $p<0,001$; ciprés: $\chi^2=10$; GL=1; $p=0,002$; mixto: $\chi^2=12,6$; GL=1; $p<0,001$) (Fig. 2b).

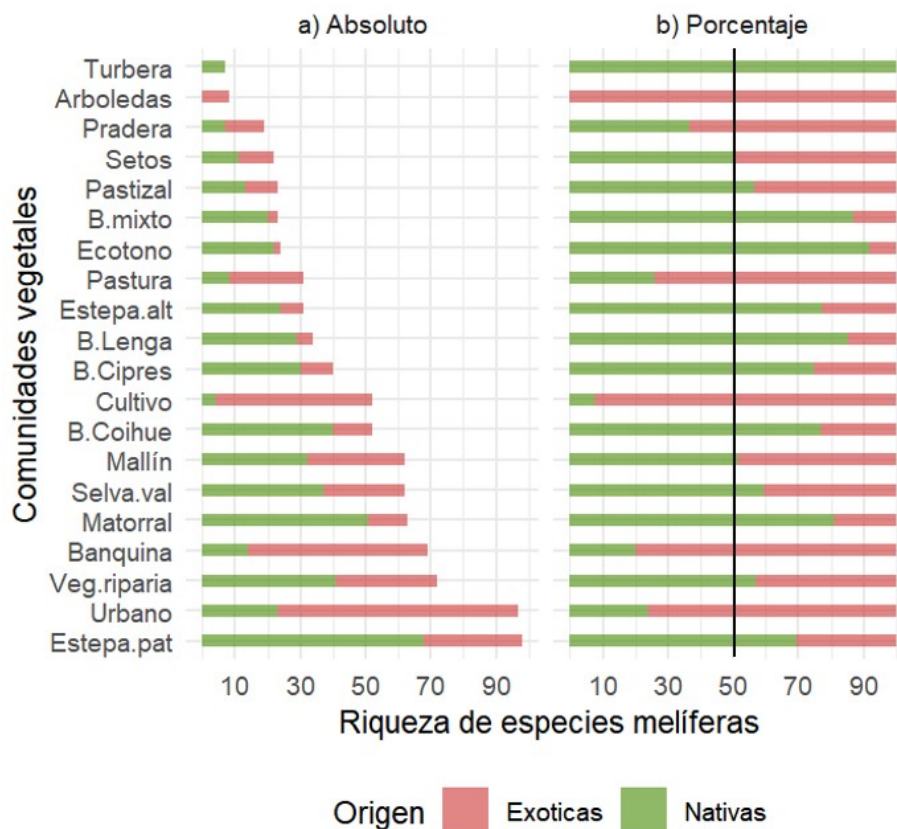


Figura 2.3. Riqueza (N) de especies melíferas en la región Andino-Norpatagónica por comunidad vegetal, en base a la literatura. A la izquierda se observan los valores absolutos de riqueza de especies nativas (verde) y exóticas (rojo); a la derecha valores relativos porcentuales. Las comunidades vegetales transformadas por los usos del suelo presentan mayor número de especies exóticas en relación a las especies nativas.

Unidades de flora melífera. El agrupamiento de las 20 comunidades vegetales reportadas en la bibliografía en función de las especies melíferas compartidas, arrojó nueve unidades de flora melífera (Figura 2.4, Tabla A2.2

Anexo - Capítulo 2). Asigné nomenclaturas a las seis unidades conformadas por dos o más comunidades vegetales, según características ambientales o usos del suelo en común entre las comunidades que las integran, mientras que las tres unidades restantes estuvieron representadas por una comunidad cada una (Figura 2.4, Tabla 2.1). Con excepción del pastizal, las comunidades vegetales incluidas en las unidades antrópica y herbácea presentaron mayor proporción de especies melíferas exóticas, mientras que aquellas comunidades comprendidas en las unidades de flora melífera húmeda, árida, y de bosques xéricos y húmedos presentaron mayor proporción de especies nativas. Las especies melíferas presentes en todas las unidades fueron las nativas *L. hirsuta*, *S. patagonicus*, *N. antarctica*, *B. microphylla*, *M. boaria*, *D. chacaye*, *Gaultheria mucronata* y las exóticas *T. repens*, *T. officinale*, *Plantago lanceolata*, *R. acetosella*, *Rosa rubiginosa*, *C. scoparius* y *Salix fragilis* (ver glosario de nombres científicos y comunes en Tabla A2.3, Anexo - Capítulo 2).

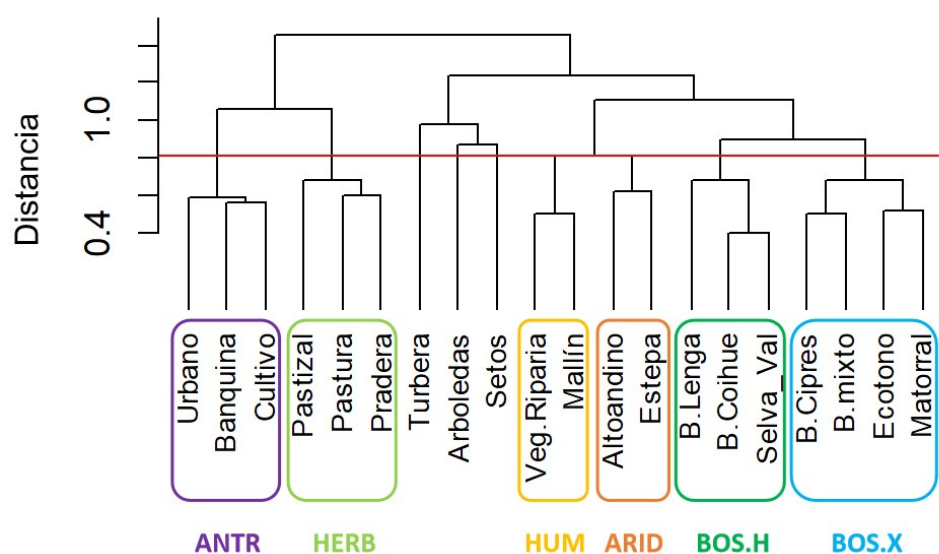


Figura 2.4. Unidades de flora melífera de la región Andino-Norpatagónica. Análisis de agrupamiento jerárquico de las comunidades vegetales en función de un indicador de ocurrencia de especies melíferas, calculado como la sumatoria de la probabilidad de ocurrencia asignada según cada cita de la revisión bibliográfica a cada especie en cada comunidad vegetal. La línea roja representa la línea de corte (distancia de Bray-Curtis = 0,8) para definir si

las comunidades vegetales son similares o no, calculada como el valor promedio de la matriz de similitud.

En la unidad antrópica encontré la mayor riqueza de especies utilizadas por *A. mellifera* como fuente de néctar y polen (Tabla 2.1). Son comunes especies leñosas de los géneros *Prunus*, *Malus* y *Rubus*, y especies herbáceas como *Cichorium intybus*, *Cirsium vulgare*, *Brassica rapa*, *R. acetosella*, *Erodium cicutarium*, *Melilotus albus*, *Achillea millefolium* y *Vicia sativa*, entre otras. Las unidades árida, húmeda, y de bosques húmedos y xéricos presentaron riquezas similares de especies nectaríferas (rango= 22-32), poliníferas (rango= 20-28) y néctar-poliníferas (rango= 20-22; Tabla 2.1). En la unidad árida encontré especies nativas como *A. prolifera*, *Q. chilense*, *P. secunda*; en la unidad húmeda, nativas arbóreas como las mirtáceas *Luma apiculata*, *Amomyrtus luma* y *Myrceugenia exsucca* y herbáceas exóticas como *Convolvulus arvensis*, *T. repens* y *L. polyphyllus*. La unidad de bosque húmedo presentó especies como *E. coccineum*, *A. aurea*, *N. dombeyi*, *N. antarctica* y *R. magellanicum*, mientras que la unidad de bosque xérico, que agrupa la mayor cantidad de comunidades vegetales, presentó especies como *Austrocedrus chilensis*, *F. imbricata*, *D. juncea* y *A. chilensis*, entre otras. La unidad de herbáceas presentó especies exóticas como *R. acetosella*, *E. cicutarium*, *H. radicata*, *H. perforatum*, y nativas como *Eryngium paniculatum* o especies del género *Acaena*, con mayor riqueza de especies poliníferas. Las unidades restantes, caracterizadas por especies leñosas, presentaron similar riqueza de especies nectaríferas y poliníferas en cada caso (ver Tabla 2.1). La unidad de setos presentó especies como *L. hirsuta*, *Aristotelia chilensis*, *C. scoparius*, *B. microphylla*, *M. boaria* y *S. nigra*, mientras que la unidad de arboledas la integraron principalmente salicáceas exóticas de los géneros *Populus* y *Salix*, y la unidad de turberas presentó nativas como *Escallonia virgata*, *G. mucronata* y especies del género *Berberis*.

Tabla 2.1. Hábitos y recursos melíferos de las especies presentes en las unidades de flora melífera de la región Andino-Norpatagónica.

	Antrópica	Herbácea	Húmeda	Árida	Bosque húmedo	Bosque xérico	Arboleda	Setos	Turbera
Código	ANTR	HERB	HUM	ARID	BOS.H	BOS.X	ARB	SETOS	TURB
Número total de especies melíferas	125	49	93	101	80	78	8	22	7
Hábito									
Árboles	52	4	27	11	21	18	8	11	1
Arbustos y subarbustos	19	11	25	34	29	34	0	10	6
Hierbas	54	34	41	56	30	26	0	1	0
Recurso melífero									
Nectaríferas	52	15	32	28	27	22	2	8	2
Poliníferas	36	19	28	25	20	20	3	8	2
Néctar-poliníferas	24	11	20	22	21	21	2	5	2
Desconocido	13	4	13	26	15	15	1	1	1

2.3.3. Disponibilidad temporal

Encontré información respecto a la fenología de floración de 196 de las 255 especies melíferas de la región, en particular, de 90 especies nativas de 36 familias y 106 exóticas de 31 familias (Figura 2.5a). Durante el mes de agosto se reportaron 28 especies melíferas en floración, aumentando gradualmente desde principios de septiembre con 45 especies hacia finales de noviembre con 155 especies en flor. Entre fines de noviembre y principios de enero, encontré la mayor riqueza de especies melíferas en floración, en coincidencia con la primavera tardía y el verano temprano, alcanzando el pico de floración durante la segunda quincena de diciembre y primer quincena de enero, con 168 y 169 especies, respectivamente. A partir de la segunda quincena de enero dicha riqueza comienza a disminuir, para permanecer en un promedio de 106 especies en flor hasta la primera quincena de marzo, coincidente con el final del verano. En el inicio del otoño, el número de especies melíferas en flor fue de 80 para el fin de marzo y 61 para el principio de abril. Las curvas de floración de especies melíferas nativas y exóticas exhibieron patrones similares a lo largo del tiempo, aunque el número de especies exóticas en flor fue mayor a lo largo de casi todo el período evaluado, excepto durante septiembre y principios de octubre (Fig. 2.5a).

Según las curvas de floración por unidad de flora melífera, las arboledas tuvieron su pico de floración, al final del invierno y principio de primavera (Figura 2.5b). En las demás unidades los picos de floración fueron entre mediados de primavera y mediados de verano, excepto en la unidad herbácea donde el periodo de mayor riqueza de especies en flor se extendió hasta el final del verano. Durante el pico de floración general, la mayor oferta de especies nativas en flor la presentaron las unidades árida, húmeda y de bosques xéricos y húmedos, mientras que la unidad antrópica tuvo la mayor riqueza de exóticas, casi duplicando a otras unidades.

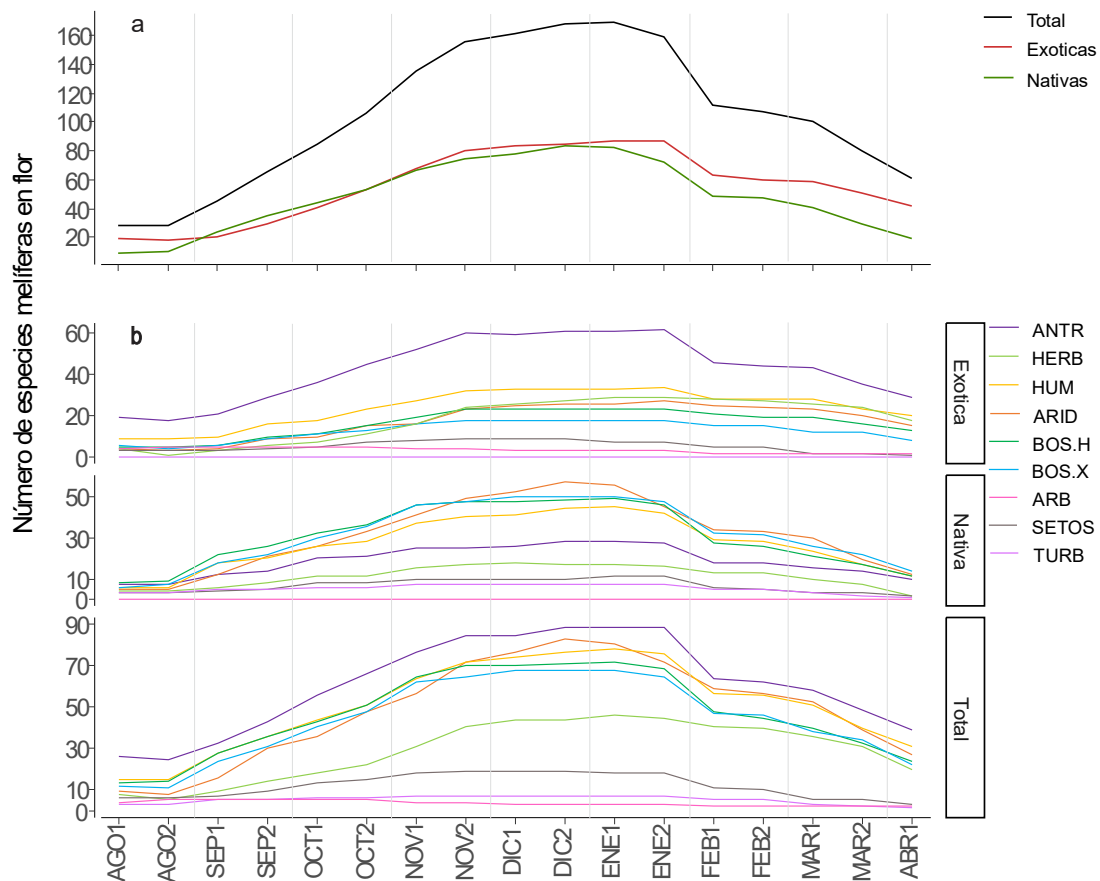


Figura 2.5. Curvas de floración de especies melíferas nativas, exóticas y totales de la región Andino-Norpatagónica, consideradas en conjunto (a), y por unidad de flora melífera (b). El período relevado abarca desde el 01 de agosto hasta el 15 de abril. Notar las diferencias de escala en el eje vertical de cada gráfico. Referencias: verde= nativas; rojo= exóticas; negro= total. Ver nomenclatura en Tabla 2.1.

2.4. Discusión

La región Andino-Norpatagónica alberga más de 1000 especies de plantas vasculares, con aproximadamente un 75% de especies nativas y un 25% de especies exóticas (Ezcurra & Brion 2005). En esta revisión registré que 254 de dichas especies son utilizadas por *Apis mellifera* como fuente de alimento, predominando las especies exóticas (55%) por sobre las nativas (45%). Las familias más representadas fueron Asteraceae, Rosaceae y Fabaceae, en concordancia con estudios previos locales (Forcone & Kutschker 2006, Forcone & Muñoz 2009, Forcone et al., 2013), del país (Gurini & Basilio 1995, Naab et al., 2007), y de otras regiones del mundo, ya

que se encuentran entre las familias de angiospermas más diversas y con numerosas especies melíferas (Filipiak et al., 2022). El enfoque de comunidades permitió identificar la riqueza potencial de recursos melíferos disponibles en el espacio y en el tiempo, lo cual incorpora una nueva perspectiva para la planificación de la apicultura en una región con grandes extensiones de áreas protegidas entremezcladas con áreas sometidas a múltiples usos del suelo.

A partir del relevamiento es destacable no sólo que *A. mellifera* utiliza una fracción reducida de la flora disponible, como ha sido demostrado previamente (Andrada 2003 y citas allí), sino que a pesar de ser un polinizador generalista, existe una tendencia hacia un mayor uso de especies exóticas. Estos resultados son consistentes con los hallazgos de Morales & Aizen (2002) en la región, evaluando interacciones planta-polinizador en los bosques templados, donde los polinizadores exóticos fueron mayormente asociados a especies de plantas exóticas. Asimismo, Forcone & Muñoz (2009) en sus estudios sobre flora melífera local atribuyeron el mayor uso de *A. mellifera* de especies exóticas a la prevalencia de recursos adventicios en áreas urbanas, periurbanas y agrícolas, donde se sitúa habitualmente la actividad apícola. Mientras que la región pampeana se asemeja a la región Andino-Norpatagónica por la mayor disponibilidad de flora melífera exótica (Tellería 1995), en otras regiones del país como las Provincias Fitogeográficas del Espinal, Monte o Chaqueña, las especies melíferas nativas representan entre un 75% y un 91,5% de la flora melífera disponible (Salgado et al., 2014, Naab & Tamane 2007, Andrada 2003, pero ver Naab et al., 2001), lo que sugiere que la alimentación de *A. mellifera* es afectada por los usos del suelo a escala regional.

El mayor uso por parte de *A. mellifera* de especies exóticas implica que pueden aumentar las tasas de reproducción de dichas especies, incrementando su potencial invasor. Speziale & Ezcurra (2011) encontraron que la distancia a centros urbanos es uno de los factores determinantes de la riqueza y composición de especies exóticas en los tipos de hábitat de la región. Además encontraron una mayor riqueza de especies exóticas en matorrales respecto a los bosques y la estepa patagónica. Dicho hallazgo cobra relevancia en el marco de los resultados encontrados en este Capítulo,

ya que las áreas urbanas son las de mayor riqueza de especies melíferas, y es frecuente el establecimiento de la apicultura local en las áreas antropizadas (Forcone & Muñoz 2009). Es decir, que *A. mellifera* podría ser un factor clave sobre la composición y riqueza de especies de plantas exóticas en las comunidades vegetales cercanas a los apiarios, facilitando su establecimiento por retroalimentación positiva (Morales & Aizen 2002). Por ello, es prioritario monitorear las tasas de reproducción de las especies exóticas más utilizadas por *A. mellifera* y evaluar en qué medida la presencia de esta especie contribuye a su polinización, considerando los distintos tipos de hábitat en que ocurren. Algunas de las especies melíferas exóticas evaluadas por su potencial invasor son *Carduus* spp., *Cytisus scoparius*, *Lupinus* spp., *Plantago lanceolata*, *Rumex acetosella*, *Taraxacum officinale*, *Hypochaeris radicata*, *Prunella vulgaris*, *Trifolium repens*, *Verbascum thapsus* y *Cirsium vulgare* (Forcone 2008, Speziale & Ezcurra 2011).

La riqueza de especies melíferas por comunidad vegetal y sus solapamientos, junto con la heterogeneidad del paisaje local, sugieren que *A. mellifera* dispone espacialmente de recursos florales variados durante la temporada. Los valles agrícola-ganaderos entremezclados con relictos de ambientes naturales y poblados rurales o localidades, junto con las comunidades vegetales naturales que se desarrollan en gradientes de precipitación y altitud y se entremezclan en ecotonos (Kitzberger 2012), forman una matriz heterogénea incluso en áreas reducidas (Queimaliños et al., 2019). Forcone (2008) reportó que el 53% de las mieles de la región analizadas resultaron ser multiflorales, lo cual podría estar asociado a la presencia de múltiples recursos melíferos en las cercanías de los apiarios o a que las mieles hayan sido cosechadas sólo al final de la temporada de actividad. Lamentablemente el trabajo no aclara cómo y cuándo las mieles fueron cosechadas, ni da información de los ambientes cercanos a los apiarios. Otros trabajos realizados en la región no registraron la presencia de *A. mellifera* en los bosques de *N. dombeyi* (Aizen et al., 2002; Vázquez 2002), a pesar de ser la comunidad característica de los bosques templados de la región andina y de presentar más de 50 especies melíferas (Fig. 2.3a). En este caso, podría deberse por un lado a la fisonomía de la unidad de vegetación y/o a la lejanía de los apiarios que, como mencioné previamente,

suelen ubicarse cerca de áreas antropizadas. Esto indica que el uso efectivo de las especies melíferas disponibles está condicionado por otros factores (e.g., la fisonomía de cada unidad de vegetación, las preferencias de *A. mellifera* en función de la oferta, la abundancia de cada recurso en cada unidad de vegetación, la disponibilidad de néctar asociada a la precipitación, entre otras) que deben ser debidamente abordados para comprender cómo el paisaje afecta la actividad forrajera de esta especie de abeja.

La disponibilidad temporal de recursos melíferos en la región es similar a la del Valle Inferior del río Chubut (Forcone 2003), La Pampa (Tellería 1995) o el Distrito del Caldén (Naab et al., 2001), y más breve que en otras regiones del centro y norte del país como el Delta inferior del río Paraná (Gurini & Basilio 1995), el Chaco Húmedo (Cabrera et al., 2013; Salgado et al., 2014), Chaco Seco (Salgado et al., 2014) o Entre Ríos (Fagundez et al., 2016). En la región Andino-Norpatagónica, el pico de riqueza de especies melíferas en flor, tanto nativas como exóticas, ocurre en la época de transición entre primavera y verano, en coincidencia con lo reportado por estudios previos (Forcone & Kutschker 2006, Forcone & Muñoz 2009). Cabe mencionar que si bien algunas especies tienen períodos de floración prolongados (Fig. A2.1 y A2.2, Anexo), su uso por parte de *A. mellifera* puede ser más acotado en el tiempo, ya sea por cambios en la cantidad y/o calidad de cada recurso floral ofrecido, como también en el ensamble de recursos disponibles (Gurini & Basilio 1995).

Las unidades de flora melífera resumen las similitudes en los recursos que ofrecen los ambientes de la región, y pueden resultar una herramienta útil para simplificar la interpretación, en un entorno determinado, de la disponibilidad espacio-temporal de recursos florales con fines apícolas. La presencia en el paisaje de distintas unidades de flora melífera en las cercanías de los apiarios podría garantizar a las colmenas una alimentación diversa, especialmente de las unidades antrópica, árida y húmeda que destacan tanto por el número de especies melíferas que ofrecen como por su disponibilidad a lo largo de la temporada y, en particular, durante el pico de floración. Sin embargo, su utilidad como herramienta debe ser evaluada a campo, analizada y mejorada con el conjunto de apicultores locales.

2.4.1. Alcances y limitaciones del enfoque

Aquí se recopilaron aquellas especies botánicas sobre las cuales se observó a *A. mellifera* forrajeando, o cuyos granos de polen fueron identificados en muestras de miel y/o de polen corbicular de la región. No obstante, para evaluar la potencialidad de una especie melífera como recurso alimenticio es necesario cuantificar su abundancia en cada comunidad vegetal, además de su presencia, así como la cantidad de néctar y polen que ofrece. Asimismo, *A. mellifera* exhibe preferencias sobre las especies nectaríferas utilizando un subgrupo de las especies disponibles (Telleria 1995), y generaliza entre especies que florecen en simultáneo (Pietratuono et al., 2019). Esto evidencia que no sólo es importante la identidad sino también el contexto en que cada recurso floral está disponible. Es menester considerar que la metodología empleada para asignar la presencia de cada especie melífera a las distintas unidades de vegetación o tipos de ambiente de la región Andino-Norpatagónica puede presentar un sesgo hacia los ambientes y especies más estudiadas. Por ello resulta fundamental profundizar el relevamiento aquí presentado con estudios observacionales y experimentales de campo. Por otra parte, la riqueza de especies es un indicador parcial del valor melífero de una comunidad vegetal y/o unidad de flora melífera, ya que una baja riqueza no necesariamente implica la ausencia de recursos de importancia (e.g., pastizales). Sin embargo, en estos escenarios es más probable que haya periodos de escasez de alimento durante la temporada o que no cubran los requerimientos nutricionales de las colmenas. Por último, este trabajo de revisión muestra la riqueza potencial de especies melíferas por comunidad vegetal, es decir que no necesariamente cada parche de cada comunidad presenta en simultáneo la totalidad de especies informadas (e.g., cultivos), aunque constituye una buena aproximación para abordar la disponibilidad espacial y temporal de recursos melíferos en la región.

2.4.2. Implicancias para un manejo apícola sustentable

Si bien la importancia económica, social y cultural de la apicultura es indiscutible, el impacto de la introducción de *A. mellifera* sobre la biodiversidad debe ser cuidadosamente evaluado, especialmente en áreas

protegidas (Agüero et al., 2018 y 2020). Al ser un insecto exótico domesticado, generalista y con alta capacidad competitiva por su organización social, su abundancia determinará el grado de competencia con abejas nativas, así como la probabilidad de transmisión de enfermedades a través de los recursos florales que comparten (Maharramov et al., 2013) y su impacto en las redes de interacción planta-polinizador (Aizen et al., 2008b). Por otra parte, si bien *A. mellifera* visita especies de plantas nativas (Fig. A2.1), dicha interacción es contexto dependiente por lo que desde el punto de vista de la planta puede ser tanto mutualista como antagonista (Aizen et al., 2014), y puede ser menos eficiente que la visita de polinizadores nativos (Debnam et al., 2021). Respecto a las unidades de vegetación y tipos de ambientes considerados, la estepa patagónica presentó la mayor riqueza de especies melíferas (Fig. 2.3), pero también posee la mayor diversidad de Apoidea de la región (Devoto et al., 2005), y promover la apicultura allí podría generar impactos negativos sobre especies de abejas nativas, lo cual merece ser estudiado en mayor profundidad. La elevada disponibilidad de recursos melíferos en la unidad antrópica identificada en este trabajo, podría ser aprovechada para acotar la actividad apícola específicamente a dicha unidad, limitando la presión sobre comunidades naturales. No obstante, considerando que *A. mellifera* visita más frecuentemente especies de sitios con alta perturbación antrópica, y que sin importar el grado de perturbación, las plantas exóticas reciben 2,5 veces más visitas de *A. mellifera* que las plantas nativas (Morales & Aizen 2002), la mayor riqueza de especies melíferas exóticas la unidad antrópica (Fig. 2.5b) plantea un desafío a la conservación al promover la reproducción y potencial invasor de las mismas. Por último, a diferencia de otros tipos de producciones agropecuarias, *A. mellifera* no puede restringirse a un corral, por lo que los enjambres que se producen naturalmente pueden asilvestrarse. Por ello es fundamental 1) conocer el grado de dependencia de las especies exóticas respecto de la polinización por *A. mellifera* para evaluar en qué medida esta abeja actúa como facilitadora de especies invasoras; 2) monitorear las tasas de reproducción de las plantas más utilizadas, con especial énfasis en especies exóticas; 3) registrar la cantidad de apiarios y número de colmenas que existen en la región, entre otras recomendaciones tendientes a generar y/o profundizar un

plan de manejo apícola sustentable adaptado a la región Andino-Norpatagónica. Asimismo, es fundamental estudiar el número de colmenas por área que pueden albergar distintas comunidades vegetales de la región (i.e., capacidad de carga) sin alterar los ensambles de abejas nativas en base a su flora melífera (Fig. 2.3).

2.5. Conclusiones

Este es el primer trabajo de recopilación de la flora utilizada por *Apis mellifera* para evaluar la disponibilidad espacial y temporal de recursos florales en una región de la Argentina. Los resultados aquí presentados, con un enfoque de comunidades, permiten profundizar y valorar los beneficios que representan los paisajes heterogéneos para la apicultura, una actividad comúnmente asociada a la agricultura, cuyas prácticas en muchos casos condicionan la supervivencia de las propias colmenas. A partir de estos resultados, es posible avanzar en la caracterización del paisaje y en la cuantificación de la disponibilidad de recursos florales por comunidad vegetal para planificar la actividad y minimizar sus impactos negativos. La región Andino-Norpatagónica ofrece la posibilidad de desarrollar la apicultura en un entorno semi-natural, junto con el desafío de hacerlo en equilibrio con la naturaleza y en sintonía con los objetivos de las Reservas de Biósfera (UNESCO 2022).

Anexo - Capítulo 2

Tabla A2.1: Probabilidades de ocurrencia asignadas a distintas expresiones cualitativas descriptivas respecto a la presencia-ausencia de una determinada especie melífera en una comunidad vegetal.

Referencia	Probabilidad de ocurrencia
"nunca está presente en"; "en habitats perturbados desaparece"	0
"a veces se la encuentra en"; "ocasionalmente en"; "algunos ejemplares"; "puede crecer en"; "aparece en"; "menos común en"; "no frecuente en"; "a veces en"; "no tan común"; "escasa"	0,5
"presente en"; "habita en"; "se encuentra en"; "crece en"; "prefiere"; "vive en"; "especialmente en"; "principalmente en"; "común en"; "frecuente en"; "a menudo en"; "generalmente"; "abundante en"; "usualmente en"; "típica en"; "característica de"	1

Tabla A2.2: Unidades de vegetación melífera y las comunidades vegetales/tipos de ambientes que representan (ver Resultados, Figura 3). (*) Riqueza de especies melíferas.

Unidad	Número de especies melíferas	Comunidades vegetales que representa (*)	Número de especies en común
Antrópica (ANTR)	125	Cultivos (52) Áreas urbanas (97) Banquinas y bordes de camino (69)	26
Herbáceas (HERB)	49	Pastura (31) Pastizal (23) Pradera (19)	5
Húmeda (HUM)	93	Vegetación riparia (72) Mallín (62)	41
Árida (ARID)	101	Altoandino (31) Estepa (98)	28
Bosque húmedo (BOS.H)	80	Bosque de <i>Nothofagus pumilio</i> (34) Bosque de <i>Nothofagus dombeyi</i> (52) Selva valdiviana (62)	18
Bosque xérico (BOS.X)	78	Bosque de <i>Astrocedrus chilensis</i> (40) Bosque mixto de <i>A. chilensis</i> y <i>N. dombeyi</i> (23) Ecotono bosque-estepa (24) Matorral (63)	11
Arboledas (ARB)	8	Arboledas (8)	-
Setos (SETOS)	22	Setos (22)	-
Turbera (TURB)	7	Turberas (7)	-

Tabla A2.3. Glosario de nombres científicos y comunes de las especies melíferas de la región Andino-Norpatagónica argentina.

Nombre científico		Nombre común
<i>Acaena</i>	<i>argentea</i>	cadillo, trun, amor seco, zarzaparrilla, proquín, abrojo
<i>Acaena</i>	<i>magellanica</i>	cadillo-acaena
<i>Acaena</i>	<i>ovalifolia</i>	abrojo, amor seco, cadilla
<i>Acaena</i>	<i>pinnatifida</i>	pimpinela cimarrona , abrojo, cadillo de la sierra
<i>Acaena</i>	<i>platyacantha</i>	-
<i>Acaena</i>	<i>sericea</i>	-
<i>Acaena</i>	<i>splendens</i>	abrojo, cepa caballo
<i>Acer</i>	<i>pseudoplatanus</i>	arce blanco, falso plátano o arce sicómoro
<i>Achillea</i>	<i>millefolium</i>	milenrama, perejil bravío o flor de la pluma
<i>Adesmia</i>	<i>boronioides</i>	éter-loncko-paramela-té pampa-té silvestre-trevo-yagneu
<i>Adesmia</i>	<i>volckmannii</i>	mata espinosa, mamuel choique
<i>Aesculus</i>	<i>hippocastanum</i>	castaño de indias
<i>Aextoxicon</i>	<i>punctatum</i>	olivillo, tique, teque, palo muerto, aceitunillo
<i>Alnus</i>	<i>glutinosa</i>	aliso europeo
<i>Alnus</i>	<i>incana subsp. incana</i>	aliso gris, aliso cano, aliso europeo
<i>Alnus</i>	<i>rubra</i>	aliso rojo
<i>Alstroemeria</i>	<i>aurea</i>	amancay, liuto, rayen-cachu
<i>Ameghinoa</i>	<i>patagonica</i>	-
<i>Amomyrtus</i>	<i>luma</i>	luma, luma colorada, reloncaví, palo madroño
<i>Amsinckia</i>	<i>calycina</i>	-
<i>Anarthrophyllum</i>	<i>desideratum</i>	mata guanaco
<i>Arctium</i>	<i>minus</i>	lampazo menor, bardana
<i>Aria</i>	<i>edulis</i>	serbal
<i>Aristolelia</i>	<i>chilensis</i>	maqui
<i>Arjona</i>	<i>tuberosa</i>	macachín del trigo-mata trigo - chaquil - papita de los arenales
<i>Artemisia</i>	<i>absinthium</i>	ajenjo
<i>Artemisia</i>	<i>verlotiorum</i>	yuyo de san vicente, falsa altamisa, altamisa, ajenjo silvestre, pronto alivio, sanalotodo
<i>Astragalus</i>	<i>patagonicus</i>	-
<i>Atamisquea</i>	<i>emarginata</i>	atamisqui
<i>Atriplex</i>	<i>prostrata</i>	armuelle silvestre
<i>Austrocedrus</i>	<i>chilensis</i>	ciprés
<i>Azara</i>	<i>microphylla</i>	chin-chin
<i>Azorella</i>	<i>prolifera</i>	neneo, hierba negra
<i>Baccharis</i>	<i>darwinii</i>	chilquilla
<i>Baccharis</i>	<i>juncea</i>	-
<i>Baccharis</i>	<i>linearis</i>	romerillo
<i>Baccharis</i>	<i>obovata</i>	chilca-huautro-romerillo-vautrú
<i>Baccharis</i>	<i>patagonica</i>	huautro
<i>Bassia</i>	<i>scoparia</i>	-
<i>Berberis</i>	<i>darwinii</i>	calafate, michay
<i>Berberis</i>	<i>empetrifolia</i>	montenegro
<i>Berberis</i>	<i>microphylla</i>	calafate, michay

	Nombre científico	Nombre común
	<i>Berberis serratodentata</i>	saloll
	<i>Betula pendula</i>	abedul común, abedul de europa, abedul verrugoso, abedul llorón o abedul péndulo
	<i>Betula pubescens var. Pubescens</i>	abedul
<i>Brachystele</i>	<i>unilateralis</i>	-
<i>Brassica</i>	<i>nigra</i>	nabo silvestre
<i>Brassica</i>	<i>rapa</i>	nabo, colza, canola, nabillo, naviza, nabo silvestre, nabo salvaje, nabo blanco
<i>Buddleja</i>	<i>globosa</i>	pañil
<i>Calceolaria</i>	<i>polyrrhiza</i>	taquito de reina
<i>Capsella</i>	<i>bursa-pastoris</i>	bolsa de pastor, pan y quesillo
<i>Carduus</i>	<i>tenuiflorus</i>	cardo de flor esbelta, cardo de oveja, cardo de orilla, cardo esbelto
<i>Carduus</i>	<i>thoermeri</i>	cardo
<i>Castanea</i>	<i>sativa</i>	castaño
<i>Cerastium</i>	<i>arvense</i>	cerastio
<i>Chenopodium</i>	<i>album</i>	granasche - quinoa - yuyo blanco - yuyo colorado - quinguilla
<i>Chloraea</i>	<i>virescens</i>	pichiquén, tulipán del campo, orquídea silvestre
<i>Cichorium</i>	<i>intybus</i>	achicoria
<i>Cirsium</i>	<i>vulgare</i>	cardo negro, cardo de toro, cardo
<i>Colletia</i>	<i>hystrix</i>	espino negro, cuneo
<i>Colliguaja</i>	<i>integerrima</i>	colliguay-duraznillo
<i>Collomia</i>	<i>biflora</i>	-
<i>Collomia</i>	<i>linearis</i>	caña de la víbora
<i>Conium</i>	<i>maculatum</i>	cicuta
<i>Convolvulus</i>	<i>arvensis</i>	correhuela o cahirueta
<i>Convolvulus</i>	<i>sepium</i>	correhuela mayor, campanilla
<i>Conyza</i>	<i>sumatrensis</i>	-
<i>Corylus</i>	<i>avellana</i>	avellano
<i>Corymbia</i>	<i>tessellaris</i>	-
<i>Crepis</i>	<i>capillaris</i>	falsa achicoria
<i>Cupressus</i>	<i>arizonica</i>	ciprés de arizona
<i>Cupressus</i>	<i>macrocarpa</i>	ciprés lambertiano, lambertiana, ciprés de monterrey, ciprés macrocarpa
<i>Cupressus</i>	<i>sempervirens</i>	-
<i>Cydonia</i>	<i>oblonga</i>	membrillo
<i>Cytisus</i>	<i>scoparius</i>	retama
<i>Daucus</i>	<i>pusillus</i>	zanahoria silvestre
<i>Diostea</i>	<i>juncea</i>	retamo
<i>Diplotaxis</i>	<i>muralis</i>	-
<i>Diplotaxis</i>	<i>tenuifolia</i>	flor amarilla oruga silvestre - mostacilla
<i>Dipsacus</i>	<i>sativus</i>	cardo de cardar
<i>Discaria</i>	<i>articulata</i>	crucero-llaqui-manca caballo-mata negra-yaque-yaquil
<i>Discaria</i>	<i>chacaye</i>	chacay-chacay de la cordillera-temen
<i>Dysphania</i>	<i>ambrosioides</i>	-
<i>Embothrium</i>	<i>coccineum</i>	notro
<i>Ephedra</i>	<i>ochreatea</i>	-
<i>Erodium</i>	<i>cicutarium</i>	alfilerillo, alfilerillo común, alfilerillo hembra, geranio silvestre, peludilla
<i>Eruca</i>	<i>vesicaria</i>	rúcula - roqueta

Nombre científico		Nombre común
<i>Eryngium</i>	<i>paniculatum</i>	falso caraguatá, serrucheta, caraguatá, carda, chupalla, cardilla, cardoncillo, ananá
<i>Erysimum</i>	<i>repandum</i>	-
<i>Escallonia</i>	<i>rosea</i>	siete camisas
<i>Escallonia</i>	<i>rubra</i>	ñipa, sietecamisas colorado, moki
<i>Escallonia</i>	<i>virgata</i>	chapel
<i>Eschscholzia</i>	<i>californica</i>	amapola dorada
<i>Eucryphia</i>	<i>cordifolia</i>	ulmo
<i>Euphorbia</i>	<i>collina</i>	leche tres - pichoa
<i>Fabiana</i>	<i>imbricata</i>	palo piche
<i>Flaveria</i>	<i>bidentis</i>	fique
<i>Foeniculum</i>	<i>vulgare</i>	hinojo
<i>Fragaria</i>	<i>chiloensis</i>	frutilla
<i>Fragaria</i>	<i>x ananassa</i>	frutilla
<i>Fraxinus</i>	<i>americana</i>	fresno americano
<i>Fraxinus</i>	<i>excelsior</i>	fresno
<i>Fraxinus</i>	<i>pennsylvanica</i>	fresno americano, fresno rojo, fresno verde.
<i>Fuchsia</i>	<i>magellanica</i>	chilco
<i>Gaultheria</i>	<i>mucronata</i>	chaura
<i>Gaultheria</i>	<i>phillyreifolia</i>	chaura
<i>Gaultheria</i>	<i>pumila</i>	chaura
<i>Geranium</i>	<i>core-core</i>	-
<i>Gevuina</i>	<i>avellana</i>	avellano
<i>Gilia</i>	<i>laciniata</i>	-
<i>Gleditsia</i>	<i>triacanthos</i>	acacia negra
<i>Haplopappus</i>	<i>glutinosus</i>	-
<i>Hirschfeldia</i>	<i>incana</i>	mostacilla perenne, mostaza, nabo, nabillo, nabiza, nabo amarillo
<i>Hypericum</i>	<i>perforatum</i>	hipérico, hipericón, corazoncillo o hierba de san juan
<i>Hypochaeris</i>	<i>radicata</i>	achicoria de monte, hierba del chancho, pasto del chancho.
<i>Juglans</i>	<i>regia</i>	nogal
<i>Junellia</i>	<i>crithmifolia</i>	-
<i>Junellia</i>	<i>odonellii</i>	-
<i>Laburnum</i>	<i>anagyroides</i>	lluvia de oro, laburno, citiso o falso ébano
<i>Lactuca</i>	<i>seriola</i>	lechuga silvestre
<i>Lathyrus</i>	<i>latifolius</i>	arveja o arvejana silvestre, basta, albejana
<i>Lavandula</i>	<i>officinalis</i>	-
<i>Lepidium</i>	<i>draba</i>	draba, wancy, wency, owency
<i>Leucanthemum</i>	<i>vulgare</i>	margarita
<i>Leucheria</i>	<i>achillaeifolia</i>	-
<i>Lomatia</i>	<i>ferruginea</i>	fuinque
<i>Lomatia</i>	<i>hirsuta</i>	radal
<i>Lotus</i>	<i>corniculatus</i>	alfalfa chilota
<i>Lotus</i>	<i>pedunculatus</i>	alfalfa chilota-cuernecillo gigante-trébol pata de pájaro
<i>Luma</i>	<i>apiculata</i>	arrayán
<i>Lupinus</i>	<i>polyphyllus</i>	lupino
<i>Lythrum</i>	<i>salicaria</i>	-
<i>Malus</i>	<i>domestica</i>	manzano

Nombre científico		Nombre común
<i>Malus</i>	<i>sylvestris</i>	manzano
<i>Malva</i>	<i>sylvestris</i>	malva
<i>Malvella</i>	<i>leprosa</i>	-
<i>Marrubium</i>	<i>vulgare</i>	marrubio, hierba del sapo o toronjil cuyano
<i>Matricaria</i>	<i>chamomilla</i>	manzanilla
<i>Matricaria</i>	<i>discoidea</i>	-
<i>Matricaria</i>	<i>matricarioides</i>	manzanilla sin pétalos
<i>Maytenus</i>	<i>boaria</i>	maitén
<i>Maytenus</i>	<i>chubutensis</i>	chaurilla
<i>Medicago</i>	<i>lupulina</i>	lupulina
<i>Medicago</i>	<i>sativa</i>	alfalfa
<i>Melilotus</i>	<i>albus</i>	trébol de olor
<i>Mentha</i>	<i>spicata</i>	menta
<i>Mostacillastrum</i>	<i>commune</i>	-
<i>Mulguraea</i>	<i>ligustrina</i>	-
<i>Mutisia</i>	<i>decurrens</i>	mutisia virreina o clavel del campo
<i>Mutisia</i>	<i>spinosa</i>	reina mora, mutisia reina, mutisia rosa, clavel del campo
<i>Myoschilos</i>	<i>oblongum</i>	codocoipo
<i>Myrceugenia</i>	<i>chrysoarpa</i>	luma blanca
<i>Myrceugenia</i>	<i>exsucca</i>	patagua
<i>Nardophyllum</i>	<i>bryoides</i>	mata guanaco
<i>Nothofagus</i>	<i>antarctica</i>	ñire
<i>Nothofagus</i>	<i>betuloides</i>	coihue
<i>Nothofagus</i>	<i>dombeyi</i>	coihue
<i>Ochetophila</i>	<i>trinervis</i>	chacay
<i>Oenothera</i>	<i>magellanica</i>	don diego de la noche
<i>Oenothera</i>	<i>odorata</i>	dondiego de la noche, flor de san losé
<i>Oenothera</i>	<i>rivadaviae</i>	-
<i>Olsynium</i>	<i>junceum</i>	sisyrinchum
<i>Onopordum</i>	<i>acanthium</i>	cardo borriquero, toba, cardo pampa, cardo peludo, cardo blanco
<i>Origanum</i>	<i>vulgare</i>	orégano
<i>Ovidia</i>	<i>andina</i>	lloime-palo hediondo-pillo-pillo pillo
<i>Papaver</i>	<i>rhoeas</i>	amapola
<i>Pastinaca</i>	<i>sativa</i>	chirivía
<i>Persea</i>	<i>lingue</i>	lingue
<i>Phacelia</i>	<i>secunda</i>	facelia
<i>Pinus</i>	<i>radiata</i>	pino insigne
<i>Plantago</i>	<i>lanceolata</i>	llantén menor o siete venas
<i>Plantago</i>	<i>patagonica</i>	peludilla
<i>Polygala</i>	<i>sabuletorum</i>	-
<i>Polygonum</i>	<i>aviculare</i>	poligonum - cien nudos - sanguinaria siete sangrías
<i>Polygonum</i>	<i>persicaria</i>	poligonum - duraznillo
<i>Populus</i>	<i>alba</i>	álamo plateado
<i>Populus</i>	<i>nigra</i>	álamo negro
<i>Potentilla</i>	<i>chiloensis</i>	-
<i>Potentilla</i>	<i>recta</i>	potentilla

Nombre científico		Nombre común
<i>Prunella</i>	<i>vulgaris</i>	consuelda menor
<i>Prunus</i>	<i>amygdalus</i>	almendro
<i>Prunus</i>	<i>armeniaca</i>	damasco
<i>Prunus</i>	<i>avium</i>	cerezo
<i>Prunus</i>	<i>cerasus</i>	guindo
<i>Prunus</i>	<i>domestica</i>	ciruelo
<i>Prunus</i>	<i>persica</i>	durazno
<i>Pseudognaphalium</i>	<i>leucopeplum</i>	-
<i>Pyracantha</i>	<i>coccinea</i>	espino de fuego
<i>Pyrus</i>	<i>communis</i>	pera
<i>Quercus</i>	<i>robur</i>	roble europeo
<i>Quercus</i>	<i>rubra</i>	roble americano
<i>Quinchamalium</i>	<i>chilense</i>	quinchamá
<i>Ranunculus</i>	<i>repens</i>	boton de oro, bugalla, ranúnculo de prado y redellobas
<i>Raphanus</i>	<i>raphanistrum</i>	rábano
<i>Raphanus</i>	<i>sativus</i>	rábano, nabón
<i>Rhaphithamnus</i>	<i>spinosus</i>	espino azul, arrayán macho, espino blanco, huayún, repu, arrayán de espino, guayán
<i>Ribes</i>	<i>cucullatum</i>	parrilla
<i>Ribes</i>	<i>magellanicum</i>	parrilla
<i>Ribes</i>	<i>nigrum</i>	cassis
<i>Ribes</i>	<i>rubrum</i>	corinto
<i>Ribes</i>	<i>uva-crispa</i>	grosella
<i>Robinia</i>	<i>pseudoacacia</i>	acacia
<i>Rosa</i>	<i>rubiginosa</i>	rosa mosqueta
<i>Rubus</i>	<i>constrictus</i>	murra
<i>Rubus</i>	<i>geoides</i>	frambuesita
<i>Rubus</i>	<i>idaeus</i>	frambuesa
<i>Rubus</i>	<i>ulmifolius</i>	zarzamora, zarza o mora
<i>Rumex</i>	<i>acetosella</i>	acedera
<i>Salix</i>	<i>524/43</i>	-
<i>Salix</i>	<i>caprea</i>	sauce japonés
<i>Salix</i>	<i>humboldtiana</i>	sauce criollo
<i>Salix</i>	<i>fragilis</i>	sauce negro
<i>Salvia</i>	<i>rosmarinus</i>	romero
<i>Sambucus</i>	<i>nigra</i>	sauco
<i>Saponaria</i>	<i>officinalis</i>	jabonera
<i>Scabiosa</i>	<i>atropurpurea</i>	escobilla morisca
<i>Schinus</i>	<i>marchandii</i>	molle
<i>Schinus</i>	<i>patagonicus</i>	laura
<i>Senecio</i>	<i>arnottii</i>	-
<i>Senecio</i>	<i>patagonicus</i>	-
<i>Sisyrinchium</i>	<i>arenarium</i>	-
<i>Sisyrinchium</i>	<i>patagonicum</i>	-
<i>Solidago</i>	<i>chilensis</i>	vara de oro, romero amarillo, felel
<i>Sonchus</i>	<i>oleraceus</i>	cerraja
<i>Sorbus</i>	<i>aria</i>	mostajo, mostellar, mochera

Nombre científico		Nombre común
<i>Sorbus</i>	<i>aucuparia</i>	sorbus, serbal
<i>Syringa</i>	<i>vulgaris</i>	lila
<i>Tamarix</i>	<i>gallica</i>	taray, taray de europa, tamarisco
<i>Tamarix</i>	<i>ramosissima</i>	tamarisco
<i>Tanacetum</i>	<i>vulgare</i>	tanaceto, tansi o hierba lombriguera
<i>Taraxacum</i>	<i>officinale</i>	diente de leon
<i>Tetraglochin</i>	<i>alata</i>	-
<i>Tilia</i>	<i>x europaea</i>	tilo
<i>Tragopogon</i>	<i>dubius</i>	barba, escorzonera, piñones, salsifí, salsifí silvestre
<i>Tragopogon</i>	<i>porrifolius</i>	-
<i>Trifolium</i>	<i>arvense</i>	trébol - pie de liebre - patita de conejo
<i>Trifolium</i>	<i>dubium</i>	lupulina
<i>Trifolium</i>	<i>hybridum</i>	trébol rosado
<i>Trifolium</i>	<i>pratense</i>	trébol rojo
<i>Trifolium</i>	<i>repens</i>	trébol blanco
<i>Tripleurospermum</i>	<i>inodorum</i>	manzanilla marítima
<i>Tropaeolum</i>	<i>porifolium</i>	-
<i>Typha</i>	<i>subulata</i>	-
<i>Ulex</i>	<i>europaeus</i>	tojo
<i>Ulmus</i>	<i>minor</i>	olmo, olmo común, negrillo, olmo europeo
<i>Ulmus</i>	<i>pumila</i>	olmo
<i>Valeriana</i>	<i>clarionifolia</i>	nancolahuen
<i>Verbascum</i>	<i>thapsus</i>	verbasco o gordolobo
<i>Veronica</i>	<i>anagallis-aquatica</i>	veronica acuática, huentrai, berro
<i>Vicia</i>	<i>benghalensis</i>	-
<i>Vicia</i>	<i>hirsuta</i>	arvejilla, alvejilla
<i>Vicia</i>	<i>magellanica</i>	arvejilla, alvejilla
<i>Vicia</i>	<i>nigricans</i>	arvejilla, alvejilla
<i>Vicia</i>	<i>sativa</i>	arvejilla, alvejilla

Fenología de floración de las especies melíferas del noroeste de la Patagonia Argentina discriminadas por origen

Figura A2.1: Fenología de floración de especies melíferas nativas en la región Andino-Norpatagónica, relevada a partir de la revisión bibliográfica. El eje vertical presenta las especies relevadas ordenadas en función del inicio y fin de floración, mientras que el eje horizontal representa el tiempo considerado desde principios de agosto hasta mediados de abril. La línea gruesa representa 2 o más citas para dicha quincena.

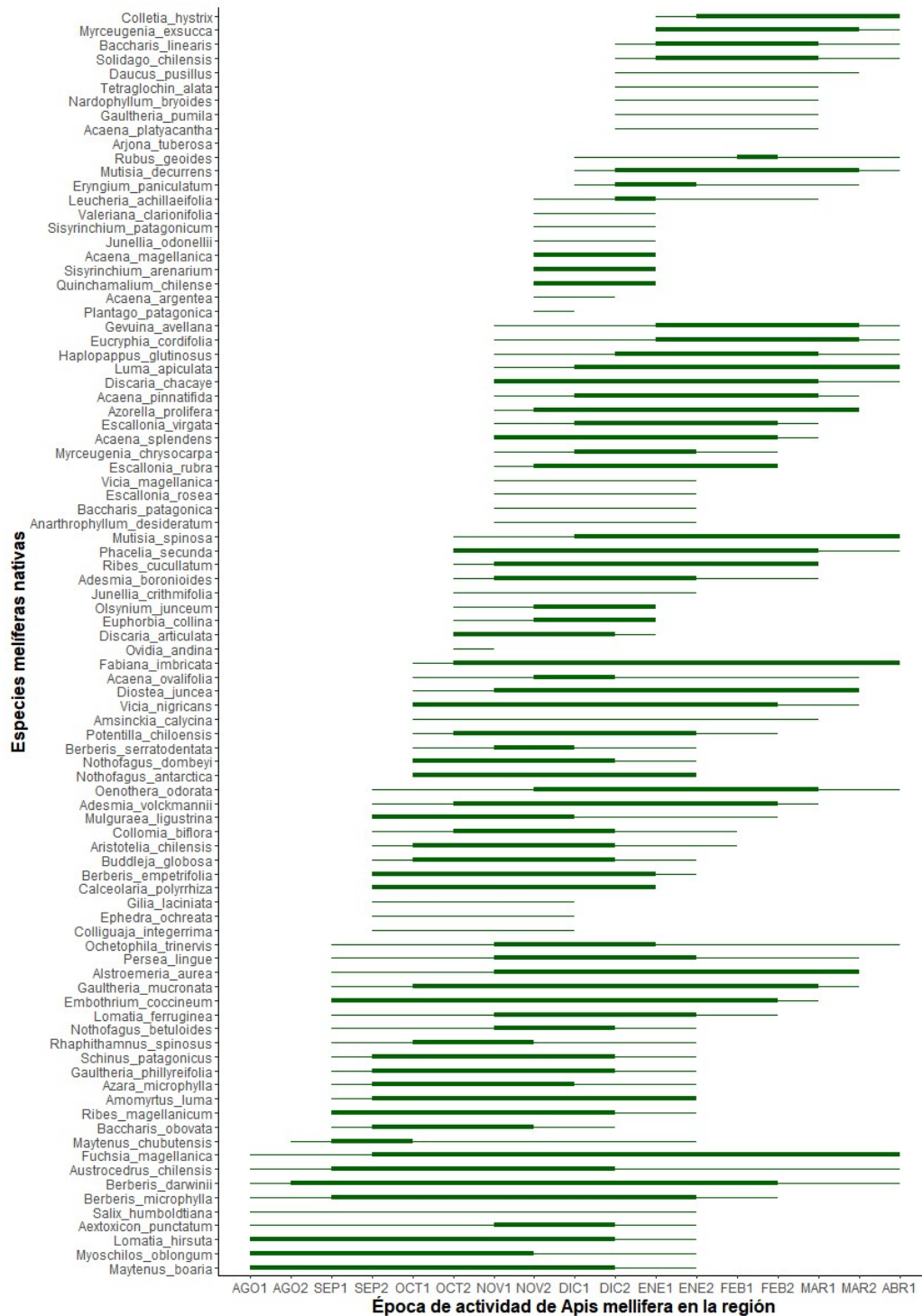
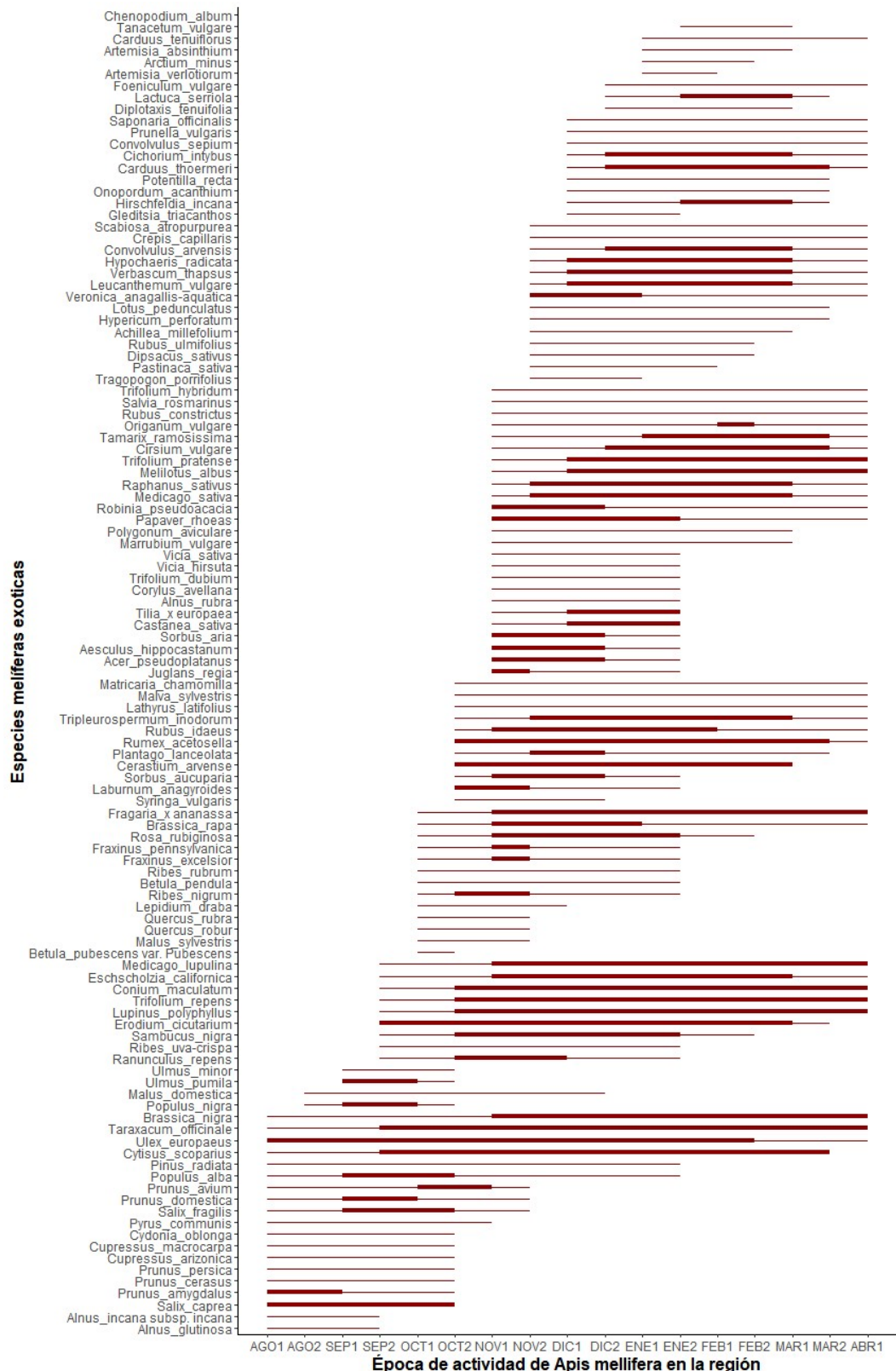


Figura A2.2: Fenología de floración de especies melíferas exóticas en la región Andino-Norpatagónica, relevada a partir de una revisión bibliográfica. El eje vertical presenta las especies relevadas ordenadas en función del inicio y fin de floración, mientras que el eje horizontal representa el tiempo considerado desde principios de agosto hasta mediados de abril. La línea gruesa representa 2 o más citas para dicha quincena.



Fenología de floración de las especies melíferas del noroeste de la Patagonia Argentina discriminadas por unidad de flora melífera

Figura A2.3: Fenología de floración de las especies melíferas nativas presentes en la unidad antrópica.

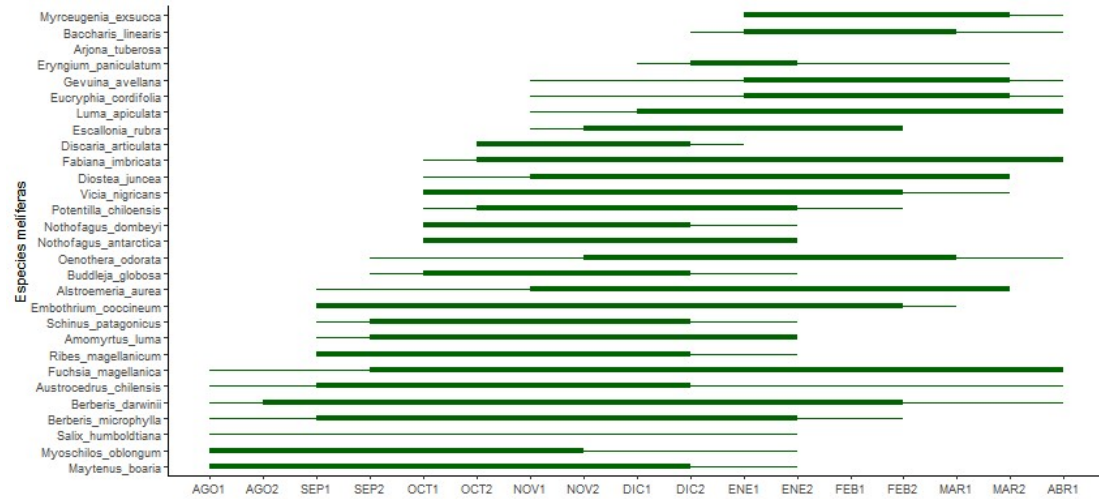


Figura A2.4: Fenología de floración de las especies melíferas exóticas presentes en la unidad antrópica.

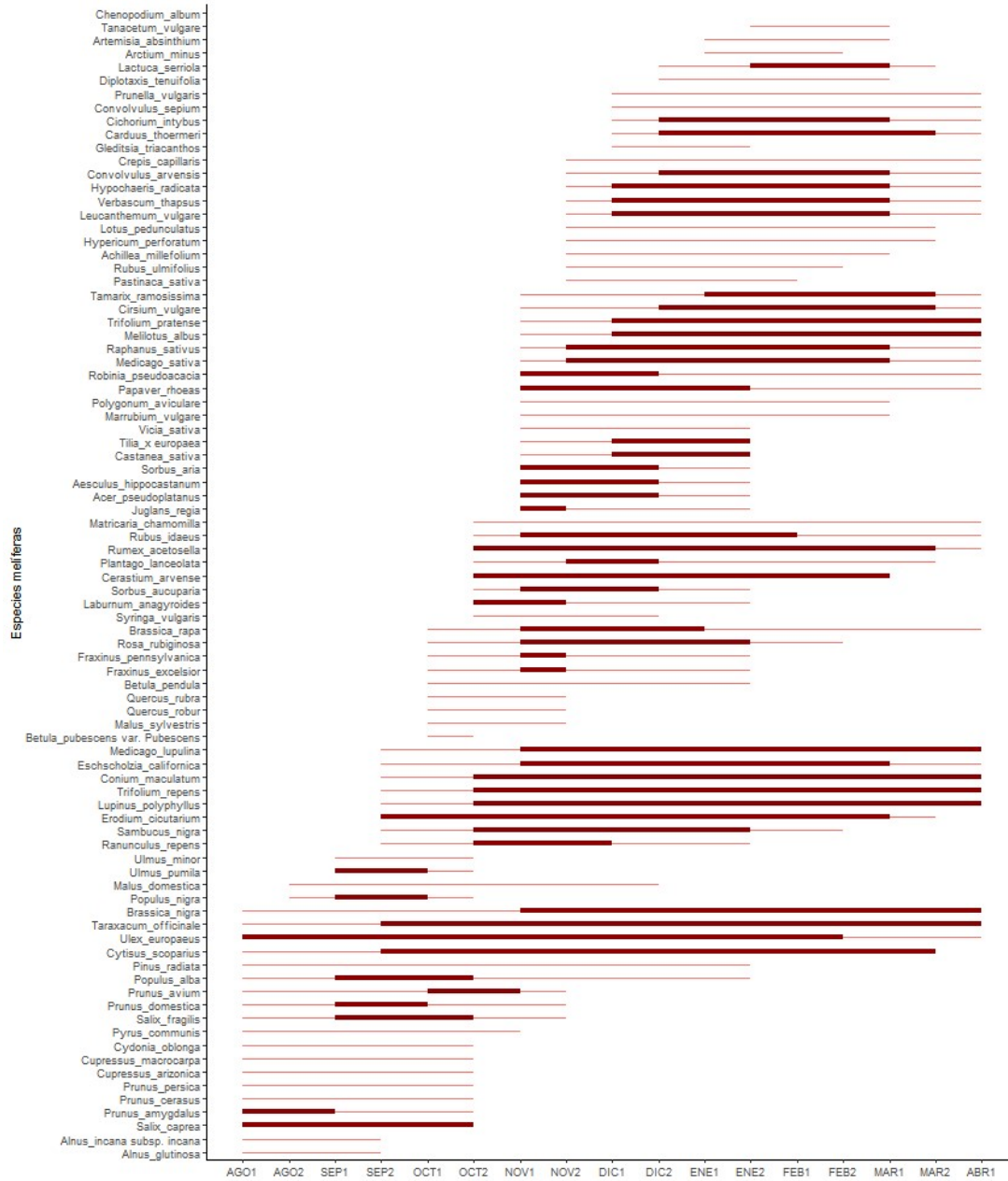


Figura A2.5: Fenología de floración de las especies melíferas exóticas presentes en la unidad arboledas.

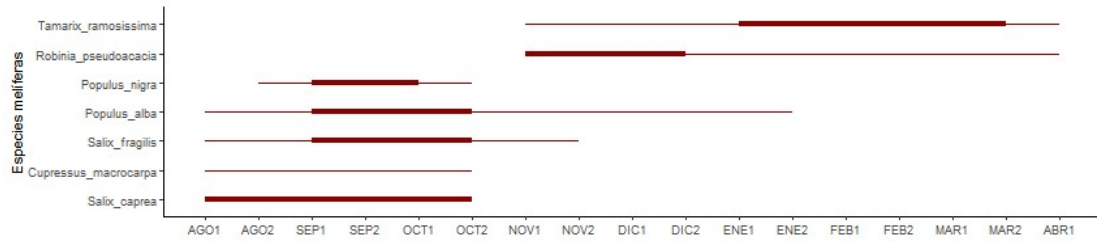


Figura A2.6: Fenología de floración de las especies melíferas nativas presentes en la unidad árida.

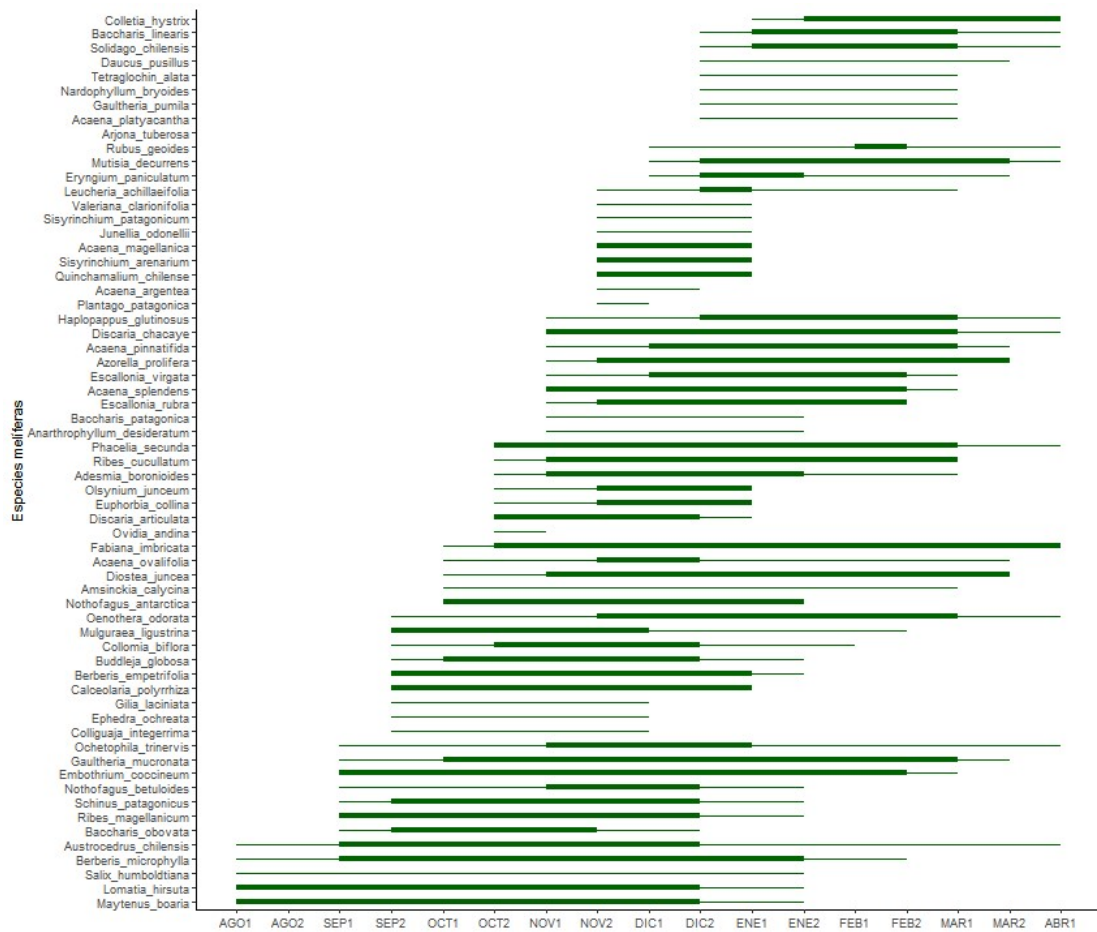


Figura A2.7: Fenología de floración de las especies melíferas exóticas presentes en la unidad árida.

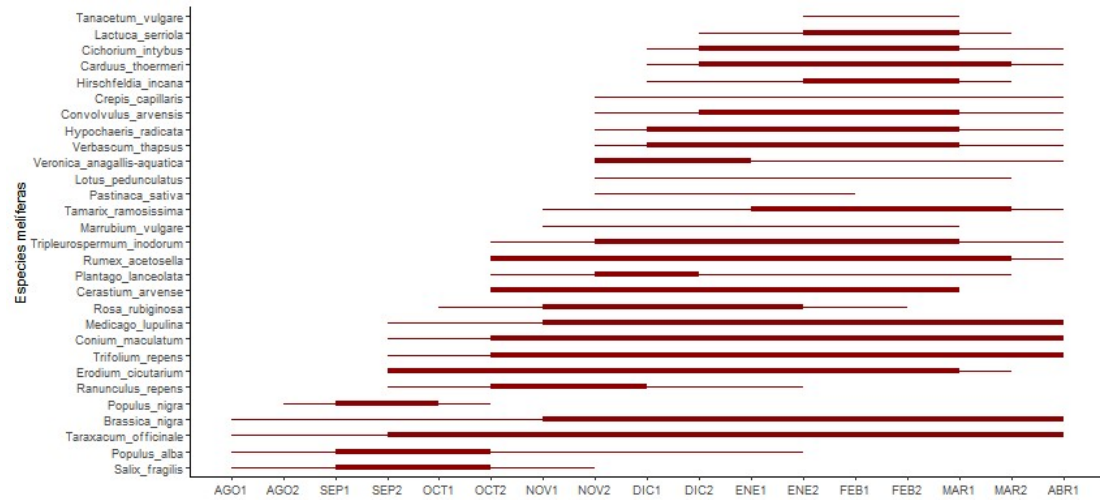


Figura A2.8: Fenología de floración de las especies melíferas nativas presentes en la unidad bosque húmedo.

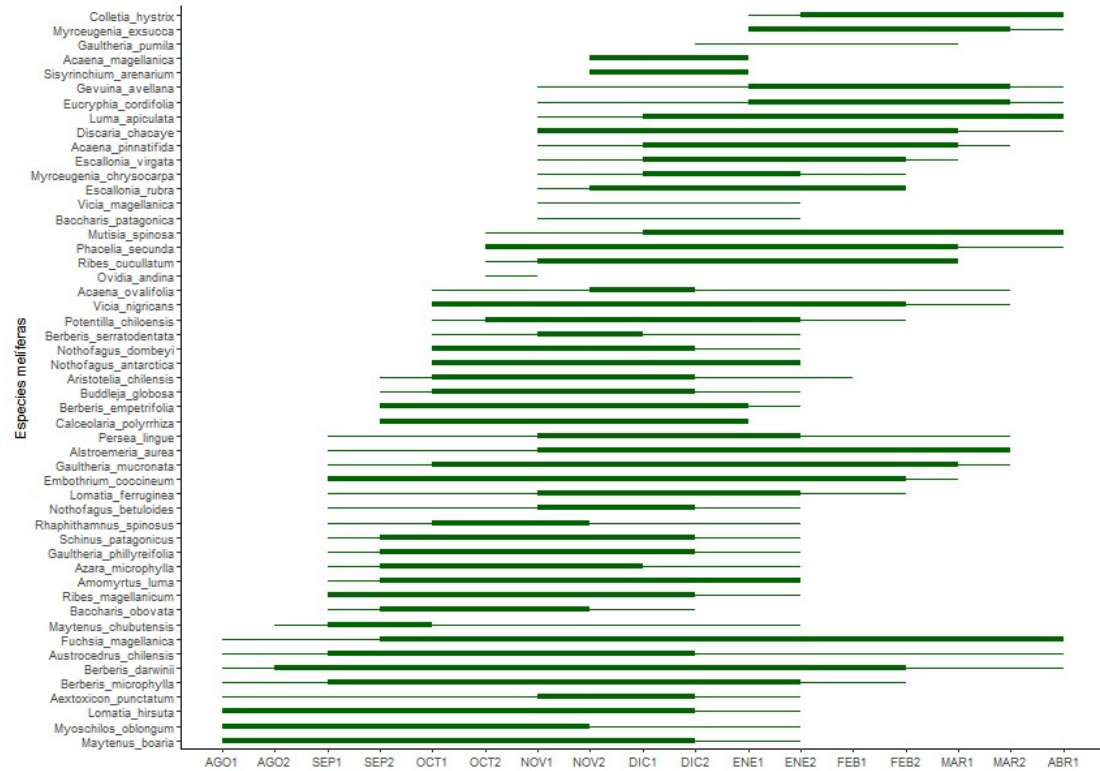


Figura A2.9: Fenología de floración de las especies melíferas exóticas presentes en la unidad bosque húmedo.

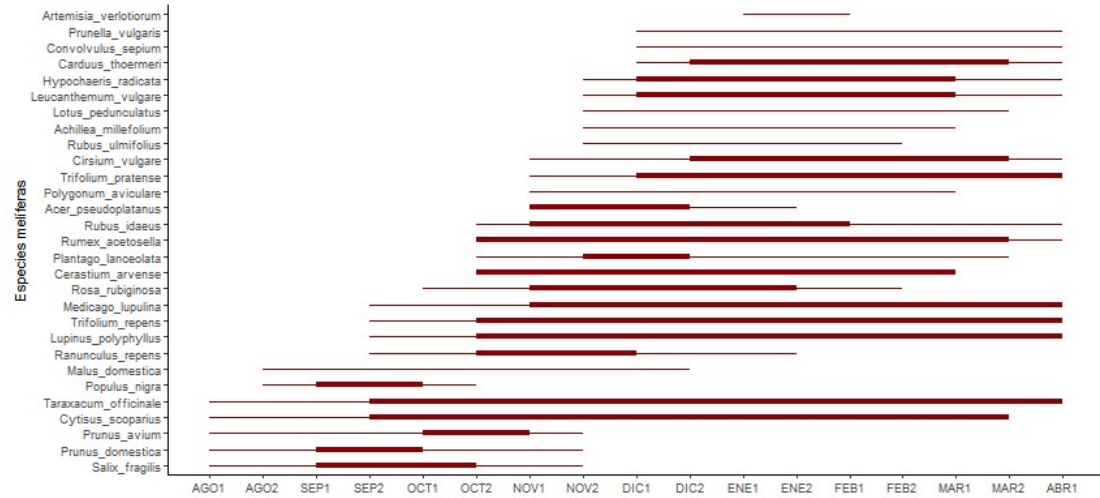


Figura A2.10: Fenología de floración de las especies melíferas nativas presentes en la unidad bosque xérico.

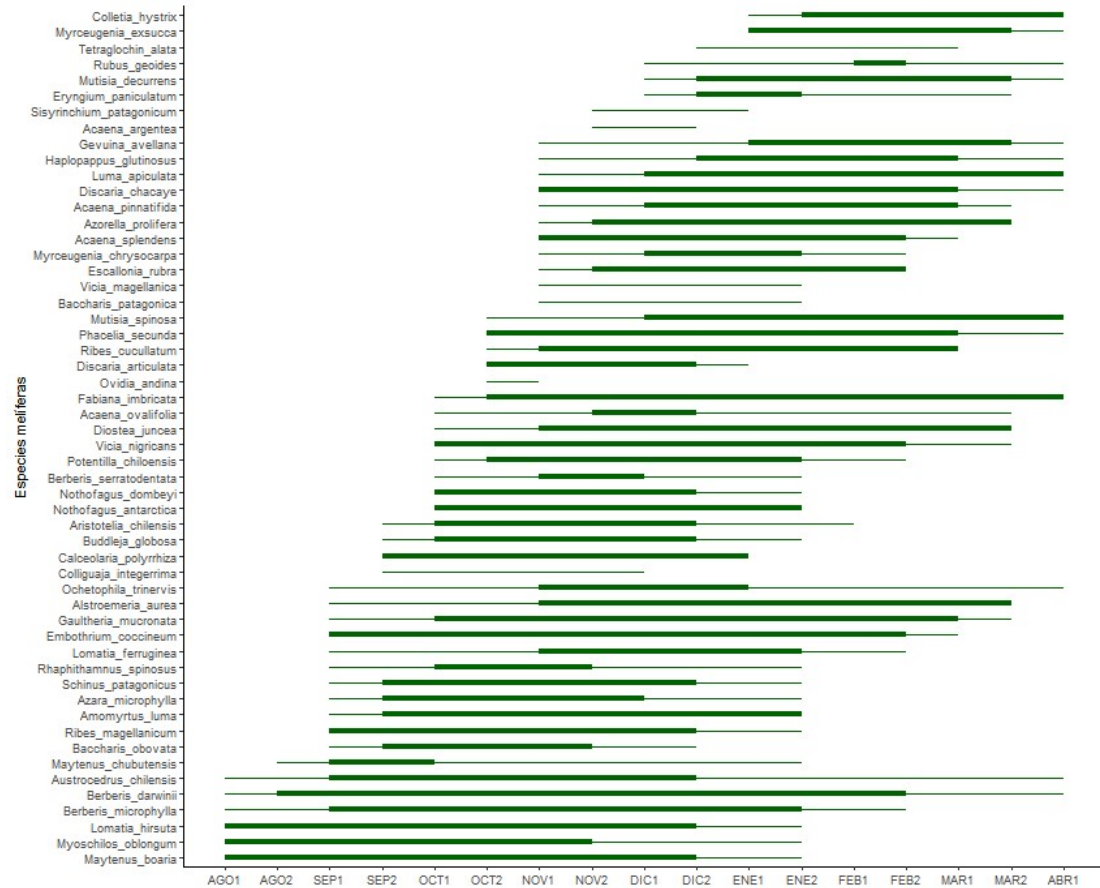


Figura A2.11: Fenología de floración de las especies melíferas exóticas presentes en la unidad bosque xérico.

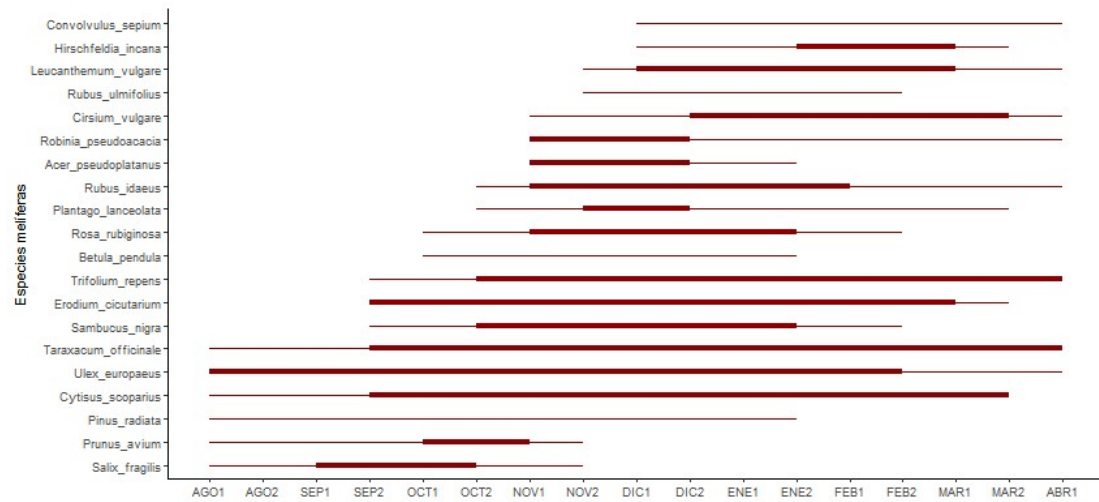


Figura A2.12: Fenología de floración de las especies melíferas nativas presentes en la unidad herbáceas.

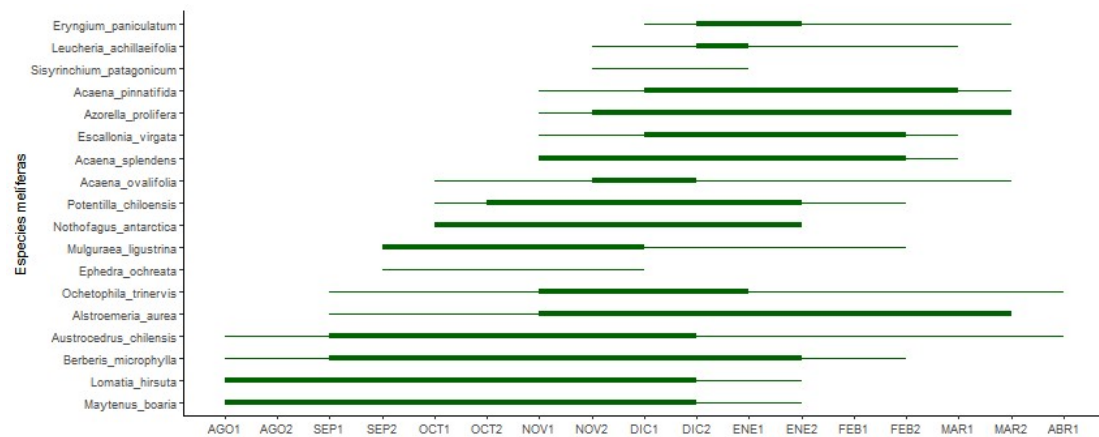


Figura A2.13: Fenología de floración de las especies melíferas exóticas presentes en la unidad herbácea.

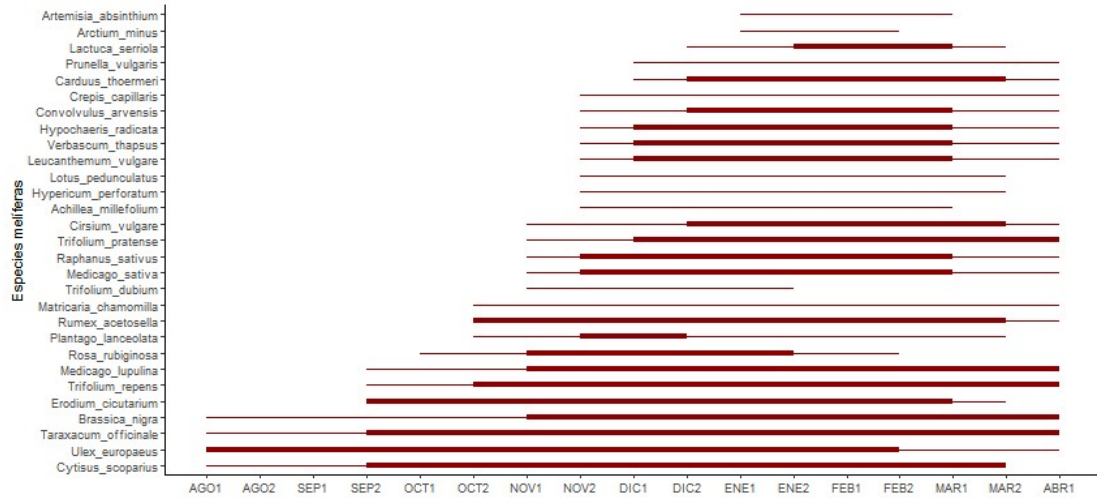


Figura A2.14: Fenología de floración de las especies melíferas nativas presentes en la unidad húmeda.

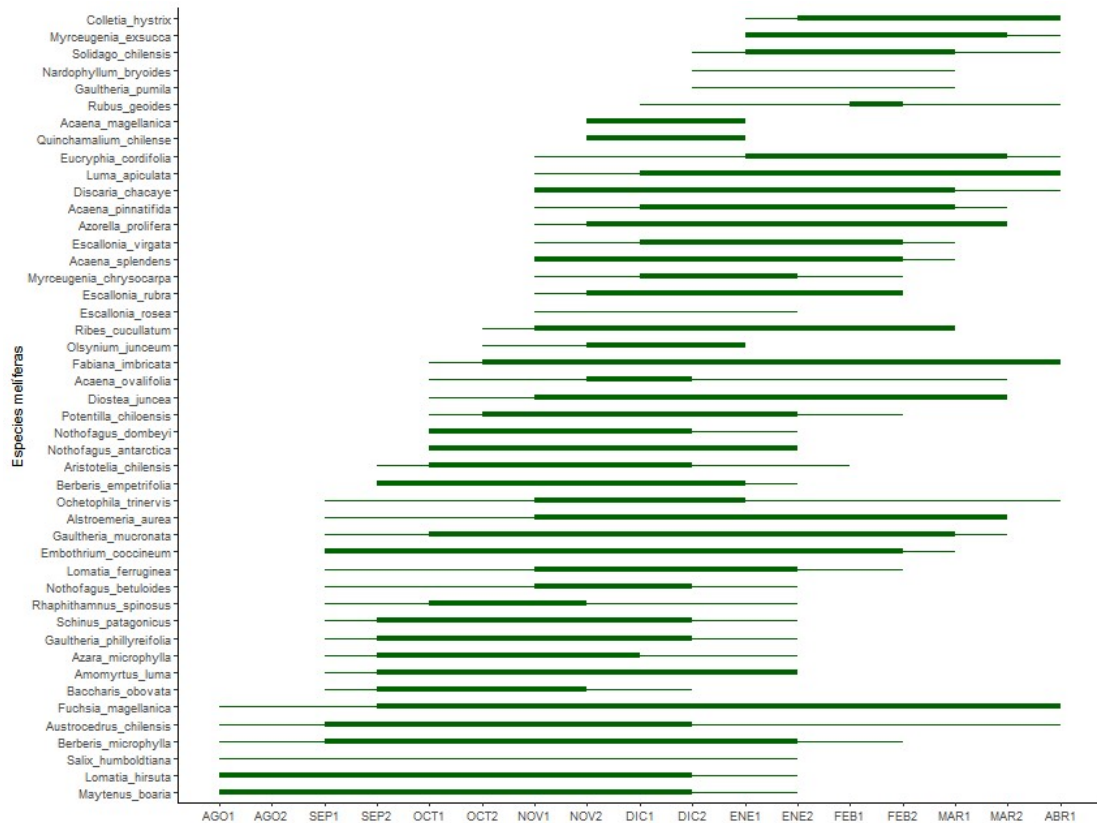


Figura A2.15: Fenología de floración de las especies melíferas exóticas presentes en la unidad húmeda.

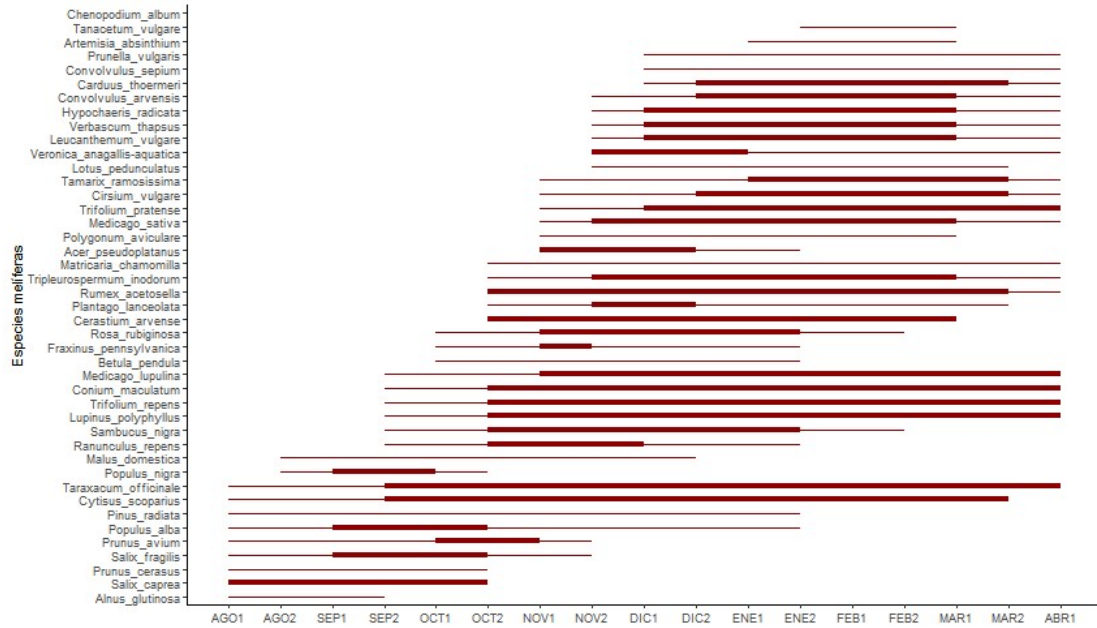


Figura A2.16: Fenología de floración de las especies melíferas nativas presentes en la unidad setos.

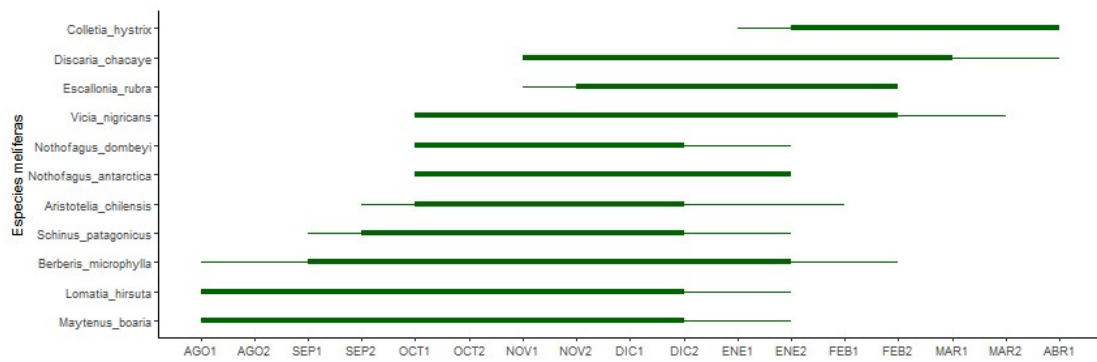


Figura A2.17: Fenología de floración de las especies melíferas exóticas presentes en la unidad setos.

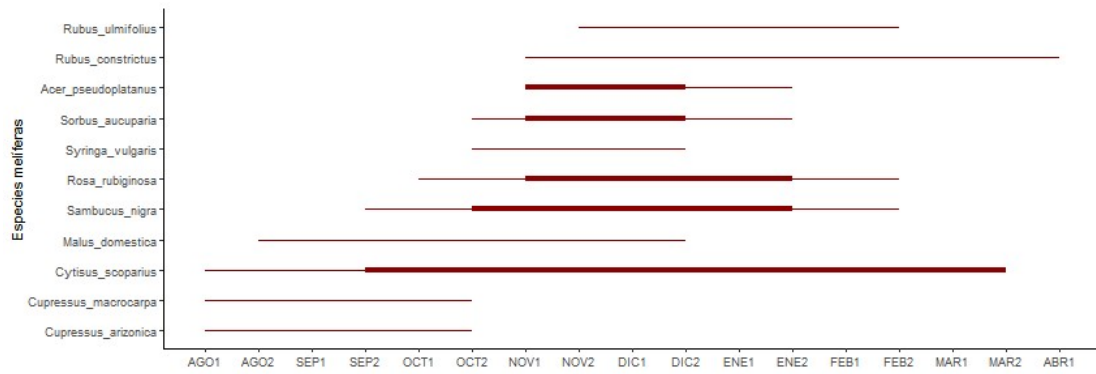
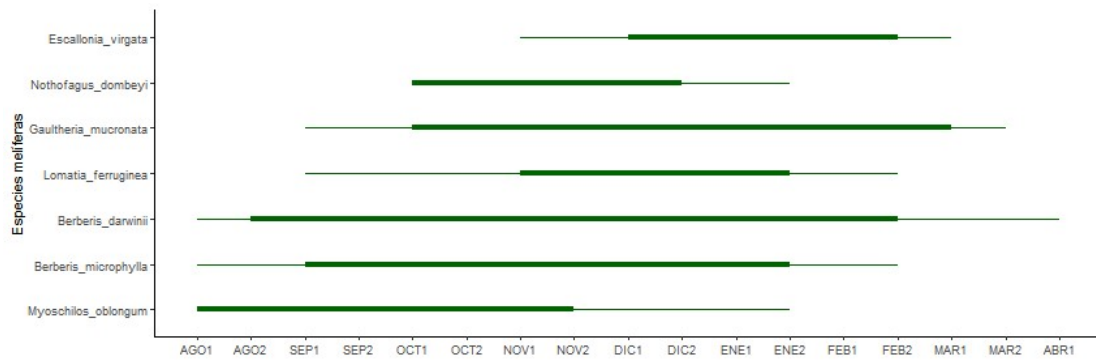


Figura A2.18: Fenología de floración de las especies melíferas nativas presentes en la unidad turbera.



Capítulo 3

Relación entre los recursos florales disponibles y la presencia de pesticidas en mieles en un paisaje heterogéneo

Adaptado de: *Honeys from Patagonia revealed notable pesticide residues in small-scale agricultural landscapes in the past decade*. Bogo, G., **de Groot, G. S.**, Medici, S., Winter, J., Aizen, M. A. y Morales, C. L. 2023. *International Journal of Pest Management*.

3.1. Introducción

Las abejas domesticadas y silvestres se encuentran entre los polinizadores más importantes, especialmente en agroecosistemas. Existen muchas amenazas potenciales sobre la diversidad de polinizadores en general, y sobre la abundancia y riqueza de las abejas en particular (IPBES 2016; Dicks et al., 2021). El rol de cada factor de estrés puede variar en función de la región, la estación y las circunstancias ambientales particulares. Es importante considerar que estos factores no operan de forma aislada e independiente, sino que se dan conjuntamente y pueden interactuar de forma sinérgica (Didham et al., 2007). Las causas más importantes del declive de las abejas están asociadas al cambio en el uso del suelo, con la consiguiente pérdida y fragmentación de hábitats (Hendrickx et al., 2007; Goulson et al., 2008; Kline & Joshi 2020), la reducción de la diversidad de recursos (Biesmeijer et al., 2006), la introducción e invasión de especies exóticas (Stout & Morales 2009; Vanbergen et al., 2018), la propagación de patógenos (Cox-Foster et al., 2007; Ratnieks & Carreck 2010), el cambio climático (Williams et al., 2007; Dormann et al., 2008; Vasiliev & Greenwood 2021) y la contaminación ambiental debida al uso de pesticidas, entre otros factores (Potts et al., 2010a; Goulson et al., 2015).

El uso generalizado de pesticidas en cultivos para la prevención y protección frente a plagas, y sus numerosos efectos adversos en las abejas, parecen desempeñar un papel clave en este escenario (Farooqui 2013; Maxim & van der Sluijs 2013). Las vías de exposición de las abejas a los pesticidas son numerosas, pero las principales son por contacto o ingestión (Blacquièrre et al., 2012; Krupke et al., 2012). Las abejas pueden intoxicarse directamente por contacto durante los tratamientos de aplicación de pesticidas o por las partículas de polvo contaminado que liberan durante la siembra las semillas impregnadas por pesticidas (e.g., neonicotinoides), o indirectamente por ingestión al consumir alimentos (i.e., néctar, polen, agua, resinas) contaminados con pesticidas (Krupke et al., 2012; Main et al., 2014).

En las abejas sociales, como *Apis mellifera*, esta forma de contaminación es un riesgo no solo para las abejas individuales que forrajean, sino también para toda la colonia. De hecho, los contaminantes se introducen en las colmenas junto con los recursos alimenticios (i.e., néctar y polen) y se

almacenan en los panales, donde pueden difundirse y acumularse en la cera (Daniele et al., 2018). Además de los efectos directos sobre la mortalidad individual, una enorme variedad de efectos subletales pueden disminuir la supervivencia a largo plazo de toda la colonia. Los efectos subletales incluyen, entre otros, alteraciones del comportamiento (Thompson 2003), el desarrollo individual (Wu et al., 2011), la reproducción (Walsh et al., 2020) y el sistema inmunitario (Pamminger et al., 2018).

Por otra parte, la miel elaborada por *A. mellifera* es un alimento muy valorado por los seres humanos para su consumo. Este alimento puede contener concentraciones de pesticidas por encima de los niveles considerados aceptables para la salud humana, o pesticidas inaceptables incluso a bajas concentraciones (Tette et al., 2016; Tosi et al., 2018). Por lo tanto, la presencia de pesticidas en agroecosistemas constituye una amenaza para las abejas, entre otros polinizadores, pero también para la salud humana. En este sentido, *A. mellifera* conecta al ambiente con la alimentación humana y, de esta forma, la miel que produce puede ser un vector de los pesticidas liberados al ambiente.

Argentina es uno de los principales productores y exportadores de miel del mundo (FAO 2022; Requier et al., 2018 a y b). La apicultura se ha localizado históricamente en la región pampeana, donde se encuentran las tierras agrícolas más productivas del país, que alberga cerca del 80% de las colmenas del país (Ferrari et al., 2011). Sin embargo, la propagación de la agricultura industrial durante las últimas décadas en dicha región ha sido señalada como perjudicial para el rendimiento de miel (Cap. 4) por, entre otros mecanismos, aumentar la exposición de las colmenas a pesticidas (Medici et al., 2020), lo que ha llevado a algunos apicultores a abandonar esta región y trasladarse a regiones extrapampeanas.

En particular, la región Andino-Norpatagónica está ganando relevancia en la producción de miel debido a las características organolépticas altamente apreciadas de la miel y otros productos de la colmena (Massaccesi 2002; Forcone, 2008; Sáez et al., 2017; Patrignani et al., 2018). Esta región se caracteriza por una producción agrícola a pequeña escala y tradicionalmente un bajo uso de insumos químicos, ofreciendo posibilidades para una producción apícola libre de contaminación (Forcone, 2008;

Patrignani et al., 2018). Sin embargo, las regulaciones y controles sobre el uso de pesticidas son escasos y no existen bases de datos o registros públicos sobre el uso y el comercio local de pesticidas orientados a la protección de cultivos. Además, la considerable heterogeneidad en la disponibilidad de recursos florales a nivel de paisaje (Cap. 2) puede influir tanto en la exposición como en la ingesta de pesticidas durante la búsqueda de alimento por parte de *A. mellifera* (Colwell et al., 2017), lo que a su vez puede influir en su acumulación en la miel almacenada en la colmena.

Aquí exploré el grado de contaminación con pesticidas de la miel y sus posibles vínculos con la diversidad del perfil melisopalinológico (i.e., identidad taxonómica de los granos de polen contenidos en la miel) en un contexto de agricultura a pequeña escala y paisajes heterogéneos, característicos de los valles de la región Andino-Norpatagónica. Específicamente, (i) evalué la presencia, identidad y concentración de residuos de pesticidas en la miel proveniente de colmenas locales, (ii) registré el estado legal de uso de los pesticidas detectados y lo comparé con el estado legal en la Unión Europea (UE) al momento de colecta de las muestras (2014), y (iii) exploré la correlación entre el número de pesticidas y la diversidad botánica del polen en la miel, ya que existe evidencia que relaciona el estado nutricional con la respuesta a pesticidas (Macri et al., 2021) y la exposición a múltiples pesticidas con una actividad forrajera menos eficiente, es decir con menor número de vuelos por día (Prado et al., 2019). Por lo tanto, a mayor número de pesticidas encontrados en mieles esperaríamos encontrar una menor diversidad de tipos polínicos en ellas. El hallazgo de una contaminación generalizada de mieles provenientes de paisajes heterogéneos con prácticas agrícolas de baja intensidad, reforzará el valor de la miel como un indicador sensible de la salud ambiental, así como también la importancia de mejorar la regulación y el control en el uso de pesticidas agrícolas.

3.2. Materiales y métodos

3.2.1. Área de estudio

La “Comarca Andina del paralelo 42” se encuentra dentro de la región Andino-Norpatagónica, y sus paisajes se caracterizan por la presencia de una matriz natural de bosques templados correspondientes al dominio

Subantártico (Cabrera 1976). Es una zona de valles profundos con condiciones climáticas favorables y actividades productivas de pequeña escala bien desarrolladas. Las áreas urbanas y los campos productivos están rodeados o cercanos a grandes extensiones de bosques naturales, matorrales, praderas, ríos y lagos, lo que genera un paisaje heterogéneo. La ganadería ocupa el 72% de la superficie productiva y se desarrolla en pastizales naturales e implantados, siendo también común en bosques naturales, mientras que las plantaciones forestales y la agricultura ocupan el 18% y el 10%, respectivamente (Díaz, 2001). Esta zona se caracteriza por la producción de fruta fina (o “berries” en inglés) y cerezas para el mercado local, nacional y extranjero, plantaciones de lúpulo para la industria cervecera y huertos. La producción de miel es una actividad económica importante, con mano de obra dedicada y tamaño operativo pequeño (IICA, 2013).

Se seleccionaron diez apiarios ubicados en la Comarca Andina del paralelo 42, ubicados en un área de aproximadamente 200 km², entre 41°56'18"S-71°31'11"O y 42°08'09"S-71°24'55"O, en las localidades de El Bolsón (Provincia de Río Negro), El Hoyo y Lago Puelo (Provincia de Chubut) (Figura 3.1).

3.2.2. *Recolección de muestras*

Los apiarios se visitaron al final de la temporada de floración austral 2013-2014. En cada apiario se recogió una muestra de 500 g de miel cosechada por los apicultores (una mezcla de la miel producida en distintas colmenas del apiario) en un frasco de plástico y se almacenó a temperatura ambiente (25 °C) hasta su entrega para los análisis de laboratorio. En esta zona, en general, la cosecha de miel se realiza una vez al año, al final del flujo de néctar local (ver Capítulo 2); por lo tanto, las muestras de miel se recogieron entre la última semana de febrero y la segunda semana de marzo de 2014.

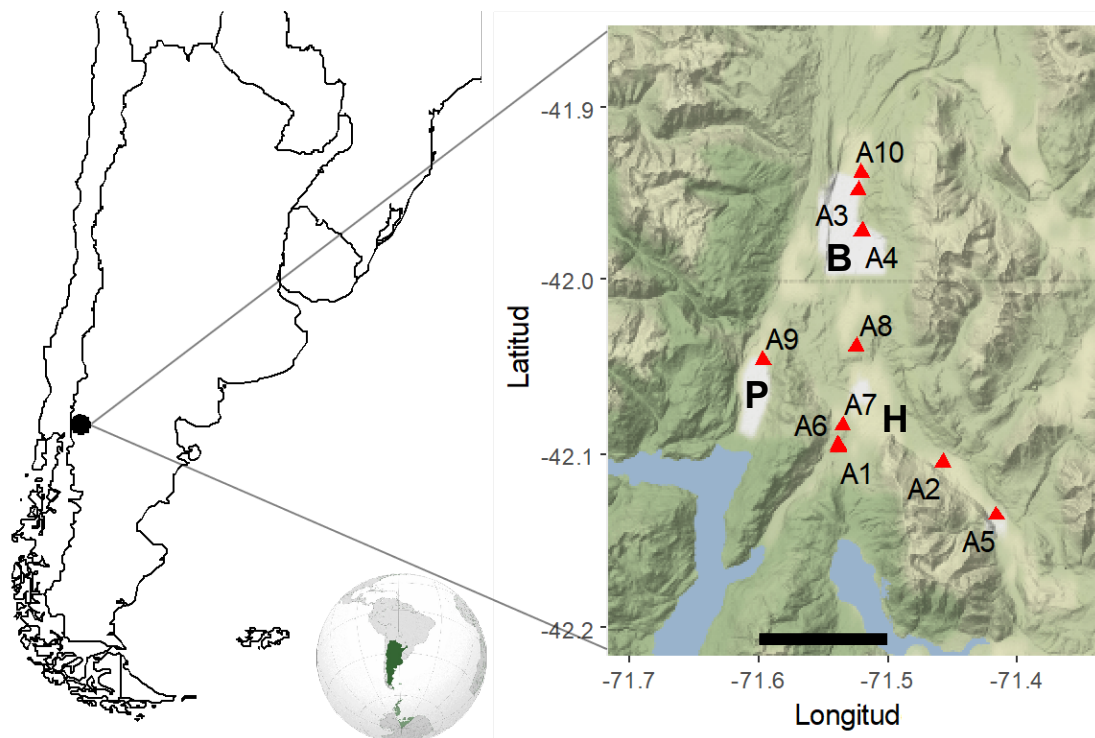


Figura 3.1: Ubicación de los sitios de muestreo en la Comarca Andina del paralelo 42, dentro de la región Andino-Norpatagónica argentina. Los apiarios están representados por triángulos rojos ($n = 10$). En la imagen de la derecha se observa la topografía de la zona, junto con los lagos de origen glaciar en azul, y la ubicación de las localidades El Bolsón (B), Lago Puelo (P) y El Hoyo (H). La línea negra representa una referencia de distancia aproximada de 14 km.

3.2.3. *Análisis de pesticidas en mieles*

Las muestras de miel fueron remitidas al Laboratorio Fares Taie Biotecnología para su análisis por parte de la Dra. Sandra Médici, especialista en análisis de pesticidas. Se utilizó un método multi-residuo para la determinación de pesticidas mediante cromatografía de gases acoplada a espectrometría de masas (GC/MSD) para la extracción simultánea de pesticidas presentes en miel, mediante un método QuEChERS modificado (Anastassiades et al., 2003; Lehotay 2007) que consistió en extracciones en fase líquido-líquido y sólido. El proceso se realizó en dos pasos: en primer lugar, las muestras homogeneizadas se extrajeron y particionaron utilizando un disolvente orgánico y una solución salina; a continuación, se conservó el sobrenadante, que fue limpiado mediante una técnica de extracción en fase

sólida dispersiva (SPE). El extracto obtenido se inyectó en un cromatógrafo de gases HP 7890 (GC asociado a un detector selectivo de masas (MSD) de la serie 5975). Las pruebas se realizaron simultáneamente en modo SCAN y SIM. El modo SCAN permitió monitorear un rango de masas conocido como la relación masa/carga (m/z) y, a partir de ello, a identificar los componentes de la muestra. El modo SIM, adecuado para el análisis cuantitativo de componentes traza, permitió detectar analitos específicos con mayor sensibilidad. Los residuos de 65 ingredientes activos (i.a.) de pesticidas de los grupos organoclorados, organofosforados, piretroides y carbamatos (Anexo - Capítulo 3, Tabla A3.1) se monitorearon comparándolos con los estándares AccustandardV y SupelcoV.

Los insecticidas organofosforados, carbamatos y piretroides se han utilizado ampliamente desde la segunda mitad del siglo XX. En la actualidad representan en conjunto aproximadamente el 35% del mercado (Oberemok et al., 2015). Históricamente también se han utilizado en todo el mundo compuestos organoclorados, aunque en la actualidad la mayoría han sido prohibidos en los países desarrollados (Louis et al., 2017). Los compuestos organofosforados actúan inhibiendo la actividad de la enzima acetilcolinesterasa, involucrada en la neurotransmisión (Williamson et al., 2013), no sólo en insectos sino también en otros organismos terrestres y acuáticos. La inactivación de dicha enzima provoca anomalías respiratorias, reproductivas, nerviosas, hepáticas y renales. Además, los compuestos organofosforados, causan efectos neuroteratogénicos y genotóxicos (Sidhu et al., 2019 y sus referencias). Los pesticidas piretroides por su parte, mantienen abiertos los canales de sodio que intervienen en la propagación de los potenciales de acción a lo largo de los axones nerviosos. Si bien se consideran muy tóxicos para insectos y peces, y en general poco tóxicos para mamíferos, se ha sugerido que causan parestesia en los seres humanos y neurotoxicidad durante el desarrollo (Rehman et al., 2014). Los carbamatos son estructural y mecánicamente similares a los organofosforados. Provocan toxicidad aguda en la mayoría de los animales (Hill 2003) pero, a diferencia de los organofosforados, los carbamatos suelen causar efectos transitorios y rápidamente reversibles (Costa et al., 2008). Sin embargo, estas sustancias se han relacionado con enfermedades asociadas a alteraciones de la

respuesta inmune, como reacciones de hipersensibilidad, algunas enfermedades autoinmunes y cánceres (Dhouib et al., 2016). Por último, los organoclorados bloquean el canal de cloruro activado por GABA, siendo este el principal neurotransmisor inhibitorio en insectos. Debido a su elevado potencial bioacumulativo y su toxicidad en organismos vivos, estos compuestos pueden representar una grave amenaza para el medio ambiente y los seres humanos (Mahmood et al., 2014).

3.2.3.1. Extracción de pesticidas de las muestras de miel

Se homogeneizaron 200 g de cada muestra de miel y se pesaron exactamente 5 g de homogeneizado en un tubo de centrifuga de 50 ml utilizando una balanza analítica (precisión de 0,1 mg). La preparación de las muestras, basada en el método QuERChERS, combinó una extracción líquido-líquido con acetonitrilo y una limpieza dispersiva-SPE. La humedad de la miel se ajustó al 80% añadiendo agua. La fase orgánica se transfirió a un vaso de precipitados (250 mL) y se evaporó bajo corriente de nitrógeno a 40 ± 2 °C en un baño de agua hasta un volumen de entre 0,3 y 0,5 mL. El residuo se disolvió con tolueno hasta un volumen de aproximadamente 1 mL y se transfirió a un vial de cromatografía refrigerado hasta su uso. El acetonitrilo y la acetona utilizados fueron de grado residuo-pesticida (SIGMATM). Se utilizaron estándares de SigmaTM, con una pureza aproximada del 99%, para preparar soluciones madre a 1.000 ng/mL, y soluciones de trabajo variando la concentración final de pesticidas. La extracción QuEChERS se realizó utilizando el Kit de Extracción QuEChERS de Waters para el método AOAC 2007.01. En este método, se extrajeron 15 g de muestra homogeneizada utilizando paquetes premezclados de 6 g de MgSO₄ y 1,5 g de acetato de sodio. Tras la extracción, el extracto se dividió en dos alícuotas. Una de estas alícuotas se utilizó para la limpieza de tubos Agilent Bond Elut EMR-Lipid (p/n 5982-1010). Los extractos se almacenaron a -20 °C hasta su utilización.

3.2.3.2. Condiciones cromatográficas

Para la cromatografía se utilizó un cromatógrafo Agilent 7890, asociado a un detector selectivo de masas (MSD) de la serie 5975. Las

temperaturas fueron: 70°C (2 minutos), 25°C hasta 150°C, 3°C/minuto hasta 200°C, y 8°C/minuto hasta 280 °C (10 minutos). La inyección fue pulsada sin división con un inyector automático. Se utilizó helio como gas portador. El detector de masas se utilizó en modo SIM, Fuente: Cuadrupolo, Temperatura del modo de línea de transferencia: 230, 150 y 280, respectivamente, Retardo del disolvente: 5,00 minutos, Tensión del multiplicador: Ganancia ¼ 25.

3.2.3.3. *Cuantificación*

Una vez finalizada la corrida, se evaluó y cuantificó con el software del cromatógrafo Agilent G1701 EA GC/MSD ChemStation). Los resultados obtenidos se corrigieron por el peso de la muestra según:

$$C = C_e (P/P_m)$$

donde C es la concentración de pesticida en la muestra, C_e es la concentración obtenida con el software, P es la masa de la muestra indicada por la técnica (10 g) y P_m es la masa medida para el análisis.

3.2.3.4. *Evaluación cuantitativa*

Para evaluar el rendimiento del método, se construyeron curvas de calibración a concentraciones de 10, 20, 50, 100, 200 ng/g. La validación general del método fue según SANCO (SANCO/10556/2013 ES - Europa). Se repitieron las inyecciones de los estándares a concentraciones de 50 ng/g en una matriz para asegurar la estabilidad del sistema.

3.2.4. *Estado legal de los pesticidas*

Los datos sobre la situación legal de comercialización y uso de los pesticidas detectados los obtuve a partir del Registro Nacional de Terapéutica Vegetal, dependiente del Servicio Nacional de Sanidad y Calidad Agroalimentaria (SENASA) para Argentina, y de la Base de Datos de Pesticidas de la Unión Europea ('EU pesticides database'). Además, las clasificaciones de toxicidad para humanos y abejas de dichos pesticidas las obtuve de la Base de Datos de Propiedades de Pesticidas ('PPDB' por sus siglas en inglés) (enlaces a estas fuentes en la Tabla 3.1).

3.2.5. *Análisis melisopalinológico*

Los análisis de identificación de los granos de polen contenidos en las muestras de miel se realizaron en el laboratorio del Instituto Nacional de Tecnología Industrial (INTI) Neuquén, según los métodos descritos en Louveaux et al., (1978) y Von der Ohe et al (2004). Para la identificación por comparación de la morfología de los granos de polen de las muestras de miel se utilizó como referencia la colección palinológica del INTI. Se contabilizaron al menos 1200 granos de polen por muestra, lo cual permite expresar las frecuencias en porcentaje con una precisión del 1% (Louveaux et al., 1978). Los tipos de polen se identificaron al mayor nivel taxonómico de resolución posible y se definieron las frecuencias relativas, obteniéndose así el perfil polínico (o espectro polínico) de cada muestra.

3.2.6. *Análisis de datos*

Para cada muestra de miel calculé el índice H de Shannon (Magurran, 2003) como medida de la diversidad botánica del perfil polínico basado en los análisis melisopalinológicos. Luego realicé una correlación de Pearson entre los valores del índice H de Shannon y el número de residuos de pesticidas en cada muestra de miel.

3.3. Resultados

3.3.1. *Residuos de pesticidas*

Se encontraron residuos de pesticidas en siete de las diez muestras de miel analizadas, detectando cuatro ingredientes activos diferentes: los organofosforados Clorpirifos-etil, Pirimifos-metil y Diclorvos (encontrados en cinco, dos y una muestra, respectivamente), y el piretroide Cipermetrina (encontrado en dos muestras; Anexo - Capítulo 3, Tabla A3.2). Todos los compuestos estaban legalmente permitidos en Argentina en el momento del muestreo en 2014. Sin embargo, el uso de Diclorvos ya no estaba aprobado en la UE en ese momento y también fue desautorizado en Argentina cuatro años más tarde, mientras que el Clorpirifos-etil fue prohibido en la UE y en Argentina en 2020 y 2021, respectivamente (Tabla 3.1). Asimismo, el rango de concentraciones encontrado para tres ingredientes activos fue superior a los Límites Máximos Residuales (LMR) en miel permitidos al momento del

muestreo por la UE en cinco muestras (Tabla A3.2). En particular, la concentración de Clorpirifos-etil y Cipermetrina fue aproximadamente el doble del LMR permitido por la UE. En cuanto a la localización geográfica de los apiarios de los que se tomaron las muestras, observé una tendencia hacia un mayor número de contaminantes en apiarios situados en el sur de la zona de estudio (A1, A5 y A6, Fig. 3.1 y Tabla A3.2), aunque el bajo número de muestras no me permitió realizar más análisis y llegar a alguna conclusión al respecto.

3.3.2. Diversidad de polen

El perfil completo del polen para cada muestra se muestra en el Anexo, Tabla A3.3. Encontré evidencia moderada de una correlación negativa entre el índice H de Shannon de los perfiles polínicos y el número de residuos de pesticidas identificados en las muestras ($r = -0,68$, $p = 0,030$; Fig. 3.2). Dicha correlación indicó una mayor diversidad de polen en muestras de miel con un menor número de residuos de pesticidas.

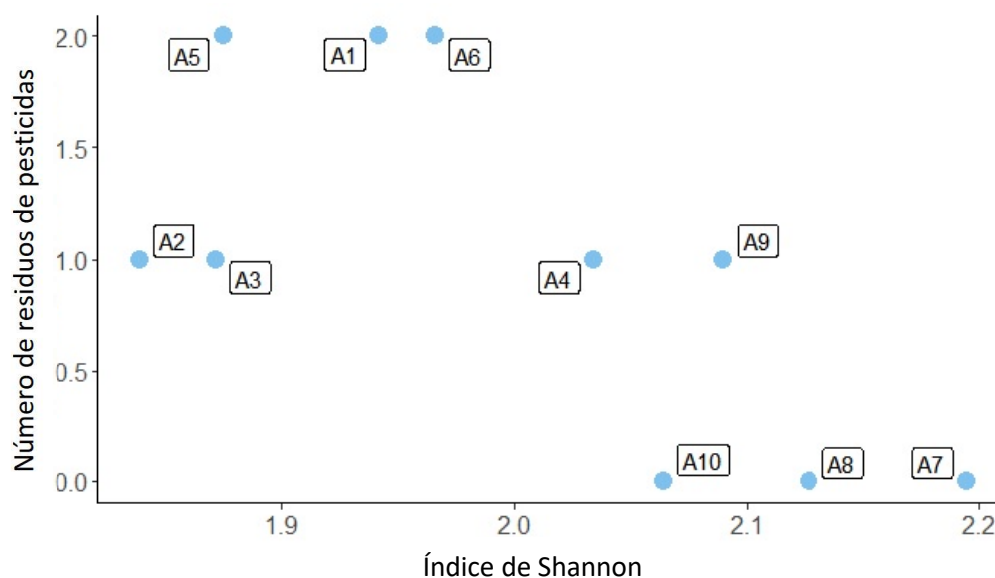


Figura 3.2. Número de residuos de pesticidas en relación al índice H de Shannon de los perfiles polínicos en muestras de miel (n=10).

Tabla 3.1. Pesticidas detectados en las 10 muestras de miel recolectadas en la Comarca Andina del paralelo 42 en 2014, su situación reglamentaria en Argentina y la Unión Europea (UE), Límites Máximos Residuales (LMR) permitidos por la Unión Europea en la miel, y toxicidad para humanos y abejas.

Ingrediente activo	Número de muestras contaminadas	Rango de concentración (mg/kg)	Grupo químico	Estado en Argentina ^{a,b}	Estado en UE ^{b,c}	LMR UE (mg/kg) ^{b,d}	Toxicidad para humanos ^e	Toxicidad para abejas ^e
Clorpirifos-etil	5	0,02-0,09	Organofosforado	Aprobado (prohibido en 2021)	Aprobado (prohibido en 2020)	0,05 [Reg. (EC) No 396/2005]	Moderadamente peligroso	Alta
Diclorvos	1	0,01	Organofosforado	Aprobado (prohibido en 2018)	Prohibido (desde 2006)	0,01 [Reg. (EC) No 839/2008]	Altamente peligroso	Alta
Pirimifos-metil	2	0,05-0,06	Organofosforado	Aprobado	Aprobado	0,05 [Reg. (EC) No 839/2008]	Moderadamente peligroso	Alta
Cipermetrina	2	0,11-0,12	Piretroide	Aprobado	Aprobado	0,05 [Reg. (EU) No 520/2011]	Moderadamente peligroso	Alta

a Registro Nacional de Terapéutica Vegetal (SENASA), Argentina, <https://www.argentina.gob.ar/senasa/programas-sanitarios/productosveterinarios-fitosanitarios-y-fertilizantes/registro-nacional-de-terapeutica-vegetal> (consultado el 10/06/2022); Boletín Oficial de la República Argentina, <https://www.boletinoficial.gob.ar/> (consultado el 10/06/2022).

b Situación legal en el momento del muestreo (2014).

c EU Pesticides Database, <https://ec.europa.eu/food/plant/pesticides/eu-pesticides-database/> (consultado el 08/04/2022).

d Los LMR se fijan en el límite más bajo de determinación analítica para los cuatro ingredientes activos.

e Pesticide Properties DataBase (PPDB), <http://sitem.herts.ac.uk/aeru/ppdb/en/atoz.htm> (consultado el 08/04/2022).

3.4. Discusión

Las abejas melíferas se consideran indicadores biológicos confiables (Medici et al., 2020), que pueden monitorear diversos contaminantes ambientales (Kumar et al., 2018) debido a su alta sensibilidad a los cambios en el entorno, y a la capacidad de las abejas forrajeras para monitorear, mediante vuelos exploratorios, áreas de hasta 7 km² (Crane, 1984). Los resultados aquí presentados se suman a la creciente evidencia científica que demuestra que la miel puede proporcionar información sobre la presencia de pesticidas en el entorno que rodea los apiarios, y destacan su valor para el seguimiento de la contaminación (e.g., Porrini et al., 2002; Balayiannis & Balayiannis 2008). Asimismo, la presencia de residuos de pesticidas y a elevadas concentraciones en la miel cosechada para el consumo humano es preocupante, ya que la miel contaminada puede afectar a la salud humana.

3.4.1. Identidad de los pesticidas y legislación

En las muestras analizadas se encontraron pesticidas con diferencias de regulación entre la Unión Europea y Argentina (Tabla 3.1). El Clorpirifos-etil, un insecticida de amplio espectro moderadamente peligroso, que se ha utilizado con éxito para controlar una amplia gama de plagas del suelo y del follaje desde mediados de la década de 1960, fue el ingrediente activo más frecuentemente encontrado en las muestras de miel. Aunque estaba permitido tanto en Argentina como en Europa en el momento del muestreo de mieles, luego se prohibió en la Unión Europea en 2020 y en Argentina en 2021. Además, la venta y el uso de este ingrediente activo también se prohibió en California a finales de 2020 (Hites, 2021). La prohibición del pesticida se debió a su potencial genotóxico y neurotoxicidad para el desarrollo, especialmente en niños, y la posibilidad de daños neonatológicos (Comisión Europea, 2019). Además, el Clorpirifos-etil es muy tóxico para las aves, los peces, los invertebrados acuáticos y *A. mellifera* (PPDB, 2021a). Según estos resultados (Tabla 3.1) y evidencias científicas más recientes de otras regiones de Argentina (e.g., Medici et al., 2020) realizadas antes de que se prohibiera en el país en 2021, este insecticida se encuentra en altas concentraciones en mieles. Más aún, hasta su prohibición, este fue uno de los pesticidas más ampliamente encontrados en diferentes matrices en

Argentina, incluidos otros alimentos (e.g., Programa de Monitoreo de Contaminantes de productos frutihortícolas, Municipalidad de General Pueyrredon, <https://www.mardelplata.gob.ar/progfrutihorticolasalud>) y vida silvestre (Quadri-Adrogué et al., 2021). Serían necesarios futuros relevamientos para comprobar si su prohibición ha sido efectiva en reducir su presencia en la miel y en el ambiente en general.

El pesticida Diclorvos, al igual que el Clorpirifos-etil, es neurotóxico y un probable mutágeno que puede dañar la reproducción y/o el desarrollo en mamíferos, con una elevada tendencia a la bioacumulación. Tiene una toxicidad de moderada a alta para la mayoría de los seres vivos, incluida *A. mellifera* (PPDB, 2021b). Debido a estas características, el Diclorvos está prohibido tanto en la UE desde 2006 (Comisión Europea, 2006) como en Argentina desde 2018. Por lo tanto, este es el único insecticida cuyo uso no estaba permitido en la UE en el momento en que se tomaron las muestras (Tabla 3.1). Al igual que con el Clorpirifos, se necesitan más relevamientos para confirmar la efectividad de su prohibición en Argentina.

El Pirimifos-metil, moderadamente peligroso, está aprobado tanto en Argentina como en la UE (Tabla 3.1), pero en esta última sólo puede utilizarse para el almacenamiento post-cosecha debido a su toxicidad (Comisión Europea, 2011). Por último, la Cipermetrina, cuyo uso está aprobado tanto en Argentina como en la UE (Tabla 3.1) es uno de los piretroides más frecuentemente detectados en suelos, cultivos, aguas superficiales, sedimentos y organismos acuáticos en todo el mundo (Tang et al., 2018) y también en miel (Medici et al., 2020). Es moderadamente tóxica para los mamíferos, aunque hasta la fecha no se han señalado problemas graves de salud humana relacionados con ella, pero también es muy tóxica para la mayoría de las especies acuáticas y para *A. mellifera* (Jergentz et al., 2005; PPDB, 2021c).

3.4.2. Límites Máximos Residuales en miel

Diferentes instituciones de todo el mundo (e.g., la Comisión Europea, la EPA estadounidense o el NRS australiano) han establecido Límites Máximos Residuales (LMR) permitidos en miel para distintas sustancias, pero dichos LMR no son uniformes en todo el mundo, lo que ha causado

problemas en el comercio internacional (Al-Waili et al., 2012). Lo mismo ocurre con la normativa sobre el uso de pesticidas en agricultura, y los LMR de dichos pesticidas en cultivos destinados a consumo humano. Según la legislación de la UE, la miel natural debe estar libre de contaminantes (Bargańska et al., 2016). Así, todos los países de la UE tienen que seguir protocolos uniformes sobre residuos químicos en alimentos, incluida la miel, presentes en la Directiva 96/23/CE y 2004/882/CE del Consejo (Comisión Europea, 1996, 2004; Bargańska et al., 2016). Argentina, en cambio, adoptó los LMR en alimentos expresados por el Codex Alimentarius (<https://www.fao.org/fao-who-codexalimentarius/codex-texts/dbs/pestres/en/>), que es la norma adoptada por la mayoría de los países del mundo (188 países, <https://www.fao.org/fao-who-codexalimentarius/about-codex/members/en/>). Sin embargo, al momento en que se realizó el muestreo de mieles, la directriz establecía LMR en la miel sólo para medicamentos veterinarios y metales pesados, pero no para los pesticidas utilizados en los cultivos (Codex Alimentarius 2001; Grigoryan 2016). Por lo tanto, restringió la comparación de las concentraciones de residuos a los estándares europeos. Los resultados aquí presentados, con concentraciones de pesticidas en mieles por encima de los LMR de la UE, constituyen un llamado de atención. Si bien la miel producida en esta región no está destinada a la exportación, se deben mejorar las regulaciones y, al mismo tiempo, garantizar programas de monitoreo de los niveles de residuos para garantizar la calidad e inocuidad de la miel producida para consumo en el mercado interno, a fin de preservar la salud de las poblaciones locales. La implementación del Plan Nacional para el Control de Residuos e Higiene de los Alimentos (Plan “CREHA”), un plan de vigilancia y fiscalización de residuos de pesticidas y otros contaminantes en alimentos de origen animal y vegetal en Argentina, es un paso importante en esa dirección.

3.4.3. Posible relación entre pesticidas y recursos florales

Este estudio aporta evidencia moderada respecto de que las mieles contaminadas con un mayor número de pesticidas se correlacionan con un espectro polínico menos diverso (Fig. 3.2). Si bien este resultado es consistente con la hipótesis planteada, puede tener interpretaciones

alternativas, no excluyentes entre sí, en relación con la disponibilidad de recursos en el entorno, la búsqueda de alimento y el almacenamiento por parte de *A. mellifera*. En primer lugar, dado que la variación en el contenido de polen en la miel refleja, al menos en cierta medida, la variación del entorno floral (Gamrat et al., 2022), podría ocurrir que las abejas forrajeras que buscan alimento en entornos más diversos tengan más posibilidades de encontrar fuentes de néctar libres de contaminación que aquellas con acceso a una oferta floral menos diversa, lo cual sería consistente con la correlación hallada. En segundo lugar, dado que la toxicidad de pesticidas como el Clorpirifós puede tener efectos neurodegenerativos (Rehman et al., 2012) y perjudicar el aprendizaje de las recolectoras (Urlacher et al., 2016, Klein et al., 2017), las abejas forrajeras de colmenas contaminadas podrían ser menos eficientes a la hora de encontrar o explotar fuentes florales diversas (Bordier et al., 2018). En tercer lugar, existe evidencia que señala que la actividad forrajera de *A. mellifera* luego de la aplicación en cultivos del insecticida cipermetrina (y otros pesticidas) no disminuye, manteniéndose la exposición a dicho pesticida y sus efectos (Fagúndez et al., 2016). Es menester considerar que colmenas alimentadas con dietas más diversas suelen ser más saludables (Brodschneider et al., 2021), pudiendo presentar mayor tolerancia a pesticidas (Wahl y Ulm 1983; Macri et al., 2021 y citas allí), lo cuál podría redundar en una mayor eficiencia en el desarrollo de las tareas de la colmena, entre ellas el forrajeo.

Sin embargo, estos resultados deben tomarse con cautela, teniendo en cuenta que la correlación encontrada podría ser el resultado de otras variables ocultas, como la disponibilidad de néctar y polen en el campo y los procesos de selección floral de las abejas forrajeras (Aronne et al., 2012). Asimismo, sería deseable evaluar la concentración de pesticidas en matrices de la colmena, considerando en simultáneo el grado de exposición de las abejas forrajeras y las características del entorno de cada apiario. Dada la naturaleza correlativa del estudio, el pequeño tamaño de la muestra en la que se basa este análisis y el hecho de que la miel recolectada al final de la temporada no refleja con exactitud toda la gama de especies vegetales forrajeadas a lo largo de la temporada de actividad de *A. mellifera* en la región, no se pueden extraer conclusiones definitivas de este hallazgo. Sin

embargo, esta tendencia confirma la necesidad de seguir explorando la relación entre los recursos florales y la exposición, ingesta y acumulación de pesticidas.

Por último, independientemente de los mecanismos que subyacen a esta correlación negativa entre la diversidad botánica y el número de pesticidas, y de las potenciales variables ocultas o confundidas involucradas, a partir de estos resultados sería interesante evaluar si existe una relación entre el tipo de miel (monofloral o multifloral) respecto de la cantidad de residuos de pesticidas que poseen. Además, en el caso particular de mieles monoflorales, también podría evaluarse si el número de residuos encontrados está asociado la producción de dichas mieles a partir de especies cultivadas o salvajes. La confirmación de una relación negativa entre la diversidad de tipos polínicos en mieles y el número de residuos de pesticidas añadiría otro argumento en favor de las mieles multiflorales, que suelen ser menos preferidas por los consumidores que las monoflorales (Wang & Li 2011).

3.5. Conclusión

Los resultados aquí presentados indican una elevada frecuencia y concentración de residuos de pesticidas en mieles procedentes de regiones caracterizadas por una agricultura a pequeña escala y paisajes con una elevada cobertura de áreas naturales y semi-naturales, como lo es la Comarca Andina del paralelo 42 en la región Andino-Norpatagónica, por lo que el rastreo del origen de estos compuestos debería ser de máxima prioridad. Asimismo, tanto la identidad como los niveles de residuos de pesticidas entran en conflicto con las regulaciones de otras regiones del mundo con marcos normativos más estrictos. De hecho, encontré un 70% de muestras contaminadas por al menos un pesticida, y en concentraciones superiores a las permitidas en miel en la Unión Europea. La relación entre la diversidad floral, la nutrición de las abejas *sensu lato* y la exposición a los pesticidas se perfila como una vía prometedora en la agenda de salud y conservación de polinizadores. En términos más generales, estos resultados subrayan el potencial de la miel, en combinación con otras herramientas, como un indicador concreto y sensible de la salud ambiental. Por último, estos hallazgos, aunque modestos, se suman a la evidencia acumulada

sobre la exposición de las abejas a pesticidas en los países sudamericanos (Obregón et al., 2021, Basílico et al., 2022) señalando la necesidad de aumentar la regulación del uso de pesticidas y los LMR admitidos en los alimentos, en Argentina y el Sur Global (Cap. 5), y más en general, de los múltiples beneficios de una transición hacia agroecosistemas libres de pesticidas.

Anexo - Capítulo 3

Tabla A3.1. Lista de pesticidas analizados. LOD: 0,01 mg/kg.

Organoclorados	Organofosfatos	Piretroides	Carbamatos
α -BHC	Acephate	Cipermetrina	Aminocarb
β -BHC	Aspon	Deltamethrin	Barban
γ -BHC	Azinphos-ethyl	Fenvalerate	Carbaryl
δ -BHC	Azinphos-methyl	Lambda-cyhalothrin	Carbofuran
Aldrin	Clorpirifos-etil	Permethrin	Chlorpropham
Chlordane (Cis-/Trans-)	Clorpirifos-metil		Diuron
DDD	Diazinon		Fenuron
DDE	Dichlofenthion		Fenuron TCA
DDT	Diclorvos		Fluometuron
Dieldrin	Dimethoate		Linuron
Endosulfan I	Disulfoton		Methiocarb
Endosulfan II	Fenitrothion		Methomyl
Endosulfan sulfate	Fonofos		Mexacarbate
Endrin	Malathion		Monuron
Heptachlor	Metamidofós		Monuron TCA
Heptachlor epoxide	Methamidophos		Neburon
Hexachlorobenzene	Monocrotophos		Oxamyl
Nonachlor (Cis-/Trans-)	Parathion-ethyl		Propham
	Parathion-methyl		Propoxur
	Pirimiphos-methyl		Siduron
	Thionazin		SWEP

Tabla A3.2. Pesticidas (mg/kg) detectados en muestras de miel. (*) muestras sin pesticidas detectados.

Apiario	Clorpirifos-etil	Diclorvos	Pirimifos-metil	Cipermetrina
A1	0,09	0	0,05	0
A2	0,02	0	0	0
A3	0	0	0,06	0
A4	0	0	0	0,12
A5	0,07	0	0	0,11
A6	0,07	0,01	0	0
A7*	0	0	0	0
A8*	0	0	0	0
A9	0,03	0	0	0
A10*	0	0	0	0

Tabla A3.3. Resultados de los análisis melisopalínológicos de cada muestra de miel. Los valores representan la frecuencia, expresada como porcentaje, de cada tipo polínico identificado. El valor 0,1 indica que la especie vegetal fue vista al microscopio pero no fue contabilizada durante en los análisis. (*) Muestras sin pesticidas detectados.

Origen del polen	Apiario									
	A1	A2	A3	A4	A5	A6	A7*	A8*	A9	A10*
<i>Rubus</i> sp.	6	4	13	21	5	9	7	20	17	14
<i>Trifolium repens</i>	3	4	5	10	2	5	6	4	12	6
<i>Diplotaxis</i> sp.	3	5	24	5	0	1	3	4	1	1
Cichorieae	1	2	0,1	1	1	1	1	2	6	1
<i>Lotus</i> sp.	5	1	9	14	2	4	0,1	1	2	4
<i>Trifolium pratense</i>	1	1	0	0,1	0	0,1	0	1	3	2
<i>Plantago</i> sp.	0,1	1	0	1	0	1	1	1	1	0,1
<i>Carduus</i> sp.	0	0	1	0	0	0	0	0,1	0	0
Anthemidae	0	1	0	2	0	0	0	0	0	0
<i>Trifolium arvense</i>	0	0	0	0	0	0	0	0,1	0	0
<i>Myosotis</i> sp.	0	0	0	0	0	0	5	0,1	0	0
<i>Convolvulus</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0,1	0	0
Cyperaceae	0	0	0	0	0	0	1	0,1	0	0
<i>Rumex acetosella</i>	0	0	0,1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Prunus</i> sp.	1	0	0,1	1	1	0	0	0	0	1
<i>Salix</i> sp.	0	0	0,1	0	0	0	0	0	0	0
Brassicaceae	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Myrtaceae	2	46	5	2	8	1	25	18	1	2
<i>Phacelia</i> sp.	31	10	0	0,1	40	27	16	7	6	25
<i>Aristotelia chilensis</i>	4	0,1	2	3	17	4	0,1	4	3	6
Rhamnaceae	3	1	1	3	3	3	0,1	3	4	3
<i>Baccharis</i> sp.	0	0	0	0	0,1	0	0	1	0	0
<i>Nothofagus</i> sp.	0	0	0,1	0	0	0	0	0,1	0	0
<i>Fragaria</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0,1	0	0
<i>Lomatia hirsuta</i>	0	0	0	1	0	1	0	0,1	0	0
<i>Schinus</i> sp.	0	0	0,1	0	0	0	0	0	1	0
<i>Senecio</i> sp.	0	0	0,1	0	0	0	11	0	0	0
<i>Mutisia</i> sp.	0	0	0,1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Maytenus boaria</i>	0	0	0,1	0	0	0	0	0	0	0
Fabaceae	1	0	0	0	0	1	0	0	2	3
Apiaceae 1	1	2	0,1	1	2	3	6	0,1	1	0
Apiaceae 2	0	1	0	0	0	0	0	0,1	0	0
Poaceae	0	0	0,1	0	0	0	0	0,1	0	0
Gymnospermae	0	0	0,1	0	0	0	0	0	0	0
Rosaceae	0	0	0,1	0	0	0	0	0	0	0
No determinada sp.1	31	17	37	35	16	33	18	34	37	28

Capítulo 4

Rendimiento apícola en un paisaje homogéneo y su potencial relación con la oferta de recursos florales y el uso de pesticidas

Adaptado de: *Large-scale monoculture reduces honey yield: the case of soybean expansion in Argentina*. **de Groot, G. S.**, Aizen, M. A., Sáez, A., Morales, C. L. 2021. *Agriculture, Ecosystem and Environment*.

4.1. Introducción

La agricultura industrial basada en la producción intensiva de pocos cultivos focales, que prevalece en varias regiones del mundo (Foley, 2011), está asociada a una profunda transformación de los métodos de producción. En particular, el uso frecuente de semillas modificadas genéticamente, grandes insumos de pesticidas y siembra directa, así como de maquinaria pesada que cubre grandes extensiones de tierra en menos tiempo, han reducido los costos de cultivo y cosecha, lo que se traduce asimismo en una reducción de los costos laborales (Kremen et al., 2012). En consecuencia, la escala espacial de la producción basada en monocultivos ha aumentado notablemente. Dichos monocultivos han conducido a una simplificación y homogeneización de los paisajes agrícolas, lo que plantea desafíos para la conservación de la biodiversidad y los beneficios derivados de ella (Bommarco et al., 2013; Aizen et al., 2019).

En particular, la dominancia del monocultivo en detrimento de otros usos de la tierra, junto con el uso intensivo de herbicidas no selectivos, provoca una disminución de la diversidad de especies vegetales tanto a escala local como regional a través de diferentes mecanismos no excluyentes entre sí (Hillebrand et al., 2008). En primer lugar, la extensión de las tierras de cultivo reduce las superficies dedicadas a otras actividades productivas, como la cría de ganado que, a tasas de carga ganadera intermedias, puede en realidad aumentar la diversidad de especies vegetales en pasturas naturales y semi-naturales (Smith et al., 2016). En segundo lugar, la expansión de los monocultivos en tierras agrícolas es perjudicial para la diversidad de cultivos por superficie de tierra (Aizen et al., 2019). En tercer lugar, la demanda de más tierras cultivables conduce a la expansión de la frontera agrícola mediante la destrucción de bosques y pastizales autóctonos, con la consiguiente pérdida de grandes extensiones de vegetación natural y semi-natural (Gibbs et al., 2010). Por último, los herbicidas de amplio espectro eliminan no solo las hierbas objetivo, sino también la vegetación que crece en los bordes de los campos de cultivo y caminos, reduciendo la diversidad vegetal tanto dentro como fuera de las parcelas de cultivo (Goulson et al., 2015; Potts et al., 2016a). Todos estos mecanismos

conducen a una pérdida de diversidad vegetal con consecuencias para otros niveles tróficos.

Una reducción de la diversidad vegetal implica una pérdida en la cantidad, variedad y disponibilidad espacial y temporal de los recursos florales (néctar y polen), lo que puede afectar fuertemente a los animales, como las abejas (Apoidea), que se alimentan exclusivamente de estos recursos a lo largo de su vida. El néctar proporciona principalmente carbohidratos, mientras que el polen aporta proteínas, lípidos, vitaminas y minerales (De Groot 1953; Haydak 1970), y el valor nutricional de los recursos florales varía entre especies y tipos de vegetación (Keller et al., 2005; Odoux et al., 2012; Roulston & Cane 2000, Capítulo 2). Las necesidades nutricionales de las abejas pueden no satisfacerse adecuadamente cuando el hábitat está dominado por monocultivos extensivos (Branchiccela et al., 2019; Brodschneider & Crailsheim, 2010; Naug 2009). De hecho, un monocultivo dependiente de polinizadores representa un exceso de oferta de un único recurso floral solo disponible durante unas pocas semanas, seguido de un largo periodo de escasez de alimento (Dolezal et al., 2019a; Requier et al., 2015). Esta fuerte reducción de la diversidad espacial y de la disponibilidad temporal de los recursos florales puede poner en peligro la supervivencia de las abejas, así como los servicios de polinización que prestan (Potts et al., 2010b).

La especie *Apis mellifera* L., la abeja más utilizada en el mundo para la producción de miel y para brindar servicios de polinización, depende del acceso a recursos florales diversos a lo largo del tiempo para sobrevivir y mantener colonias sanas y productivas (Standifer, 1967; Herbert et al., 1977). La homogeneización del paisaje, la disminución de la abundancia y diversidad de flores, y la diversidad de pesticidas presentes en el ambiente pueden afectar al rendimiento de las colonias de *A. mellifera*, aumentando la incidencia de efectos letales y subletales (Dolezal et al., 2016; Henry et al., 2012; Mullin et al., 2010; Scofield & Mattila, 2015; Smart et al., 2016; Yang et al., 2008). Estos efectos subletales pueden afectar la eficiencia individual de forrajeo de *A. mellifera* (Dolezal et al., 2015; Toth et al., 2005), su capacidad para lidiar con los pesticidas presentes en el ambiente (Di Pasquale et al., 2013, 2016; Goulson et al., 2015; Krupke et al., 2012; Tosi et al., 2017a, 2018;

Dolezal & Toth, 2018), así como la capacidad de resistir la infección por patógenos (Di Pasquale et al., 2013, 2016; Dolezal et al., 2016, 2019b). Las consecuencias de los efectos aditivos o sinérgicos de estos factores de estrés en los individuos pueden escalar a nivel de la salud de colmenas enteras (Alaux et al., 2010; DeGrandi-Hoffman & Chen, 2015). En particular, el desarrollo y la productividad de las colmenas podrían verse afectados por ciclos pronunciados de abundancia y escasez de recursos florales asociados a paisajes dominados por monocultivos (Dolezal et al., 2019a; Requier et al., 2017; Smart et al., 2016). Asimismo, este escenario implica la incidencia directa de pesticidas asociados a dichos monocultivos en la salud y vigor de las colmenas (Goulson et al., 2015; Klein et al., 2017), e indirecta mediada por la eliminación de hierbas melíferas 'no blanco' por parte de herbicidas de amplio espectro. Por lo tanto, se espera que el rendimiento de miel (es decir, la producción de miel por colmena) se vea afectado negativamente por la expansión de la agricultura industrial.

En Argentina, como en otros países sudamericanos, la soja es actualmente el cultivo emblemático de la agricultura industrial (Dros, 2004; Manzanal, 2017; Pengue & Altieri, 2005). El área dedicada al cultivo de esta oleaginosa era bastante insignificante a principios de 1970 (FAOSTAT, 2018). Desde entonces, la mayor rentabilidad de la agricultura frente a la ganadería, junto con la mejora de las técnicas agrícolas, ha provocado una drástica transformación del campo (Cadenazzi, 2009; Pengue, 2001). Esta transformación implicó, entre otras cosas, un uso más continuo e intensivo de la superficie terrestre para la producción de monocultivos, un mayor uso de insumos externos (e.g., fertilizantes y pesticidas, incluidos insecticidas y herbicidas) y el empleo de maquinaria de mayor tamaño e impacto. Si bien tradicionalmente la soja fue considerada una especie mayormente autógena (i.e., polinización autónoma), diversos estudios han comprobado que la polinización animal incrementa su productividad al menos en un 21% (da Cunha et al. 2023 y citas allí; Garibaldi et al. 2021). *A. mellifera* se encuentra entre los polinizadores que visitan el cultivo (Blettler et al., 2020), pecoreando en busca de néctar y polen (Lin et al., 2022; Levenson et al., 2022).

La liberación de soja transgénica en 1996 en Argentina fue el hecho fundacional que desencadenó el crecimiento exponencial de este cultivo en

Sudamérica durante las últimas décadas (Satorre, 2005), facilitado también por un contexto económico mundial favorable a la exportación de productos primarios y 'commodities' (Páez, 2016). La liberación inicial y el éxito de diferentes variedades de soja transgénica en la economía agrícola argentina abrieron la puerta a la intensificación de la agricultura industrial. Más específicamente, el paquete tecnológico asociado al cultivo de soja genéticamente modificada incluyó: (1) el uso de semillas de soja resistentes a herbicidas a base de glifosato; (2) la aplicación masiva de estos herbicidas para el control de malezas, junto con otros pesticidas; (3) la siembra directa o labranza cero; (4) el uso de maquinaria pesada para la siembra y la cosecha; y, en consecuencia, (5) el aumento de la escala espacial de la producción y de la superficie promedio de los lotes cultivados (Cadenazzi, 2009; Domínguez & Sabatino, 2006; Kahl, 2012; Pengue & Altieri, 2005). A través de este proceso de cambio de uso del suelo, la soja se convirtió en el cultivo dominante (es decir, el que individualmente tiene la mayor superficie cultivada) en la agricultura argentina (Aizen et al., 2009c).

A pesar de que Argentina es uno de los principales productores y exportadores de miel a nivel mundial, las tendencias apícolas nacionales muestran signos críticos de disminución de la producción de miel (Requier et al., 2018 a y b; Sánchez et al., 2018). Aunque algunos cultivares de soja producen néctar accesible para *A. mellifera* (Erickson, 1975; Erickson & Garment, 1979; Villanueva-Gutiérrez et al., 2014), se ha planteado la hipótesis de que el aumento de la producción de soja es la causa más importante de esta disminución (Blengino, 2013). La actividad apícola tiene su mayor desarrollo en la región central del país, incluyendo la llanura pampeana, donde se concentra el 68% de los apicultores, el 80% de las colmenas (Ferrari et al., 2011) y el 93% de la producción de miel exportada a nivel nacional (Rabaglio & Castignani, 2015). Esta región también representó alrededor del 90% de la producción nacional total de soja entre 2010-2018 (Datos Agricultura, Ganadería y Pesca, 2018). Dada la gran superposición geográfica entre la agricultura industrial y la apicultura en Argentina, es necesario un análisis detallado del vínculo entre los cambios temporales en el cultivo de soja y la producción de miel en las últimas décadas a nivel país,

para evaluar la hipótesis respecto de que la agricultura industrial tiene un efecto negativo en la apicultura.

En este Capítulo evalué el impacto de la agricultura industrial sobre la apicultura y la producción de miel, utilizando como caso de estudio la rápida expansión del cultivo de soja en Argentina. En primer lugar, evalué la relación temporal entre la superficie cultivada de soja y el rendimiento de miel a lo largo de 55 años, en el largo y el corto plazo (es decir, la tendencia a largo plazo y la variabilidad destendenciada, respectivamente). A continuación, puse a prueba un modelo causal considerando cinco variables (i.e., superficie cultivada con soja, valor de exportación de la miel, número de colmenas, rendimiento de la miel y producción total de miel) para evaluar la influencia de la superficie cultivada con soja en la producción argentina de miel. La hipótesis subyacente es que la expansión del cultivo de soja ha afectado negativamente la producción total de miel, principalmente a través de cambios en el rendimiento de la miel. Por consiguiente, tras la implantación de la soja modificada genéticamente en 1996, que condujo a la intensificación de la agricultura industrial en Argentina, predije (1) una disminución progresiva del rendimiento de miel a lo largo del tiempo, (2) una relación negativa entre el rendimiento de miel y la superficie de soja una vez eliminada la tendencia a largo plazo (acoplamiento temporal a escala fina), y (3) un efecto negativo indirecto de la superficie de soja sobre la producción total de miel mediado por la disminución del rendimiento.

4.2. Materiales y métodos

Recopilé datos del repositorio público de la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO) (FAOSTAT, 2018), que analicé con diferentes técnicas estadísticas utilizando el software libre R (versión 3.4.2) (R Core Team, 2015). A partir de dicha base de datos, obtuve valores anuales de superficie cultivada con soja (reportada en realidad como superficie cosechada), número total de colmenas y producción total de miel en Argentina, entre 1961 y 2016. Los datos de FAO se cotejaron con las estadísticas nacionales (ver Metodología complementaria en Anexo - Capítulo 4). Aunque los datos entre ambas fuentes fueron en su mayoría consistentes, encontré discrepancias (mayores al 10%) para el número de

colmenas durante años consecutivos para el período 2002-2016. Específicamente, los datos de FAO muestran una tendencia asintótica en el número de colmenas para este período, a pesar de la alta variación en la producción de miel, mientras que los datos provenientes de fuentes nacionales indican una tendencia creciente hasta 2010 y luego una disminución. Esto representa diferencias de más de un millón de colmenas con los datos de FAO en algunos años (véase Anexo - Capítulo 4, Tabla A4.1 y Figura A4.1) y plantea la posibilidad de que los datos sobre esta variable se hayan notificado erróneamente a FAO. Dado que las bases de datos nacionales oficiales también estaban incompletas, faltando datos para los años 2003, 2005, 2006, 2011-2014, estimé el número de colmenas para cada año entre 2002-2016 utilizando un modelo aditivo (paquete: mgcv; función: gam) (Wood, 2011) (Tabla A4.2 y Figura A4.2). El modelo aditivo permite estimar con mayor precisión el número de colmenas sin afectar el patrón general, ya que es una variable que se espera que tenga un comportamiento suave en el tiempo (ver Anexo - Capítulo 4, Figura A4.2). Para estimar el número de colmenas entre 2002 y 2016 utilicé todos los datos disponibles de FAO y fuentes argentinas oficiales y no oficiales disponibles entre 1961 y 2016, excepto los datos de FAO entre 2002 y 2016 debido a las inconsistencias previamente señaladas (ver Anexo - Capítulo 4, Metodología complementaria, Tabla A4.2 y Figura 4.2). A continuación, calculé el rendimiento de miel como la relación entre la producción total de miel y el número de colmenas por año.

Evalué la existencia de puntos de quiebre en las tendencias lineales del área cultivada con soja (en adelante, área de soja (ha)) y del rendimiento de miel (kg/colmena) para probar específicamente si había evidencias de un cambio en la pendiente de la serie temporal de estas dos variables, compatible con efectos de la intensificación en el cultivo de soja desde 1996. Para alcanzar este objetivo, utilicé modelos de regresión segmentada (paquete y función: segmented; Muggeo, 2003) y calculé intervalos de confianza (IC) en torno a los puntos de quiebre. Dado que un punto de quiebre estimado para la superficie de soja fue 1995 y que los IC de los puntos de quiebre para ambas variables (superficie de soja y rendimiento de miel) incluían 1996 (ver "Resultados"), utilicé dicho año para definir dos

periodos (1975-1995 y 1996-2016) que abarcaban el mismo número de años (n=21). Excluí el periodo 1961-1974 del análisis porque durante esos años la soja representaba un porcentaje insignificante (< 2,15%) de la superficie total cultivada (Tablas A4.3).

Para detectar cualquier acoplamiento temporal a escala fina entre la superficie de soja y el rendimiento de miel, removí la tendencia lineal a largo plazo de cada variable mediante una regresión en función del tiempo para cada uno de los dos períodos, 1975-1995 y 1996-2016 (paquete: *nlme*; función: *gls*; Pinheiro et al., 2017). A partir de estos modelos, extraje los residuos estandarizados de Pearson (variación no explicada por la tendencia lineal) y realicé una regresión de los residuos de rendimiento de miel como respuesta a los residuos de área de soja para cada período por separado (es decir, antes y después de 1996).

Por último, utilicé un análisis de vías para evaluar el efecto indirecto de la expansión de la soja sobre la producción de miel a través de su efecto directo sobre el rendimiento en miel. La predicción asociada fue que, mientras que tanto el rendimiento de miel como el número de colmenas afectarían positivamente a la producción de miel antes y después de 1996, la superficie de soja sólo afectaría a la producción de miel después de 1996. Para controlar el efecto del precio internacional de la miel, incluí también el valor de exportación de la miel en el modelo propuesto, y predije una influencia positiva directa sobre el número de colmenas en ambos periodos.

Para este análisis, primero agrupé los datos de cada variable por periodos (es decir, antes y después de 1996) y luego resté al valor de cada año, el valor de la misma variable el año anterior (lo que en el análisis de series temporales se conoce como primera diferencia) para eliminar la mayor parte de la autocorrelación temporal (Wei, 2006). En segundo lugar, estandaricé estas diferencias (X_i) de acuerdo con:

$$z_i = \frac{(X_i - \bar{X})}{SD}$$

donde \bar{X} representa el valor medio de la primera diferencia para cada variable y SD su desviación estándar, de modo que todas las variables estuvieran en

una escala común con $\text{media}=0$ y $\text{SD}=1$ (Tablas A4.4 y A4.5). Evalué el ajuste de los datos al modelo causal propuesto mediante la prueba "d-sep" (Shibley, 2000) que, a diferencia del modelado de ecuaciones estructurales (SEM), permite analizar conjuntos de datos relativamente pequeños. Siguiendo este método, identifiqué, según el modelo propuesto, todas las posibles "k" relaciones independientes, que son pares de variables no conectadas por flechas y que, por tanto, se espera que sean estadísticamente independientes al considerar los efectos de cualquier variable causal directa en el diagrama propuesto (Shibley, 2009). A continuación, analicé las k relaciones a través de modelos lineales generales (paquete: nlme; función: gls) (Pinheiro et al., 2017), bajo el criterio de estimación de máxima verosimilitud. Obtuve la probabilidad (p_i) de que la variable X tenga efecto sobre Y tras considerar el efecto de las variables directas. Finalmente, combiné las probabilidades (p_i) de las k relaciones según:

$$C = -2 * \sum_{i=1}^k \ln (p_i)$$

donde C representa la probabilidad compuesta de Fisher (Shibley, 2000). Comprobé si el valor observado de C difería significativamente de lo esperado por azar ($C \sim \text{Chi}^2$; $\text{GL} = 2k$) y, por tanto, la probabilidad de que el modelo causal propuesto se ajustara a los datos correspondientes a los periodos antes y después. El modelo causal se considera improbable, y por tanto rechazado, con valores de C significativos para un $\alpha=0,05$.

Por último, calculé el efecto de la relación directa entre las variables evaluadas en el modelo causal propuesto utilizando modelos lineales generales (paquete: nlme; función: gls). En particular, evalué los efectos directos de la superficie de soja sobre el rendimiento en miel, del valor de exportación sobre el número de colmenas, y del rendimiento y el número de colmenas sobre la producción de miel, siendo este último un caso de la relación de "la parte con el todo" (Sokal & Rohlf, 1981).

4.3. Resultados

La soja ocupaba <0,01% de la superficie total cultivada de Argentina en 1961, representando aproximadamente 1.000 ha (Fig. 4.1a, Tabla A4.3). La regresión segmentada (Fig. 4.2a) estimó dos puntos de quiebre en el proceso de expansión del área de soja: el primero en 1975 ($P<0,001$; CI=1971-1978) y el segundo en 1995 ($P<0,001$; CI=1993-1997). Entre 1961 y 1975, la expansión del área cultivada con soja se dio a una tasa aproximada de 25.300 ha año⁻¹, alcanzando alrededor de 356.000 ha, implicando un aumento del 36.000% (Fig. 4.1a, Tabla A4.3). Desde 1975, la superficie cultivada con soja comenzó a incrementarse a un ritmo medio de 282.797 ha año⁻¹, alcanzando una superficie de aproximadamente 6.000.000 ha cosechadas en 1995, resultando en un incremento del 1.670%. Finalmente, entre 1995 y 2016 el aumento en la tasa de expansión del cultivo fue de 741.525 ha año⁻¹, que significó un incremento del 328%. Así, la superficie de soja alcanzó más de 19.500.000 ha en 2016, representando el 53% de la superficie total cultivada del país (Fig. 4.1a, Tabla A4.3).

Argentina tenía unas 650.000 colmenas en 1961, que se triplicaron en 1998, alcanzando aproximadamente los 2.000.000 en ese año. El número de colmenas se duplicó en la década siguiente, alcanzando un máximo estimado de casi 4.000.000 de colmenas en 2009. Sin embargo, entre 2009 y 2016, este número se redujo en un 25% hasta 3.000.000 de colmenas en 2016 (Fig. 4.1b). La producción total de miel acompañó el crecimiento del número de colmenas durante la mayor parte del periodo analizado, alcanzando un récord de unas 110.000 toneladas en 2005. Sin embargo, la producción de miel disminuyó desde 2006 hasta un valor estimado de 51.000 toneladas en 2016, reduciéndose a la mitad en una sola década (Fig. 4.1c).

El rendimiento de miel por colmena mostró marcadas oscilaciones anuales en torno a una media de 30 kg colmena⁻¹ (SD=5,26) entre 1961 y 1996 (Fig. 4.1d). Sin embargo, el rendimiento medio por colmena disminuyó constantemente de 33 a 17 kg colmena⁻¹ entre 1996 y 2016 (Tabla A4.3). El análisis de regresión segmentado del rendimiento de miel a lo largo del tiempo estimó un punto de quiebre en 1997 ($P<0,001$; CI=1993-2001), determinando un cambio en la dirección y magnitud de la tendencia temporal (Fig. 4.2b). El rendimiento medio mostró una tasa de crecimiento anual de

0,17 kg colmena⁻¹ hasta 1997, mientras que a partir de ese año se observó un descenso anual progresivo del rendimiento de aproximadamente -1,20 kg colmena⁻¹. Como consecuencia, mientras que en 1997 el rendimiento de miel fue de 42 kg colmena⁻¹ (el máximo valor de toda la serie) en 2016 fue de sólo 17 kg colmena⁻¹, lo que representa una disminución del 60%.

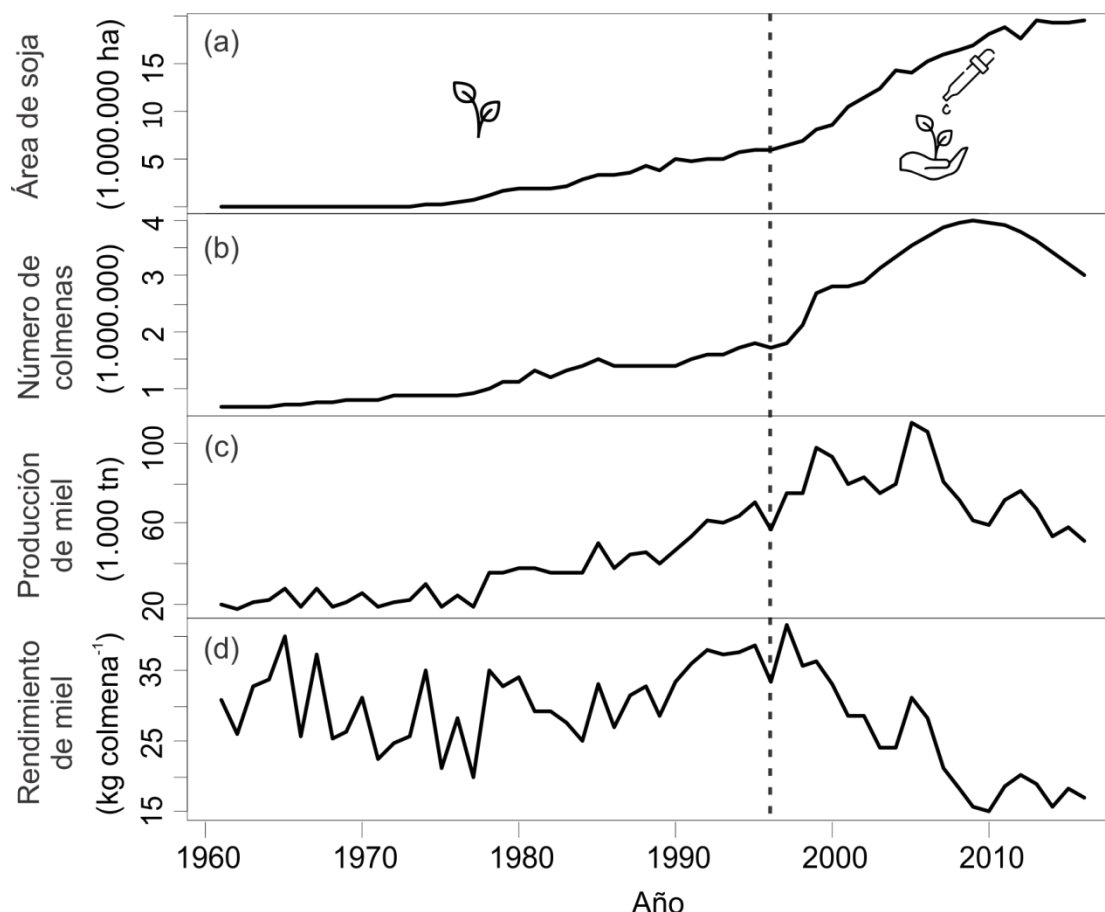


Figura 4.1. Tendencias a largo plazo de la expansión del cultivo de soja y de la actividad apícola en Argentina, incluyendo (a) superficie de soja (millones de hectáreas), (b) número de colmenas (expresado en millones), (c) producción de miel (miles de toneladas) y (d) rendimiento de miel (kg colmena⁻¹). El año 1996, inicio de la agricultura industrial desencadenada por la liberación comercial de soja transgénica, se indica con una línea vertical discontinua. Fuente: Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAOSTAT, 2018) y fuentes nacionales oficiales y no oficiales (véase la Tabla A4.3, Anexo).

El análisis de la relación de los residuos de Pearson de las regresiones lineales del rendimiento en miel y la superficie de soja en función del tiempo (es decir, la variabilidad sin tendencia a largo plazo) mostró patrones contrastantes para los dos periodos analizados (es decir, 1975-1995, y 1996-2016). No encontré evidencia de variación anual del rendimiento de miel con la variación anual de la superficie de soja para el periodo 1975-1995 ($\beta=0,31$; $R^2=0,09$; $P=0,18$; Fig. 4.3a), mientras que sí encontré fuerte evidencia de una relación negativa entre ambas variables para el periodo 1996-2016 ($\beta=-0,55$; $R^2=0,30$; $P=0,01$; Fig. 4.3b). Por tanto, en los años de este periodo en los que la superficie de soja fue mayor que el valor predicho por la tendencia lineal (residuos de la relación superficie de soja vs. año >0), el rendimiento medio de miel tendió a ser menor que el valor predicho por su propia tendencia lineal (residuos de la relación rendimiento de miel vs. año <0). Por el contrario, en los años en que la superficie de soja fue menor, el rendimiento en miel tendió a ser mayor.

Por último, el análisis de vías basado en el modelo propuesto también mostró un llamativo contraste antes y después de 1996. Los datos del periodo 1975-1995 se ajustaron al modelo ($P=0,19$; Fig. 4.4a), pero no mostraron evidencias de un efecto de la superficie de soja sobre el rendimiento de miel, si bien la tendencia es consistente con lo esperado ($\beta=0,32$; $SE=0,23$; $t=1,38$; $DF=17$; $P=0,19$). Sin embargo, los datos del periodo 1996-2016 se ajustaron mejor al modelo causal propuesto ($P=0,65$; Fig. 4.4b), con evidencias de un efecto negativo directo de la superficie de soja sobre el rendimiento de miel ($\beta=-0,36$; $SE=0,15$; $t=-2,33$; $DF=18$; $P=0,03$). Además, la producción de miel antes de 1996 se explicaba tanto por el número de colmenas productivas ($\beta=0,39$; $SE=0,05$; $t=7,88$; $DF=17$; $P<0,001$) como por el rendimiento de miel por colmena ($\beta=0,87$; $SE=0,05$; $t=17,61$; $DF=17$; $P<0,001$). Después de 1996, el número de colmenas explicó la producción total de miel con un efecto aún mayor que en el periodo anterior ($\beta=0,53$; $SE=0,12$; $t=4,41$; $DF=16$; $P<0,001$), mientras que el efecto del rendimiento de miel fue tan fuerte como antes de 1996 ($\beta=0,88$; $SE=0,07$; $t=12,13$; $DF=16$; $P<0,001$). En ambos periodos, el rendimiento de miel fue un determinante más importante de la producción de miel que el número de colmenas (Fig. 4.4). Por último, el valor de exportación de la miel contribuyó a

la validación del modelo causal, aunque no encontré evidencias de que esta variable tenga un efecto directo sobre el número de colmenas en ambos periodos, es decir, antes ($\beta=0,36$; $SE=0,22$; $t=1,66$; $DF=18$; $P=0,11$) y después ($\beta=0,04$; $SE=0,13$; $t=0,31$; $DF=17$; $P=0,75$) de 1996.

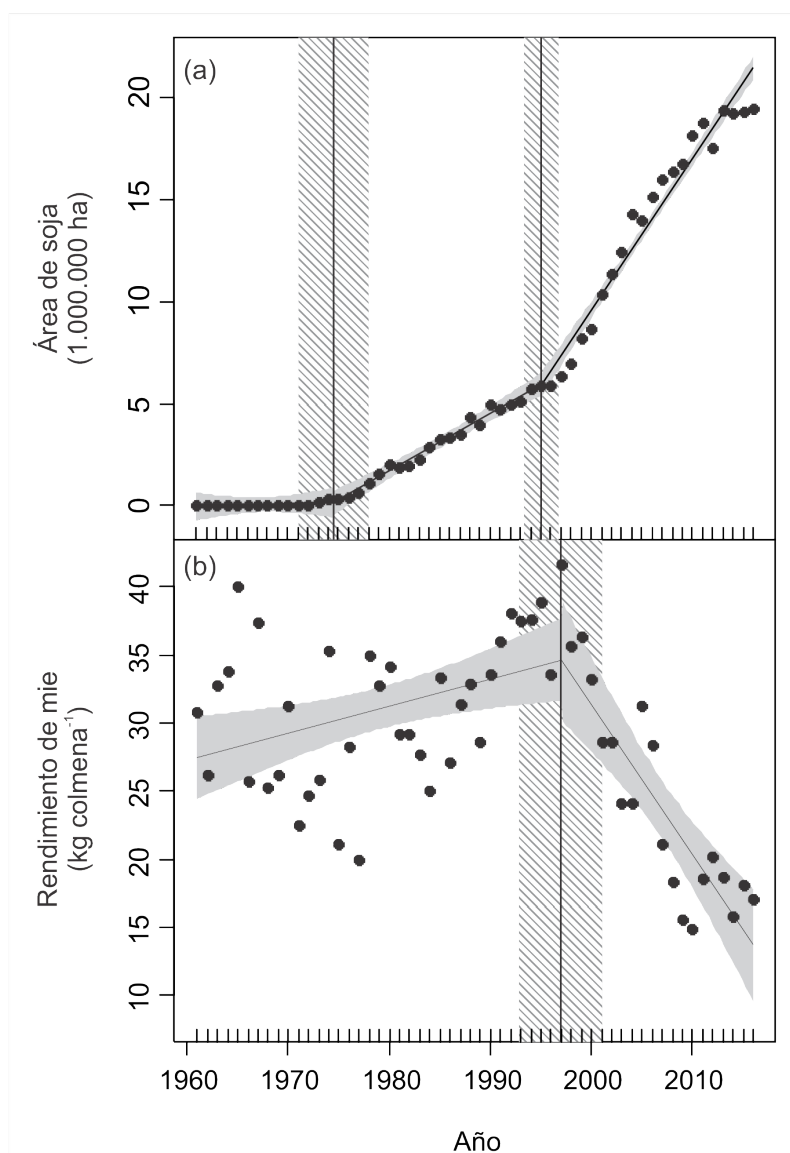


Figura 4.2. Regresiones segmentadas de (a) superficie de soja y (b) rendimiento de miel en función del tiempo. Los puntos indican el valor anual de cada variable, mientras que las líneas negras muestran las tendencias lineales estimadas y su intervalo de confianza del 95% en gris. Las líneas negras verticales indican los puntos de quiebre estimados en el modelo de regresión, y las bandas rayadas los intervalos de confianza del 95% de los puntos de ruptura.

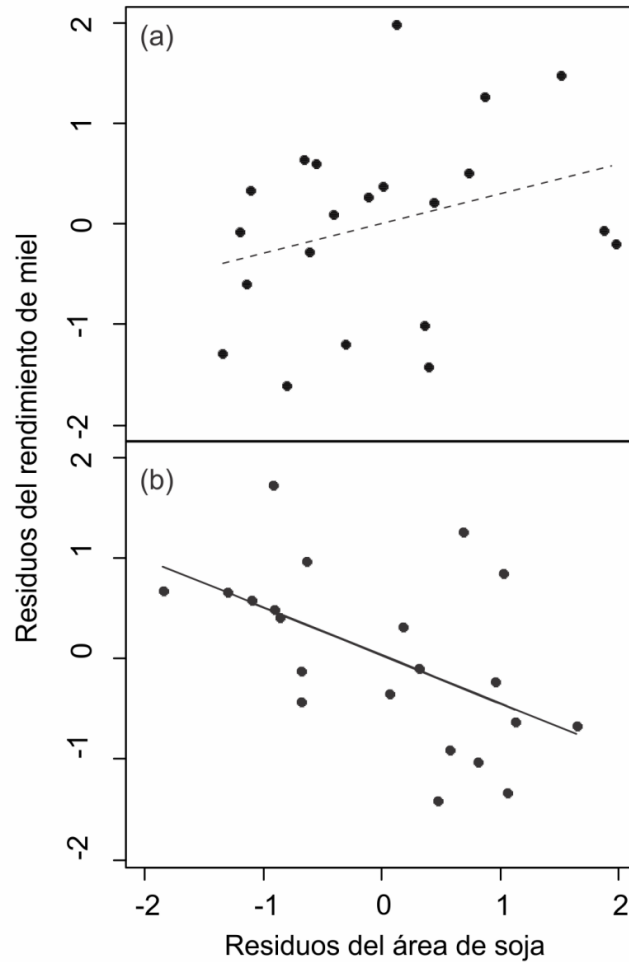


Figura 4.3. Regresiones de los residuos de rendimiento de miel respecto a los residuos de área de soja para los períodos (a) 1975-1995 y (b) 1996-2016, es decir, antes y después de la implementación de la agricultura industrial asociada al cultivo de soja transgénica en Argentina, respectivamente. Los puntos negros representan los residuos estimados a partir de la regresión lineal de cada variable individualmente (es decir, rendimiento de miel y superficie de soja) en función del tiempo. Las líneas negras representan las regresiones estimadas para dichos residuos en cada período; la línea de puntos indica un ajuste deficiente ($P=0,18$), mientras que la línea continua indica un ajuste estadísticamente significativo ($P=0,01$).

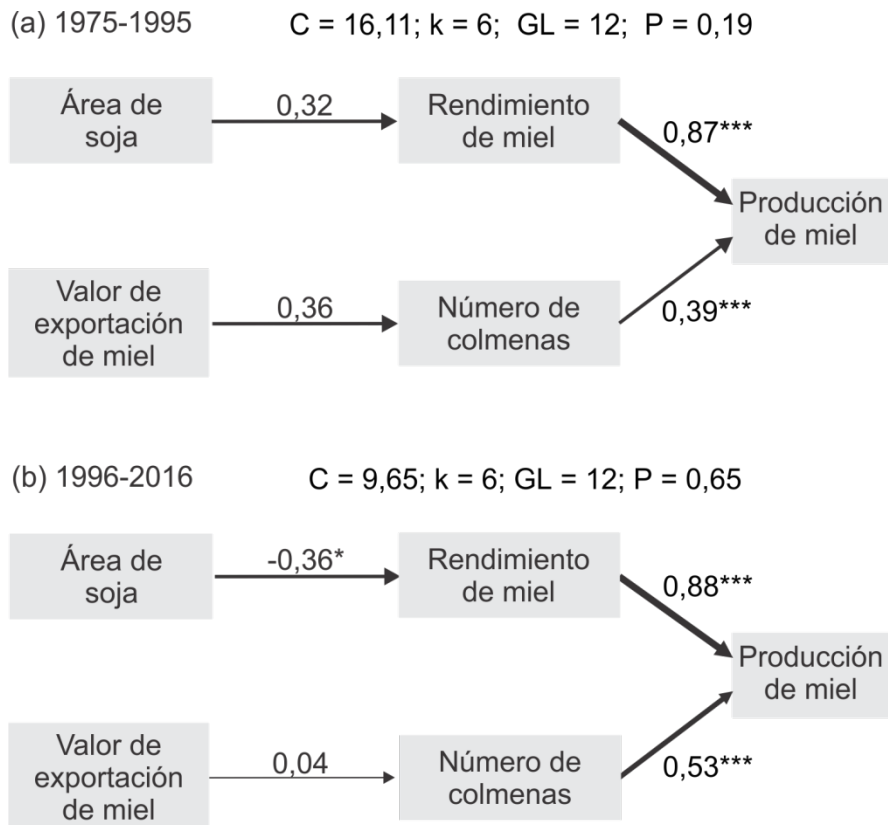


Figura 4.4. Modelo causal evaluado para los períodos 1975-1995 y 1996-2016, es decir, antes y después de la implementación de la agricultura industrial asociada al cultivo de soja en Argentina, respectivamente. El grosor de las flechas indica la magnitud del efecto directo entre cada par de variables. El valor de las pendientes de regresión estandarizadas (β) para cada relación también se proporciona sobre cada flecha. * $P < 0,05$; ** $P < 0,01$; *** $P < 0,001$.

4.4. Discusión

La agricultura industrial, que implica una transformación radical del paisaje y el uso intensivo de pesticidas, puede afectar a otras actividades productivas. Este es el caso de la apicultura que depende de la presencia de diversos recursos nutricionales para *A. mellifera* a escala de paisaje. Los resultados aquí presentados apoyan la hipótesis de que en Argentina la intensificación de la agricultura industrial, basada en la utilización de soja genéticamente modificada a partir de 1996, ha tenido un fuerte impacto sobre esta actividad.

En particular, los análisis permitieron identificar una relación negativa entre la expansión de la superficie de soja y el rendimiento y la producción de miel. En primer lugar, el análisis de regresión segmentada fue coherente con la propuesta de 1996 como año crucial en el que la superficie de soja empezó a crecer a un ritmo mucho mayor, mientras que el rendimiento de la miel inició una tendencia decreciente (Fig. 4.2). Desde entonces, la superficie cultivada con soja ha crecido más de un 300%, mientras que el rendimiento medio de miel no ha dejado de disminuir (Fig. 4.1 a y d). Como consecuencia, los valores actuales de rendimiento de miel son menos de la mitad del máximo alcanzado al principio de este periodo (Tabla A4.3). Además de este declive a largo plazo, se observa un acoplamiento temporal a pequeña escala entre el rendimiento de miel y la superficie de soja desde 1996, que no se observa en el periodo anterior (Fig. 4.3). Curiosamente, este resultado sugiere una respuesta instantánea (i.e., dentro del mismo año) de la productividad de las colmenas a los cambios en la superficie de soja. Por último, el modelo causal fue compatible con la propuesta de que el cultivo de la soja no tenía efectos sobre el rendimiento de la miel antes de 1996, pero sí luego de ese año. Además, la disminución de la productividad de las colmenas ha sido un factor determinante del descenso de la producción de miel en Argentina desde la implementación del paquete tecnológico asociado a la soja transgénica (Fig. 4.4b). La falta de evidencias de un efecto directo del valor de exportación de la miel sobre el número de colmenas para ambos periodos podría deberse a un retraso en la respuesta a los precios de mercado, no evaluado en este trabajo.

Aunque los patrones observados son coherentes con los efectos negativos de la expansión del monocultivo de soja sobre la apicultura desde la intensificación de la agricultura industrial, existen limitaciones de los estudios correlativos como el aquí presentado. Si bien los datos posteriores a 1996 se ajustan al modelo causal propuesto, ello no implica necesariamente una verdadera causalidad, ya que otros factores correlacionados o modelos alternativos también podrían explicar la caída observada en el rendimiento y la producción de miel ocurrida durante las últimas décadas. Por ejemplo, la variabilidad climática puede afectar a la productividad de las colmenas (Marceau et al., 1990). Sin embargo, las condiciones climáticas extremas (es

decir, sequías o inundaciones graves) deberían afectar tanto a la apicultura como a la superficie cosechada de soja en la misma dirección, dando lugar a una asociación temporal a escala fina positiva en lugar de negativa, como se informa aquí. Por tanto, aunque no es posible descartar que la variación climática pueda explicar parte de la variación del rendimiento en miel, este factor no puede explicar la "sincronización" negativa entre la superficie de soja y el rendimiento en miel desde 1996. Alternativamente, alcanzar la capacidad de carga del entorno, como consecuencia del aumento del número de colmenas entre 1998 y 2010, también podría explicar el descenso del rendimiento en miel. Sin embargo, si este fuera el caso, se debería observar una fuerte recuperación de la productividad de las colmenas entre 2010 y 2016, periodo durante el cual el número de colmenas disminuyó en un millón (Fig. 4.1b). Comprobar la causalidad en sistemas reales a gran escala plantea enormes desafíos, ya que la mayoría de las variables no pueden controlarse, por lo que este tipo de modelización constituye una herramienta útil para evaluar la coherencia de los datos con la hipótesis propuesta (Shipley, 2000). En este sentido, todas las predicciones planteadas resultaron consistentes con la hipótesis, indicando que la evidencia encontrada es robusta.

La homogeneización del hábitat y la reducción de la disponibilidad y diversidad de recursos florales están asociadas en Argentina al cultivo de soja genéticamente modificada. En la región central del país, la expansión de la soja se produjo a expensas de otros cultivos, así como de la vegetación espontánea de las márgenes de campos y caminos, lo que provocó una disminución de la diversidad agrícola y de la heterogeneidad del paisaje. Esta expansión también llevó a la disminución de otras actividades productivas como la ganadería, que históricamente se desarrollaba en pastizales seminaturales o pasturas implantadas con especies forrajeras melíferas valiosas como el trébol y la alfalfa (Aizen et al., 2009c; Aizen et al., 2019; Pengue & Altieri, 2005). Hacia el oeste y norte del país, el avance de la frontera agrícola arrasó vastas áreas de bosques secos naturales de las ecorregiones del "Gran Chaco" y "Espinal" (Fehlenberg et al., 2017; Vallejos et al., 2015; Zak et al., 2008; Grau et al., 2005) caracterizados por especies leñosas entomófilas nativas, como *Schinopsis* spp., *Ziziphus* spp. y árboles y arbustos

leguminosos de los géneros *Prosopis*, *Acacia* y *Geoffroea* (Cabrera & Willink, 1973). Muchas de ellas son importantes especies melíferas (Aizen & Feinsinger, 1994; Basilio & Noetinger, 2002; Vossler, 2014), que pueden contribuir en gran medida a aumentar los rendimientos de miel (Sande et al., 2009). Además, aunque la soja puede producir cantidades variables de néctar y polen en función de los cultivares, esta fuente de azúcar y proteínas solo está disponible durante unas pocas semanas (Fehr & Caviness, 1977; Dolezal et al., 2019a).

Al mismo tiempo, la intensificación de la agricultura industrial desde 1996 condujo a un fuerte uso de pesticidas en Argentina, incluidos herbicidas e insecticidas a los que está expuesta *A. mellifera* (Villalba et al., 2018). El uso de pesticidas y herbicidas aumentó 380% y 500%, respectivamente, entre 1996 y 2014 (FAOSTAT, 2018; ver Capítulo 5, Fig. 5.2). Alrededor del 40% de los insecticidas más comunes se utilizan en el cultivo de soja, siendo muchos de ellos neonicotinoides (Kahl, 2012). Asimismo, se ha demostrado que el glifosato, un herbicida organofosforado ampliamente utilizado en diferentes cultivares de soja resistentes a su aplicación en Argentina y en otros lugares, afecta el desarrollo larval de *A. mellifera*, reduce la sensibilidad a las recompensas de néctar, deteriora el aprendizaje asociativo y altera su microbioma (Herbert et al., 2014; Klein et al., 2017; Motta et al., 2018; Vázquez et al., 2020, 2018). Dentro del grupo de los neonicotinoides, recientemente se prohibieron en Europa el imidacloprid, la clotianidina y el tiametoxam por el riesgo que suponen para los polinizadores (Comisión Europea, 2018). Además, recientemente se han identificado residuos de pesticidas en el 88% de las muestras de miel de la región agroindustrial del país, siendo el endosulfán (un insecticida prohibido localmente desde 2013) el ingrediente activo más ampliamente reportado (Medici et al., 2019). Asimismo, se han identificado residuos de glifosato y su metabolito AMPA en mieles de la misma región (Medici et al., 2022). Por lo tanto, la pérdida de especies melíferas por el uso masivo de herbicidas (ver Capítulo 5, Fig. 5.3c) junto con los insecticidas que amenazan a los polinizadores también podrían estar mediando el efecto negativo de la soja sobre el rendimiento de miel en Argentina.

La pronunciada disminución de la producción de miel en Argentina puede tener consecuencias a escala nacional e internacional. A escala nacional, la reducción de los beneficios netos debida a la disminución del rendimiento de la miel podría obligar a los apicultores a abandonar el negocio, lo que conduciría a una reducción de la actividad apícola en todo el país. De hecho, la caída del número de colmenas declaradas en Argentina durante la última década puede ser una señal de que la apicultura ya está empezando a abandonarse. Además, la reducción del número de colmenas puede comprometer los servicios de polinización de los cultivos, paradójicamente al mismo tiempo que la agricultura argentina muestra una tendencia hacia una creciente dependencia de los polinizadores (Chacoff et al., 2010). Además, debido a la disminución de abejas silvestres en el paisaje altamente transformado de la Pampa y oasis cultivados intensivamente como el valle de Río Negro (Hünicken et al., 2020 y citas allí) y Mendoza, la polinización de muchos cultivos de semillas y frutas en Argentina dependen cada vez más de la abeja melífera (Garibaldi et al., 2013). Por último, debido a que Argentina exporta alrededor del 95% de su producción de miel y es un actor importante en el mercado internacional de la miel (Sánchez et al., 2018), nuevas reducciones en la producción de miel argentina podrían afectar el suministro del mercado internacional. Esto es particularmente importante dado que la demanda mundial de miel podría no satisfacerse si el número de colmenas aumenta más lentamente que el crecimiento de la población humana (Aizen & Harder, 2009 a y b).

A pesar de estas múltiples consecuencias negativas de la reducción de la producción de miel en Argentina, los hallazgos presentados aquí junto con las tendencias nacionales en apicultura y agricultura industrial sugieren que es probable que continúe el declive de la apicultura. Si bien recientemente se observó un descenso en el área cultivada de soja (FAOSTAT 2023), esto se dio en favor de otros monocultivos como el maíz y el trigo, permaneciendo las formas de producción extensivas con elevado agregado de insumos externos, como pesticidas, perjudiciales para las abejas. Este trabajo sirve como advertencia de un escenario altamente negativo para la apicultura en Argentina y en el resto del mundo, si la

agricultura industrial continúa expandiéndose a nivel nacional y mundial (Aizen et al., 2009c, 2019; Capítulo 5).

4.5. Conclusiones

La agricultura industrial, actualmente dominante en varias regiones agrícolas del mundo, ha introducido numerosos factores de estrés que pueden afectar directa e indirectamente a las abejas y a otros insectos. Este trabajo aporta elementos respecto a que la disminución del rendimiento de la miel puede relacionarse con la intensificación del monocultivo de soja en Argentina desde 1996. Futuros estudios experimentales y correlativos deberán poner a prueba los mecanismos subyacentes, las posibles interacciones y las sinergias.

En términos más generales, este estudio contribuye a la creciente evidencia científica sobre los impactos negativos de la agricultura industrial, centrada exclusivamente en la producción de commodities. Dichos efectos negativos incluyen impactos sobre la biodiversidad (Foley, 2011), la diversificación agrícola (Aizen et al., 2019), la generación de empleo en el sector rural (Garibaldi & Pérez-Méndez, 2019), la expulsión de comunidades ancestrales locales (Sella, 2012), la soberanía alimentaria y la salud (Paganelli et al., 2010). En particular, estos resultados dan sustento científico a los reclamos de los apicultores argentinos y de otros países de América Latina de que la expansión del monocultivo de soja representa una amenaza existencial para la apicultura (Naturaleza de Derechos, 2019; FILAPI, 2018; Osojnik, 2018; Tuñez, 2018). Además, es probable que la agricultura industrial imponga graves amenazas a otros polinizadores, afectando a especies de abejas nativas posiblemente en la misma medida o en una medida aún mayor (Goulson et al., 2015).

El argumento comúnmente esgrimido respecto a la necesidad de producir más alimentos, como justificación para profundizar la agricultura industrial, contrasta con la actual sobreproducción de alimentos, grandes cantidades de cultivos producidos desperdiciados y un acceso desigual a estos productos alimenticios en todo el mundo (Foley, 2011; Kremen et al., 2012; Garibaldi et al., 2018). Por el contrario, existe una necesidad urgente de proteger y fomentar los hábitats favorables a los polinizadores para

mejorar el medio ambiente y la calidad de la vida humana. Promover la intensificación ecológica (frente a la intensificación agrícola convencional), la diversificación de los sistemas agrícolas a diferentes escalas espaciales y el mantenimiento de parches de hábitats semi-naturales en todos los paisajes, son algunas estrategias que se están proponiendo para lograr una agricultura sostenible y productiva (Potts et al., 2016b). La gestión integral de los ecosistemas ofrece una alternativa para producir alimentos de forma sostenible desde las perspectivas ecológica, social y económica, valorando y aprovechando la diversidad de especies y procesos que se dan de forma natural a diferentes escalas espaciales y temporales. En este sentido, la relación negativa entre rendimiento de miel y expansión de soja aquí mostrada es un indicio de que muchos procesos productivos que se benefician de la biodiversidad pueden verse alterados por la implementación de la agricultura industrial.

Anexo - Capítulo 4

Metodología complementaria

Comparé la base de datos de FAO (FAOSTAT, 2018) para las variables superficie de soja (es decir, superficie cultivada con soja), número total de colmenas y producción total de miel en Argentina con fuentes oficiales argentinas para el período estudiado 1961-2016 (Tabla A4.1). Debido a que los datos oficiales nacionales estaban incompletos para el número de colmenas, consulté otras fuentes alternativas para completar los datos de dicha variable en la medida de lo posible (ver Tabla A4.2 y notas al pie), promediando los datos de estas fuentes ajenas a la FAO cuando se proporcionaba más de un valor para un mismo año (Tabla A4.1). Una vez reunido el conjunto final de datos comparativos, calculé la diferencia porcentual para cada año entre los valores de FAO y los de Argentina (ARG) como:

$$\% \text{ diferencia}_i = \frac{(FAO_i - ARG_i) * 100}{FAO_i}$$

donde i representa cada año entre 1961 y 2016. También calculé la correlación entre fuentes (es decir, FAO frente a ARG) para cada variable por separado. Los datos de FAO y ARG, así como la diferencia porcentual entre estos dos valores, se presentan en la Tabla A4.1 y la Figura A4.1.

La diferencia porcentual para la superficie de soja y la producción de miel mostró que los datos de FAO y ARG son coherentes, con diferencias < 3% en la superficie de soja, y dos registros con diferencias mayores al 10% en la producción de miel, pero en años separados (1985 y 2005). Sin embargo, el número de colmenas mostró diferencias pronunciadas durante años consecutivos entre 2002 y 2016, un periodo para el cual el conjunto de datos de FAO muestra una tendencia sospechosamente constante y el conjunto de datos de ARG una relación jorobada que se asemeja a la tendencia de la producción total de miel (Fig. A4.1). A partir de los conjuntos de datos de FAO y ARG, encontré fuertes evidencias de altas correlaciones entre las tres variables para el periodo completo ($r_{\text{area_soja}} = 0,99$ ($P < 0,001$); $r_{\text{prod_miel}} = 0,99$ ($P < 0,001$); $r_{\text{num_colm}} = 0,94$ ($P < 0,001$)), pero no encontré

ninguna evidencia de correlación al considerar el número de colmenas para el periodo 2002-2016 ($r_{\text{num_colm}} = 0,07$ ($P = 0,87$)).

Por lo tanto, dada esta discrepancia y la poca fiabilidad de los datos de FAO para el número de colmenas, estimé el número de colmenas para cada año del período 2002-2016 ajustando un modelo aditivo generalizado de la forma:

$$\text{Número de colmenas}_i = \beta + s(\text{Año}_i)$$

donde β representa el intercepto y s un parámetro de suavizado (Fig. A4.2). Para ajustar este modelo, utilicé el conjunto de datos completo pero excluyendo los datos de FAO para el período 2002-2016. En su lugar utilicé los 12 valores disponibles de fuentes oficiales y no oficiales argentinas para ocho de los años de este último período (Tabla A4.2). El modelo aditivo ajustado permite estimar con mayor precisión el número de colmenas sin afectar el patrón general ya que el número de colmenas es una variable que se espera tenga un comportamiento suave en el tiempo. Los parámetros estimados del modelo que mejor se ajustaron a los datos fueron el intercepto = 1785755 (SE = 23567; $P < 0,001$) y el parámetro de suavización $s = 7,94$ ($P < 0,001$), con un coeficiente global de determinación $R^2 = 0,98$ (Fig. A4.2). El número de colmenas de FAO de 1961-2001 y los valores predichos por el modelo ajustado para el periodo 2002-2016 se utilizaron en todos los análisis posteriores.

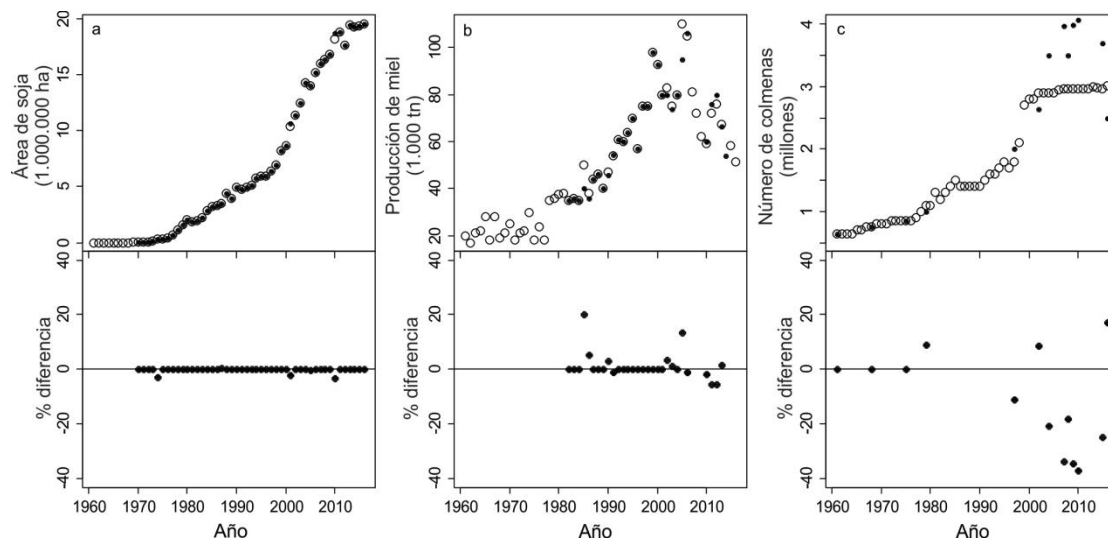


Figura A4.1. Datos anuales de FAO y Argentina (ARG) y diferencia porcentual entre estos valores (Tabla A4.1) para (a) superficie de soja, (b) producción de miel y (c) número de colmenas desde 1961 hasta 2016. Los círculos vacíos y los círculos sólidos indican los datos de FAO y ARG, respectivamente. Se observan grandes discrepancias entre los datos de FAO y ARG sobre número de colmenas para el período 2002-2016.

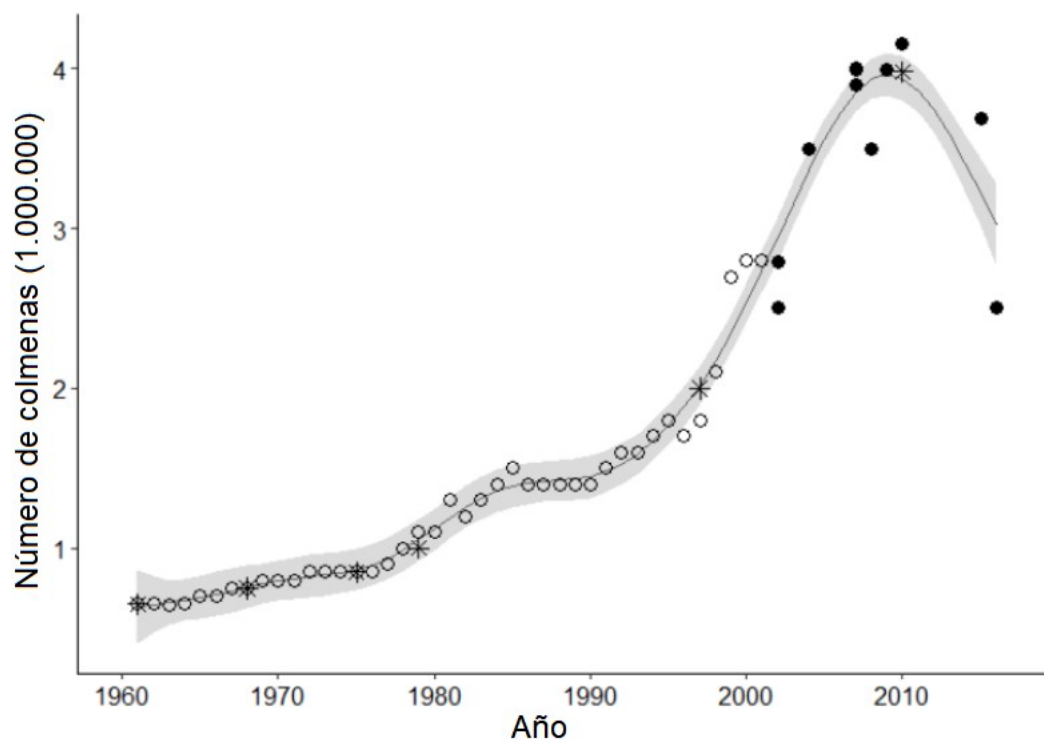


Figura A4.2. Datos del número de colmenas utilizados para ajustar el modelo aditivo. Los círculos negros vacíos representan los datos de FAO, los círculos negros rellenos representan los datos provenientes de fuentes oficiales de ARG, mientras que representan los asteriscos los datos provenientes de fuentes no oficiales de ARG (ver Tabla A4.2). La curva negra representa el modelo aditivo ajustado y las curvas grises representan los límites del intervalo de confianza del 95% del modelo ajustado.

Tabla A4.1. Datos de superficie cultivada de soja, producción de miel y número de colmenas en Argentina entre 1961 y 2016 según la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO) (FAOSTAT, 2018) y fuentes oficiales argentinas (ARG), incluyendo la Secretaría de Agricultura, Ganadería, Pesca, Alimentos y Bosques (SAGPyA/RENAPA); Servicio Nacional de Sanidad y Calidad Agroalimentaria (SENASA); y fuentes no oficiales, con el porcentaje de diferencia entre bases de datos. * representa un valor promedio (ver Tabla A4.2), mientras que “NA” representa datos no disponibles (del inglés Not Available).

Año	Área de soja			Producción de miel			Número de colmenas		
	FAO (ha)	ARG ¹ (ha)	% dif	FAO (tn)	ARG ² (tn)	% dif	FAO	ARG ³	% dif
1961	980	NA	NA	20.000	NA	NA	650.000	650.000	0,00
1962	9.649	NA	NA	17.000	NA	NA	650.000	NA	NA
1963	19.302	NA	NA	21.000	NA	NA	640.000	NA	NA
1964	12.220	NA	NA	22.000	NA	NA	650.000	NA	NA
1965	16.422	NA	NA	28.000	NA	NA	700.000	NA	NA
1966	15.689	NA	NA	18.000	NA	NA	700.000	NA	NA
1967	17.290	NA	NA	28.000	NA	NA	750.000	NA	NA
1968	20.200	NA	NA	19.000	NA	NA	750.000	750.000	0,00
1969	28.200	NA	NA	21.000	NA	NA	800.000	NA	NA
1970	25.970	25.970	0,00	25.000	NA	NA	800.000	NA	NA
1971	36.330	36.330	0,00	18.000	NA	NA	800.000	NA	NA
1972	68.000	68.000	0,00	21.000	NA	NA	850.000	NA	NA
1973	157.030	156.950	0,05	22.000	NA	NA	850.000	NA	NA
1974	334.440	344.340	-2,96	30.000	NA	NA	850.000	NA	NA
1975	355.940	355.940	0,00	18.000	NA	NA	850.000	850.000	0,00
1976	433.500	433.500	0,00	24.000	NA	NA	850.000	NA	NA
1977	660.000	660.000	0,00	18.000	NA	NA	900.000	NA	NA
1978	1.150.000	1.150.000	0,00	35.000	NA	NA	1.000.000	NA	NA
1979	1.600.000	1.600.000	0,00	36.000	NA	NA	1.100.000	1.000.000	9,09
1980	2.030.000	2.030.000	0,00	37.600	NA	NA	1.100.000	NA	NA
1981	1.880.000	1.880.000	0,00	38.000	NA	NA	1.300.000	NA	NA
1982	1.985.600	1.985.600	0,00	35.000	35.000	0,00	1.200.000	NA	NA
1983	2.280.700	2.280.700	0,00	36.000	36.000	0,00	1.300.000	NA	NA
1984	2.910.000	2.910.000	0,00	35.000	35.000	0,00	1.400.000	NA	NA

1985	3.269.000	3.269.000	0,00	50.000	40.000	20,00	1.500.000	NA	NA
1986	3.316.000	3.316.000	0,00	38.000	36.000	5,26	1.400.000	NA	NA
1987	3.532.650	3.516.650	0,45	44.000	44.000	0,00	1.400.000	NA	NA
1988	4.373.200	4.373.200	0,00	46.000	46.000	0,00	1.400.000	NA	NA
1989	3.931.250	3.931.250	0,00	40.000	40.000	0,00	1.400.000	NA	NA
1990	4.961.600	4.961.600	0,00	47.000	45.600	2,98	1.400.000	NA	NA
1991	4.774.500	4.774.100	0,01	54.000	54.500	-0,93	1.500.000	NA	NA
1992	4.935.710	4.934.810	0,02	61.000	61.000	0,00	1.600.000	NA	NA
1993	5.116.235	5.115.085	0,02	60.000	60.000	0,00	1.600.000	NA	NA
1994	5.748.910	5.748.910	0,00	64.000	64.000	0,00	1.700.000	NA	NA
1995	5.934.160	5.934.160	0,00	70.000	70.000	0,00	1.800.000	NA	NA
1996	5.913.415	5.913.415	0,00	57.000	57.000	0,00	1.700.000	NA	NA
1997	6.393.780	6.393.780	0,00	75.000	75.000	0,00	1.800.000	2.000.000	-11,11
1998	6.954.120	6.954.120	0,00	75.000	75.000	0,00	2.100.000	NA	NA
1999	8.180.000	8.180.000	0,00	98.000	98.000	0,00	2.700.000	NA	NA
2000	8.637.503	8.637.503	0,00	93.000	93.000	0,00	2.800.000	NA	NA
2001	10.400.193	10.612.893	-2,05	80.000	80.000	0,00	2.800.000	NA	NA
2002	11.405.247	11.404.102	0,01	83.000	80.000	3,61	2.900.000	2.645.000*	8,79
2003	12.419.995	12.419.995	0,00	75.000	74.000	1,33	2.900.000	NA	NA
2004	14.304.539	14.304.539	0,00	80.000	80.000	0,00	2.900.000	3.500.000	-20,69
2005	14.032.198	14.039.166	-0,05	110.000	95.000	13,64	2.900.000	NA	NA
2006	15.130.038	15.130.038	0,00	105.000	106.157	-1,10	2.950.000	NA	NA
2007	15.981.264	15.981.265	0,00	81.000	NA	NA	2.970.000	3.963.785*	-33,46
2008	16.387.438	16.389.509	-0,01	72.000	NA	NA	2.970.000	3.500.000	-17,85
2009	16.771.003	16.771.004	0,00	62.000	NA	NA	2.970.000	3.991.000	-34,38
2010	18.130.800	18.675.637	-3,01	59.000	60.000	-1,69	2.970.000	4.065.589*	-36,89
2011	18.764.850	18.747.077	0,09	72.000	76.000	-5,56	2.970.000	NA	NA
2012	17.577.320	17.577.320	0,00	76.000	80.000	-5,26	2.970.000	NA	NA
2013	19.418.824	19.418.825	0,00	67.500	66.500	1,48	3.000.000	NA	NA
2014	19.252.552	19.252.552	0,00	NA	54.000	NA	2.980.000	NA	NA
2015	19.334.915	19.334.915	0,00	58.234	NA	NA	2.958.625	3.687.230	-24,63
2016	19.504.648	19.507.728	-0,02	51.363	NA	NA	3.014.159	2.500.000	17,06

1. Datos abiertos de agroindustria, 2018. Secretaría de Agroindustria, Ministerio de Producción y Trabajo, Argentina. <https://www.agroindustria.gob.ar/datosabiertos/>

2. Ministerio de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentos (SAGPyA). Ministerio de Economía de la Nación. Argentina.

3. Ver Tabla A4.2 y notas a pie de página.

Tabla A4.2. Datos de número de colmenas en Argentina entre 1961 y 2016 según la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO) (FAOSTAT, 2018) y fuentes nacionales, incluyendo el Ministerio de Agricultura, Ganadería, Pesca, Alimentos y Bosques (SAGPyA/RENAPA); Servicio Nacional de Sanidad y Calidad Agroalimentaria (SENASA); y fuentes no oficiales.

Año	FAO¹	SAGPyA/RENAPA	SENASA	Fuentes no oficiales
1961	650.000			650.000 ²
1962	650.000			
1963	640.000			
1964	650.000			
1965	700.000			
1966	700.000			
1967	750.000			
1968	750.000			750.000 ²
1969	800.000			
1970	800.000			
1971	800.000			
1972	850.000			
1973	850.000			
1974	850.000			
1975	850.000			850.000 ²
1976	850.000			
1977	900.000			
1978	1.000.000			
1979	1.100.000			1.000.000 ²
1980	1.100.000			

1981	1.300.000			
1982	1.200.000			
1983	1.300.000			
1984	1.400.000			
1985	1.500.000			
1986	1.400.000			
1987	1.400.000			
1988	1.400.000			
1989	1.400.000			
1990	1.400.000			
1991	1.500.000			
1992	1.600.000			
1993	1.600.000			
1994	1.700.000			
1995	1.800.000			
1996	1.700.000			
1997	1.800.000			2.000.000 ³
1998	2.100.000			
1999	2.700.000			
2000	2.800.000			
2001	2.800.000			
2002	2.900.000	2.500.000 ⁴	2.790.000 ⁵	
2003	2.900.000			
2004	2.900.000	3.500.000 ⁶		
2005	2.900.000			
2006	2.950.000			
2007	2.970.000	3.900.000 ⁷ ; 3.991.355 ⁸ ; 4.000.000 ⁹		
2008	2.970.000	3.500.000 ¹⁰		

2009	2.970.000	3.991.000 ¹¹		
2010	2.970.000	4.151.178 ¹²		3.980.000 ¹³
2011	2.970.000			
2012	2.970.000			
2013	3.000.000			
2014	2.980.000			
2015	2.958.625	3.687.230 ¹²		
2016	3.014.159	2.500.000 ¹⁴		

- 1.FAOSTAT (2018). Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación, base de datos abierta. Disponible en: <http://www.fao.org/faostat/en>.
- 2.Bierzychudek, A., 1979. Historia de la Apicultura Argentina, primera parte, Buenos Aires. <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>
- 3.Suárez, M.V. (2016). Diversificación y persistencia de pequeños productores apícolas. El caso del Partido de Magdalena. Periodo 1990-2013. Trabajo final de grado. Facultad de Humanidades y Ciencias de la Educación, Universidad Nacional de La Plata. En Memoria Académica. Disponible en: <http://www.memoria.fahce.unlp.edu.ar/tesis/te.1221/te.1221.pdf>
- 4.Cordero, L. (2013). Crisis y futuro. La apicultura en el proceso de tecnificación del agro: Una actividad que se complejiza. Trabajo final de grado. Facultad de Humanidades y Ciencias de la Educación, Universidad Nacional de La Plata. En Memoria Académica. Disponible en: <http://www.memoria.fahce.unlp.edu.ar/tesis/te.847/te.847.pdf>
- 5.Hervias, D. and Mogni, F., 2004. El auge de la apicultura en la Argentina: breve introducción al tema. Apuntes Agroeconómicos. Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires. Disponible en: https://www.agro.uba.ar/apuntes/no_3/apicultura.htm
- 6.Nimo, M., 2005. Miel. Análisis de la cadena alimentaria. Revista Alimentos Argentinos N°29. Dirección Nacional de Alimentos. Disponible en: http://www.alimentosargentinos.gob.ar/contenido/revista/html/29/29_22_miel.htm
- 7.Ministerio de Relaciones Exteriores, Comercio Internacional y Culto. 2012. Informe sector alimentos industrializados. Miel. Disponible en: <https://www.comercioexterior.org.ar/img/noticias/SectoMiel.pdf>
- 8.Gerbec, E., 2007. La miel y su comercialización a Estados Unidos. Disponible en: <https://www.monografias.com/trabajos63/miel-comercializacion-eeuu/miel-comercializacion-eeuu.shtml>
- 9.Menos dulce de lo esperado (05/06/2007). La Nación online. Disponible en: <https://www.lanacion.com.ar/economia/comercio-exterior/menos-dulce-de-lo-esperado-nid913990>

10. Bedascarrasbure, E., 2009. Documento base del Programa Nacional Apícola. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. Disponible en:
https://inta.gob.ar/sites/default/files/script-tmp-documento_base_del_programa_nacional_apcola.pdf
11. Solivérez, C., 2010. Apicultura en Argentina. Enciclopedia de ciencias y tecnologías en Argentina. Disponible en: https://cyt-ar.com.ar/cyt-ar/index.php/Apicultura_en_Argentina
12. El número de colmenas se redujo a la mitad en los últimos ocho años en la provincia. (27/04/2018). El día online. Disponible en: <https://www.eldia.com/nota/2018-4-27-3-53-45-el-numero-de-colmenas-se-redujo-a-la-mitad-en-los-ultimos-ocho-anos-en-la-provincia-informacion-general>
13. Castillo, P., 2012. Evolución y perspectivas del complejo apícola en la Argentina. Biblioteca Digital, Facultad de Ciencias Económicas, Universidad de Buenos Aires. Available at: http://www.ciea.com.ar/web/wp-content/uploads/2016/11/Doc8_9.pdf
- Una semana de miel. Ejemplo de construcción colectiva público-privada. (octubre 2016). Revista Alimentos Argentinos N°70, p. 17. Ministerio de Agroindustria. Available at: http://www.alimentosargentinos.gob.ar/HomeAlimentos/Publicaciones/REVISTAS/revista_70.pdf

Tabla A4.3. El conjunto de datos completo. Los datos sobre el número de colmenas se obtuvieron del conjunto de datos de la FAO (FAOSTAT 2018) para el período 1961-2001, y se estimaron a partir del modelo aditivo (Fig. A4.2) para el período 2002-2016. Los datos sobre producción de miel, valor de exportación de miel, área de soja y área total cultivada en Argentina para todo el período 1961-2016 se obtuvieron del conjunto de datos de FAO (FAOSTAT 2018). El rendimiento de miel se calculó como producción de miel / número de colmenas y el porcentaje de superficie cultivada con soja se calculó como $100 * [\text{superficie de soja} / \text{superficie total cultivada}]$, para cada año en ambos casos.

Año	Número de colmenas	Producción de miel (1.000 tn)	Rendimiento de miel (kg colmena ⁻¹)	Valor de exportación de miel (1000 U\$S)	Área de soja (ha)	Área total cultivada en Argentina (ha)	% del área cultivada con soja
1961	650.000	20.000	30,77	3.094	980	14.059.916	0,007
1962	650.000	17.000	26,15	4.541	9.649	12.924.072	0,075
1963	640.000	21.000	32,81	3.684	19.302	15.428.605	0,125
1964	650.000	22.000	33,85	5.841	12.220	16.228.653	0,075
1965	700.000	28.000	40,00	5.302	16.422	14.086.771	0,117
1966	700.000	18.000	25,71	3.317	15.689	15.070.867	0,104
1967	750.000	28.000	37,33	5.248	17.290	16.016.666	0,108
1968	750.000	19.000	25,33	2.044	20.200	15.827.244	0,128
1969	800.000	21.000	26,25	3.657	28.200	15.778.361	0,179

1970	800.000	25.000	31,25	5.089	25.970	15.251.518	0,170
1971	800.000	18.000	22,50	3.994	36.330	16.407.942	0,221
1972	850.000	21.000	24,71	8.907	68.000	15.419.687	0,441
1973	850.000	22.000	25,88	11.186	157.030	15.669.185	1,002
1974	850.000	30.000	35,29	12.636	334.440	15.598.465	2,144
1975	850.000	18.000	21,18	16.533	355.940	15.881.788	2,241
1976	850.000	24.000	28,24	20.820	433.500	17.329.416	2,502
1977	900.000	18.000	20,00	19.112	660.000	15.451.272	4,271
1978	1.000.000	35.000	35,00	29.811	1.150.000	17.970.145	6,400
1979	1.100.000	36.000	32,73	21.933	1.600.000	17.651.125	9,065
1980	1.100.000	37.600	34,18	19.345	2.030.000	17.439.617	11,640
1981	1.300.000	38.000	29,23	26.711	1.880.000	18.439.590	10,195
1982	1.200.000	35.000	29,17	26.838	1.985.600	20.825.940	9,534
1983	1.300.000	36.000	27,69	25.315	2.280.700	20.798.774	10,966
1984	1.400.000	35.000	25,00	20.218	2.910.000	20.346.555	14,302
1985	1.500.000	50.000	33,33	26.154	3.269.000	20.036.159	16,316
1986	1.400.000	38.000	27,14	23.950	3.316.000	19.401.562	17,091

1987	1.400.000	44.000	31,43	27.605	3.532.650	17.798.664	19,848
1988	1.400.000	46.000	32,86	28.873	4.373.200	18.258.370	23,952
1989	1.400.000	40.000	28,57	23.432	3.931.250	17.413.914	22,575
1990	1.400.000	47.000	33,57	30.791	4.961.600	18.995.433	26,120
1991	1.500.000	54.000	36,00	42.923	4.774.500	19.367.059	24,653
1992	1.600.000	61.000	38,13	51.768	4.935.710	18.913.477	26,096
1993	1.600.000	60.000	37,50	50.157	5.116.235	17.719.802	28,873
1994	1.700.000	64.000	37,65	53.781	5.748.910	18.789.958	30,596
1995	1.800.000	70.000	38,89	70.456	5.934.160	20.523.841	28,913
1996	1.700.000	57.000	33,53	81.071	5.913.415	21.130.882	27,985
1997	1.800.000	75.000	41,67	108.361	6.393.780	24.629.952	25,959
1998	2.100.000	75.000	35,71	88.533	6.954.120	23.961.977	29,021
1999	2.700.000	98.000	36,30	95.729	8.180.000	24.753.909	33,045
2000	2.800.000	93.000	33,21	87.203	8.637.503	25.372.126	34,043
2001	2.800.000	80.000	28,57	71.508	10.400.193	25.473.993	40,827
2002	2.941.322	83.000	28,22	114.170	11.405.247	26.165.727	43,588
2003	3.155.228	75.000	23,77	159.894	12.419.995	26.410.770	47,026

2004	3.363.225	80.000	23,79	120.537	14.304.539	27.613.474	51,803
2005	3.555.593	110.000	30,94	128.503	14.032.198	28.364.980	49,470
2006	3.721.952	105.000	28,21	154.141	15.130.038	28.281.566	53,498
2007	3.851.754	81.000	21,03	134.153	15.981.264	30.736.979	51,994
2008	3.935.061	72.000	18,30	181.311	16.387.438	32.288.407	50,753
2009	3.965.169	62.000	15,64	160.291	16.771.003	29.104.847	57,623
2010	3.940.176	59.000	14,97	173.426	18.130.800	30.448.239	59,546
2011	3.863.686	72.000	18,64	223.448	18.764.850	34.327.121	54,665
2012	3.744.019	76.000	20,30	215.147	17.577.320	33.811.263	51,987
2013	3.590.445	67.500	18,80	212.637	19.418.824	34.251.063	56,696
2014	3.412.229	54.000	15,83	204.438	19.252.552	35.568.057	54,129
2015	3.218.639	58.234	18,09	163.829	19.334.915	34.872.049	55,445
2016	3.018.417	51.363	17,02	168.868	19.504.648	36.826.764	52,963

Tabla A4.4. Conjunto de datos estandarizados utilizados para probar el modelo causal (Fig. 4.4) para el período 1975-1995, antes de la aplicación del paquete tecnológico en el cultivo de soja en 1996. Las variables brutas se diferenciaron (es decir, $x_t - x_{t-1}$) y se estandarizaron (z).

Año	Producción de miel	Rendimiento de miel	Número de colmenas	Área de soja	Valor de exportación de miel
1976	0,4980	1,1452	-0,6319	-0,5768	0,2452
1977	-1,2597	-1,6920	0,0333	-0,1501	-0,6788
1978	2,1093	2,6184	0,6984	0,6047	1,2335
1979	-0,2344	-0,5859	0,6984	0,4901	-1,6299
1980	-0,1465	0,1055	-0,6319	0,4328	-0,8145
1981	-0,3223	-1,0828	2,0286	-1,2287	0,7198
1982	-0,8203	-0,1762	-1,9621	-0,4965	-0,3960
1983	-0,2344	-0,4378	0,6984	0,0464	-0,6503
1984	-0,5273	-0,6637	0,6984	1,0037	-1,2012
1985	1,8163	1,3816	0,6984	0,2294	0,4994
1986	-2,1386	-1,3127	-1,9621	-0,6643	-0,7553
1987	0,4980	0,6308	-0,6319	-0,1784	0,1478
1988	-0,0879	0,1007	-0,6319	1,6089	-0,2201
1989	-1,2597	-0,9593	-0,6319	-2,0650	-1,2542
1990	0,6445	0,7633	-0,6319	2,1526	0,7187
1991	0,6445	0,2862	0,6984	-1,3349	1,4544
1992	0,6445	0,2299	0,6984	-0,3372	0,9478
1993	-0,5273	-0,2802	-0,6319	-0,2818	-0,6639
1994	0,2051	-0,1370	0,6984	1,0134	0,1430
1995	0,4980	0,0661	0,6984	-0,2683	2,1546

Tabla A4.5. El conjunto de datos estandarizados utilizados para probar el modelo causal (Fig. 4.4) para el período 1996-2016, después de la implementación del paquete tecnológico en el cultivo de soja en 1996. Las variables brutas se diferenciaron (es decir, $x_t - x_{t-1}$) y se estandarizaron (z).

Año	Producción de miel	Rendimiento de miel	Número de colmenas	Área de soja	Valor de exportación de miel
1997	1,3791	2,2631	0,1733	-0,2600	0,8188
1998	0,0213	-1,2945	1,1900	-0,1556	-0,8660
1999	1,7562	0,3554	2,7151	0,7131	0,1003
2000	-0,3559	-0,5697	0,1733	-0,2899	-0,4618
2001	-0,9594	-0,9639	-0,3351	1,4138	-0,7182
2002	0,2476	0,1194	0,3833	0,4249	1,3685
2003	-0,5822	-0,9148	0,7523	0,4375	1,4780
2004	0,3984	0,2127	0,7223	1,5729	-1,5642
2005	2,2843	2,0140	0,6428	-1,2425	0,1279
2006	-0,3559	-0,4799	0,5106	0,5460	0,7598
2007	-1,7891	-1,6049	0,3248	0,2241	-0,8717
2008	-0,6576	-0,4814	0,0884	-0,3569	1,5293
2009	-0,7331	-0,4634	-0,1821	-0,3864	-0,9086
2010	-0,2050	0,0413	-0,4622	0,8879	0,3127
2011	1,0019	1,1329	-0,7240	-0,0594	1,6317
2012	0,3230	0,6286	-0,9435	-2,4372	-0,4538
2013	-0,6199	-0,1701	-1,1159	1,5167	-0,2467
2014	-0,9971	-0,5426	-1,2411	-1,1041	-0,4501
2015	0,3406	0,7810	-1,3193	-0,7795	-1,6090
2016	-0,4970	-0,0633	-1,3530	-0,6655	0,0232

Capítulo 5

Uso de pesticidas peligrosos en la agricultura latinoamericana

5.1. Introducción

La agricultura moderna ha transformado la producción de alimentos a escala mundial, aumentando tanto la superficie cultivada, el rendimiento de los cultivos por unidad de superficie, como los insumos necesarios para su producción. En los últimos 60 años, la superficie de tierra cultivada aumentó un 16% a nivel mundial, siendo Asia, África y América Latina (AL) las regiones con mayores incrementos, mientras que Europa y América del Norte han mostrado disminuciones (FAOSTAT 2022). Desde mediados del siglo pasado, la llamada “Revolución Verde” fomentó en países en desarrollo el uso de variedades de cultivos de alto rendimiento, asociadas a un incremento en el riego y en el uso de fertilizantes y pesticidas (i.e., aportes o insumos externos, ‘inputs’ en inglés) (Pimentel 1996, Pretty 2007). Estas variedades representaron en dichos países el 21% del aumento del rendimiento entre 1961 y 1980, mientras que el incremento en la producción se debió en un 20% al aumento del área cultivada y el 80% restante a la intensificación en el uso de aportes externos (Evenson & Gollin 2003). Durante los 20 años siguientes el aumento del rendimiento de dichos cultivos alcanzó un 86% en países en desarrollo (Evenson & Gollin 2003). La introducción de organismos genéticamente modificados (OGM) de uso agrícola a mediados de la década de los ‘90, en la llamada “segunda Revolución Verde”, exacerbó la necesidad de insumos como pesticidas y fertilizantes sintéticos (Ramankutty et al., 2018). Este proceso de “intensificación convencional” de la agricultura (ver Garibaldi et al., 2017) ha llevado, en los últimos diez años, a un aumento en el uso de pesticidas a nivel global del 50% en comparación con la década de 1990, con un incremento promedio de 1,2 a 1,8 kg/ha (FAO 2022).

La incorporación de extensas áreas naturales a la producción agrícola, simplificando el paisaje a gran escala, favoreció el crecimiento de poblaciones de plagas al ofrecer una fuente abundante y concentrada de alimento (Andow 1983; Paredes et al., 2021). La Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO) estima que anualmente se pierde entre el 20 y el 40% de la producción mundial de cultivos debido a las plagas (FAO 2019). La resistencia que desarrollan los organismos a los pesticidas, al someterlos a fuertes presiones selectivas (Hawkins et al., 2019), conduce a aumentos en los volúmenes aplicados y en

la diversidad de pesticidas disponibles en el mercado, para contrarrestar dichas resistencias (Popp et al., 2013). Como consecuencia se genera un círculo vicioso que agrava la dependencia de los agricultores respecto al uso de pesticidas (Bakker et al., 2020).

Las diferencias más pronunciadas en las tendencias de uso de pesticidas a nivel mundial se han dado entre regiones, en particular entre países desarrollados y en desarrollo (FAO 2022), con sustento en las políticas públicas y regulaciones gubernamentales. La Unión Europea (UE) es reconocida por tener uno de los sistemas regulatorios más estrictos del mundo, armonizado entre sus Estados miembro, para proteger la biodiversidad y promover la seguridad alimentaria (FAO 2022; Handford et al., 2015). De hecho, el uso de pesticidas en esta región apenas aumentó un 3% entre 1990 y 2020, mientras que en AL el uso de pesticidas aumentó un 500%, pasando de 175.000 tn en 1990 a 862.300 tn en 2019 (FAOSTAT 2022), evidenciando políticas más laxas que en UE. Asimismo, la producción agrícola que involucra OGM, frecuentemente asociados al uso de pesticidas, se encuentra actualmente prohibida en 19 de los 27 países de la UE (Directiva 2015/412/UE; European Commission), mientras que en el año 2017 diez países de AL sembraron 79,4 millones ha con OGM, representando el 42% del área mundial cultivada con OGM (Gatica-Arias 2020). Las diferencias respecto al uso de pesticidas y sus regulaciones entre países en desarrollo pueden tener un correlato con la superficie dedicada a cultivos y el volumen aplicado de pesticidas, como indicadores de la importancia de la agricultura en sus economías y, en consecuencia, de la inversión en la protección de los cultivos.

La situación económica de los países en desarrollo también puede impactar en las políticas públicas asociadas al uso de pesticidas. Durante la década los '90, América Latina experimentó una profundización en globalización de su economía, con flujos de capital, comercio e inversión extranjera (Gwynne & Kay 2000). Existe evidencia de que en los países en desarrollo la dependencia de la inversión extranjera en el sector agrícola tiene un efecto positivo en la intensidad del uso de pesticidas, con un aumento entre 1990 y 2000 (Jorgenson & Kuykendall 2008), la década en la que comenzó el cultivo de OGM. Por otra parte, durante las últimas décadas,

UE ha aumentado considerablemente las importaciones de alimentos procedentes de países en desarrollo (Bureau & Swinnen 2018) con legislaciones ambientales más débiles y permisivas (Handford et al., 2015). En AL, la propiedad de la tierra (los llamados “latifundios”) se concentra en manos de una pequeña fracción de terratenientes cuya producción está predominantemente orientada a la exportación (Giller et al., 2021). Considerando la importancia de la producción agrícola en las economías de los países en desarrollo, es esperable que se habilite el uso de un mayor número de pesticidas orientados a la protección de aquellos cultivos con mayor valor de producción y comercialización en el mercado mundial.

Las diferencias en la legislación sobre el uso de pesticidas en distintas regiones del mundo pueden asimismo implicar diferencias en la identidad química y toxicidad de dichas sustancias, afectando de forma desigual el ambiente y los seres vivos que se encuentran expuestos. Por ejemplo, los pesticidas cuyo ingrediente activo es un compuesto organoclorado, son tan peligrosos para la salud y persistentes en el ambiente que han sido prohibidos en países desarrollados (Keswani et al., 2022). Asimismo, el comercio internacional de dichos compuestos requiere de un consentimiento previo informado, regulado por el Convenio de Rotterdam (Rotterdam Convention 2022). Sin embargo, en muchos países en desarrollo aún se utilizan y/o se detectan, sus ingredientes activos y/o residuos, en distintas matrices ambientales, en alimentos de origen agrícola, y hasta en la leche materna (Olisah et al., 2020; Keswani et al., 2022). En este marco, aquellos cultivos que no se producen en regiones con legislaciones más estrictas como UE, podrían presentar un mayor número de pesticidas peligrosos habilitados para su uso en países con legislaciones más débiles.

Si bien el uso de pesticidas está orientado a mejorar la producción agrícola, tiene en muchos casos efectos adversos directos e indirectos sobre especies benéficas para los propios cultivos, particularmente artrópodos (IPBES 2016, Pisa et al., 2014). Por un lado, los enemigos naturales de las plagas pueden colaborar en su control, disminuyendo la necesidad de aplicación de pesticidas, mediante el Manejo Integrado de Plagas (‘IPM’ por sus siglas en inglés). Por otra parte, los polinizadores silvestres y manejados brindan servicios de polinización de cultivos, mejorando la cantidad y calidad

de los mismos (Garibaldi et al., 2013; Hünicken et al., 2020). Los efectos negativos directos sobre organismos benéficos incluyen efectos letales, subletales y combinados, no considerados adecuadamente o en su totalidad en las evaluaciones de riesgo (Desneux et al., 2007; Tosi et al., 2022). Indirectamente, el uso de pesticidas disminuye la oferta de recursos alimenticios, y sitios de refugio y ovipostura por el uso de herbicidas, entre otros. Por ello, las regulaciones sobre el uso de pesticidas agrícolas deberían considerar especialmente la presencia de organismos benéficos, como los polinizadores, principalmente en aquellos cultivos que dependen de polinización entomófila (Blettler et al., 2020).

No obstante, es prioritario comprender el impacto de los pesticidas a escala poblacional, comunitaria y ecosistémica. Cada vez es mayor la evidencia científica que señala los desequilibrios que dichos compuestos generan, afectando aún más los ecosistemas naturales y agrícolas. Los pesticidas son los principales contaminantes xenobióticos de los suelos (Wolejko et al., 2020), afectando a las comunidades de microorganismos que los habitan y que son responsables del ciclado de nutrientes (Bünemann et al., 2006). Se han reportado efectos de pesticidas sobre interacciones predador-presa y la dinámica de poblaciones, sobre las funciones de los ecosistemas que regulan la calidad del suelo y del agua, bioacumulación a lo largo de la cadena trófica, efectos sobre la resiliencia de los ecosistemas y sobre la diversidad de las comunidades (Chagnon et al., 2015, Baudrot et al., 2020). Tal es el impacto de los pesticidas que han sido señalados como un importante motor del cambio global, en gran medida ignorado en la literatura ecológica como también por parte de los organismos que financian dichas líneas de investigación (Bernhardt et al., 2017).

Sin ir más lejos, el uso masivo de pesticidas para la producción de alimentos es una causa importante de daño en la salud humana a nivel global. La Organización Mundial de la Salud (OMS) establece un sistema de clasificación para distinguir entre las formas más y menos peligrosas de pesticidas para la salud humana considerando una exposición aguda (WHO 2020). En los países en desarrollo, los trabajadores rurales están continuamente expuestos durante las aplicaciones en el campo (Payán-Rentería et al., 2012; Fuhrmann et al., 2020), y se aplican volúmenes

superiores a los indicados debido a la falta de conocimientos o a las malas recomendaciones de los comerciantes de pesticidas (Struelens et al., 2022). Asimismo, los controles gubernamentales son escasos, así como la formación y acompañamiento de los trabajadores rurales en materia de buenas prácticas durante la aplicación de pesticidas y para el descarte de envases (Murray 1994; Ngowi et al., 2020). La magnitud de la contaminación ambiental se evidencia en la deriva de pesticidas, contaminando desde fuentes de agua superficiales y subterráneas (Stehle & Schulz 2015; Sharma et al., 2019) hasta regiones del mundo donde no se practica agricultura, como en el continente Antártico (Tatton & Ruzicka 1967; Potapowicz et al., 2020). Los pesticidas y sus residuos pueden encontrarse en los alimentos (e.g., verduras, miel) por encima de los Límites Máximos Residuales (LMR), como fue demostrado en el Capítulo 3 de la presente tesis, y con frecuencia los cultivos se cosechan sin contemplar los periodos de carencia (Miah et al., 2014; GC & Palikhe 2021), lo cual implica riesgos para la salud humana. Sin ir más lejos, el envenenamiento agudo por pesticidas es un importante desafío de salud pública mundial, con una estimación actual que ronda 385 millones de casos al año en el mundo, incluidas alrededor de 11,000 muertes (Boedeker et al., 2020).

América Latina y el Caribe es una de las principales regiones productoras y exportadoras de alimentos del mundo, con una producción suficiente para satisfacer las necesidades de todos sus habitantes (FAO 2022). En 20 países de la región, la agricultura representa entre el 5 y el 18% de su Producto Bruto Interno (PBI) (Banco Mundial). La agricultura regional representa el 14% de la producción agrícola mundial y el 23% de las exportaciones mundiales de productos agrícolas y pesqueros (Zúñiga-Venegas et al., 2022). La superficie dedicada a cultivos permanentes y temporales creció un 30% desde 1961, representando actualmente más de 138 millones de ha (FAOSTAT 2022). La presencia de condiciones climáticas diversas en la región junto con las características del suelo permiten cultivar al menos 150 tipos de cultivos diferentes (FAOSTAT 2022). En 2020, AL contribuyó con el 70% de la producción mundial de palta; más del 50% de azúcar, café y soja; 33% de naranja; 25% de banana y aproximadamente el 20% de maíz, entre otros (FAOSTAT 2022). Existe evidencia de que el 58%

de los cultivos de la región poseen una alta dependencia de polinización entomófila (Basualdo et al., 2022), por lo que el conocimiento de los pesticidas aprobados para su uso en agricultura cobra relevancia. A pesar de los altos volúmenes de pesticidas que se utilizan en AL, no existe una legislación unificada en materia agrícola respecto a la aprobación y uso de pesticidas, como ocurre en UE, lo que significa que los países latinoamericanos pueden diferir en el número y tipo de pesticidas aprobados para tratar sus cultivos. La superficie cultivada y el volumen de pesticidas aplicado en cada país de AL pueden ser útiles para caracterizar la importancia de la agricultura y sus prácticas agrícolas.

Dadas las diferencias previamente descritas entre países desarrollados y en desarrollo (FAO 2022), en este trabajo profundicé en la identidad y peligrosidad de los ingredientes activos (IA) de los pesticidas aprobados y prohibidos en AL, y comparé su estado legal con los vigentes en UE. Para ello, 1) registré el número, identidad y clasificación de la OMS de los IA aprobados para su uso en 10 cultivos seleccionados en ocho países de AL; 2) describí las diferencias entre países de AL y cultivos en el número de IA aprobados en AL, y número y proporción de dichos IA prohibidos (no admitidos) en UE, y exploré el posible efecto de algunas variables explicativas (i.e., volumen de producción del cultivo, dependencia de polinización entomófila, cultivo en UE); y por último, 3) registré los IA prohibidos en los países latinoamericanos, y comprobé su estado legal en UE. Bajo la hipótesis de que en materia agrícola-ambiental AL tiene legislación más débil y permisiva que UE, esperaba encontrar un elevado número de IA aprobados en AL, un elevado número y proporción de los mismos no aprobados en UE, y que los pesticidas prohibidos en AL también estuvieran prohibidos en UE.

5.2. Materiales y métodos

5.2.1. Recopilación de datos

Recopilé datos sobre pesticidas aprobados en ocho países de América Latina -Argentina, Bolivia, Brasil, Chile, Colombia, Costa Rica, México y Uruguay- los cuales disponen de fuentes relativamente accesible sobre pesticidas aprobados (más precisamente ingredientes activos) para uso

específico en distintos cultivos. Estos países representaron en conjunto el 87% de la producción primaria de América Latina y el Caribe en 2020, y el 82% de las tierras cultivadas de toda la región (FAOSTAT 2022). Las fuentes consultadas fueron organismos gubernamentales, tales como Ministerios de Agricultura o sus dependencias, o información abierta no gubernamental del sector privado (e.g., cámaras de comercio) cuando no se disponía de fuentes gubernamentales de datos abiertos. En siete países las fuentes consultadas fueron gubernamentales, mientras que en un solo país (Argentina) la fuente fue no gubernamental (Anexo - Capítulo 5, Tabla A5.1). En Argentina el Servicio Nacional de Sanidad y Calidad Agroalimentaria (SENASA) posee un Registro Nacional de Terapéutica Vegetal que informa los principios activos aprobados pero no informa sobre qué cultivos está permitida su aplicación, información que pude obtener de la Cámara de Sanidad Agropecuaria y Fertilizantes (CASAFE).

Seleccioné un total de 10 cultivos, cinco sin dependencia de polinización biótica (maíz, trigo, arroz, azúcar y uva) y cinco dependientes de polinización animal (soja, girasol, café, manzana, palta) (Klein et al., 2007). Evaluar el número de pesticidas aprobados para ser utilizados sobre estos grupos de cultivos en los ocho países de AL podría indicar diferencias en las políticas ambientales respecto a la protección de polinizadores, dado que aumentan los rendimientos de los cultivos (Garibaldi et al. 2013). En algunos casos, son cultivos que representan un área cultivada relativa mayor al 10% en algunos países de la región (soja, maíz, arroz, azúcar, café), indicativo de la extensión de tierra sobre la cuál se aplican los pesticidas (Tabla A5.2). En otros casos, son cultivos de importancia económica para alguno/s países (uva, manzana, palta, trigo), medida aquí como el porcentaje que representan del Producto Bruto Interno (PBI) de cada país (Tabla A5.3). Podría considerarse que los productores probablemente estén dispuestos a gastar más dinero en insumos con el objetivo de maximizar los rendimientos y beneficios en cultivos de mayor importancia económica. Los datos de superficie cultivada relativa y porcentaje del PBI los obtuve de la base de datos abierta de FAO (FAOSTAT 2022). Cabe aclarar que la superficie agrícola total en FAO reporta la superficie destinada a cultivos más aquella destinada a la ganadería.

Registré los ingredientes activos (IA) aprobados para su uso, hasta el 31 de diciembre de 2020, en cada uno de los 10 cultivos seleccionados para los ocho países. Cuando la información disponible se expresaba en términos de formulaciones comerciales, desglosé la información de manera de registrar cada IA individualmente. Los IA se estandarizaron según su nombre común, nomenclatura definida por la Unión Internacional de Química Pura y Aplicada (o 'International Union of Pure and Applied Chemistry (IUPAC)' en inglés) y número de registro en el Servicio de Resúmenes Químicos (o 'Chemical Abstracts Service (CAS)' en inglés) (Pubchem 2021, American Chemical Society 2021). Para cada IA registré la información relativa a la clasificación de la OMS respecto a su peligrosidad para la salud humana (OMS 2019), organismo objetivo (i.e., animales, plantas, hongos), y el estado legal en UE (i.e., aprobado o no aprobado) a partir de la Base de Datos de Propiedades de los Pesticidas ('PPDB' por sus siglas en inglés) (PPDB 2022) Considerando el número total de IA aprobados en AL en cada categoría de la OMS y evalué diferencias mediante pruebas de chi-cuadrado entre el número de dichos IA admitidos y no admitidos en UE. Si la legislación de UE es más estricta que aquella de AL, esperaríamos encontrar diferencias entre el número de IA admitidos y no admitidos en UE especialmente para las categorías de mayor toxicidad.

Una vez obtenido el listado completo de IA aprobados para su uso sobre los 10 cultivos, delimité el análisis al subgrupo de biocidas de uso agrícola, es decir compuestos químicos formulados para destruir o evitar la proliferación de determinados tipos de organismos vivos. Los criterios de selección incluyeron aquellos IA que se utilizan para proteger plantas o productos vegetales contra todos los organismos nocivos o prevenir la acción de dichos organismos (e.g., fungicidas o insecticidas), destruir plantas o partes de plantas no deseadas, y controlar o prevenir el crecimiento no deseado de las mismas (e.g., herbicidas), todos ellos aplicados como Productos para la Protección de Plantas ('Plant Protection Products (PPP)' en inglés) (Directiva 98/8/CE; Reglamento CE 1107/2009; Mullin et al., 2015). Los compuestos químicos excluidos fueron reguladores del crecimiento, adyuvantes, tensioactivos, fertilizantes y hormonas.

Por las diferentes formas en que está disponible la información sobre pesticidas en AL y UE, hasta aquí el universo de IA analizados fue el conjunto de IA aprobados en AL. Por lo tanto, el enfoque utilizado permite evaluar el número y proporción de IA aprobados en AL que no están aprobados en UE, pero no permite realizar la comparación opuesta, es decir qué número y proporción de IA aprobados en EU no están aprobados en AL. En consecuencia, para poder incorporar la perspectiva complementaria, recurrí a un enfoque alternativo adicional. Si la legislación en UE es más estricta que aquella en AL, espero que los IA prohibidos en AL también estén prohibidos (no admitidos) en UE (proporción ~ 1). Para ello, relevé la normativa relativa a los IA prohibidos en los ocho países de AL con el objetivo de comparar su estado legal en UE, es decir si estaban aprobados o no. Extraje la información relativa a las normativas oficiales de cada país de AL, públicamente disponible en los Ministerios de Agricultura y/o autoridades sanitarias (Tabla 5.1). Registré el número total de IA de uso agrícola prohibidos en cada país de AL evaluado, y el número de dichos compuestos que se encontraban aprobados en la UE según la normativa de UE (PPDB 2022) hasta el 31 de diciembre de 2020. A partir de dichos valores, calculé la proporción como 'número de IA prohibidos en UE' / 'número total de IA prohibidos en AL'. Además, incluí información respecto a cuántos de los IA prohibidos en AL se encuentran contemplados en el Convenio de Rotterdam, que provee un protocolo de consentimiento previo informado para el comercio de compuestos químicos altamente peligrosos (Rotterdam Convention 2022).

A escala de país, para caracterizar la importancia de la agricultura y de las prácticas agrícolas, registré el área total cultivada (ha) y el volumen total utilizado de pesticidas (tn) a lo largo del tiempo. Los datos disponibles abarcaron el período entre 1961 y 2020 en el caso del área cultivada, y entre 1990 y 2020 para el uso de pesticidas (FAOSTAT 2022). A escala de cultivo, consideré para cada país, la producción total (tn) y el valor (U\$S) y volumen (tn) de las exportaciones (FAOSTAT 2022), así como dos variables dicotómicas relativas a la producción de cada cultivo en la UE ("cultivo UE") y el tipo de polinización, en particular si se realiza principalmente por insectos o no ("polinización entomófila") (Klein et al., 2007). Si bien en este caso se realizó un análisis transversal (i.e., un punto en el tiempo), registré los datos

de cada variable cuantitativa en el período comprendido entre 2015 y 2019, los cuales fueron primero transformados por logaritmo, y luego promediados para suavizar sus fluctuaciones temporales, obteniendo un único valor para cada variable.

5.2.2. Análisis estadístico

Todos los datos se procesaron y analizaron mediante el software libre R (versión 4.2.2) (R Core Team, 2022). Utilicé funciones para modelos lineales generalizados mixtos (GLMM) de los paquetes 'lme4' (Bates et al., 2015) y 'MASS' (Venables & Ripley 2002) con el objetivo de evaluar la relación entre el número total de IA aprobados en AL, y el número y proporción de ellos no aprobados en UE, con las variables explicativas seleccionadas. Para evaluar los patrones generales de la región, incluí la identidad del país y del cultivo como factores aleatorios en todos los modelos. De esta forma, pude modelar en primera instancia su variación sin considerar las variables explicativas. Luego, incluí las variables explicativas cuantitativas y dicotómicas como factores fijos. Los supuestos de cada modelo se comprobaron gráficamente (QQ-plot, predichos vs. residuos). La reducción en el número potencial de observaciones, de 80 (10 cultivos x 8 países) a 67, se debió a que no todos los cultivos se produjeron en el periodo evaluado (2015-2019) en todos los países (modelos desbalanceados). Aquellos cultivos para los cuales no se reportaron datos de producción durante dicho período fueron removidos del análisis estadístico (ver Tabla A5.4).

Las variables respuesta 'número total de IA aprobados en cada país de AL' (n=67) y 'número de IA no aprobados en UE', siempre sobre el universo de IA aprobados en AL (n=67), se modelaron con la función 'glmer.nb' utilizando una estructura de error binomial negativa, de forma de considerar la sobredispersión de los datos (sd >> media). La variable respuesta 'proporción de IA no aprobados en UE' (n=67) se modeló con la función 'glmer' con una estructura de error binomial. Especifiqué los modelos para cada una de las tres variables respuesta (i.e., número de IA aprobados en AL, y número y proporción de IA no aprobados en UE) utilizando como efectos fijos el volumen de producción (tn) (variable cuantitativa, transformación logarítmica), la condición de cultivo en UE (factor con dos

niveles: "sí" y "no") y la polinización entomófila (factor con dos niveles: "sí" y "no"), e incluí país y cultivo como variables aleatorias. A partir del modelo completo, removí de a una cada variable explicativa no significativa, y evalué el poder explicativo de cada modelo mediante el criterio de Akaike (AIC). Excluí el valor (U\$S) y volumen (tn) de exportación de cada cultivo de todos los modelos debido a que dichas variables estaban muy correlacionadas entre sí ($r_{\text{Valor.exp-Vol.exp}} = 0,96$; $p < 0,001$), y también con el volumen de producción ($r_{\text{Prod-Valor.exp}} = 0,48$; $p < 0,001$; $r_{\text{Prod-Vol.exp}} = 0,49$; $p < 0,001$), que fue la variable finalmente considerada.

5.3. Resultados

5.3.1. Ingredientes activos aprobados en los cultivos seleccionados de América Latina

Encontré un total de 523 IA utilizados como PPP aprobados para su uso sobre los diez cultivos seleccionados en los ocho países latinoamericanos evaluados. El país con mayor número de IA aprobados fue México (280), seguido de Chile (260), Brasil (257), Argentina (235), Uruguay (234), Costa Rica (225), Bolivia (190) y Colombia (110) (Fig. 5.1). Respecto a la importancia de la agricultura, Brasil, Argentina y México fueron los países con mayor superficie cultivada entre 1961 y 2020 (Fig. 5.2a), mientras que Brasil y Argentina fueron además los que mayor volumen de pesticidas aplicaron durante los últimos 30 años (Fig. 5.2b). Las diferencias entre estos dos países y el resto en el uso de pesticidas se debió fundamentalmente a un aumento de aproximadamente 400% en el uso de herbicidas entre 1990 y 2020 (Fig. 5.2c). Brasil se destacó además por ser el país con mayor uso de insecticidas y fungicidas (Fig. 5.2c). En el caso de México, si bien tuvo el mayor número de IA aprobados, el volumen de pesticidas aplicado en 2020 fue 4 veces menor que el de Argentina y casi 8 veces menor al de Brasil (Fig. 5.2b). Colombia, que fue el país con menor número de IA aprobados, y cuya área cultivada no destaca respecto de los demás países analizados (Fig. 5.2a), presentó entre 2000 y 2010 un aumento en el volumen aplicado de pesticidas, especialmente debido al uso de herbicidas y fungicidas, aunque en dicho período también se registró un aumento en el uso de insecticidas (Fig. 5.2 b y c).

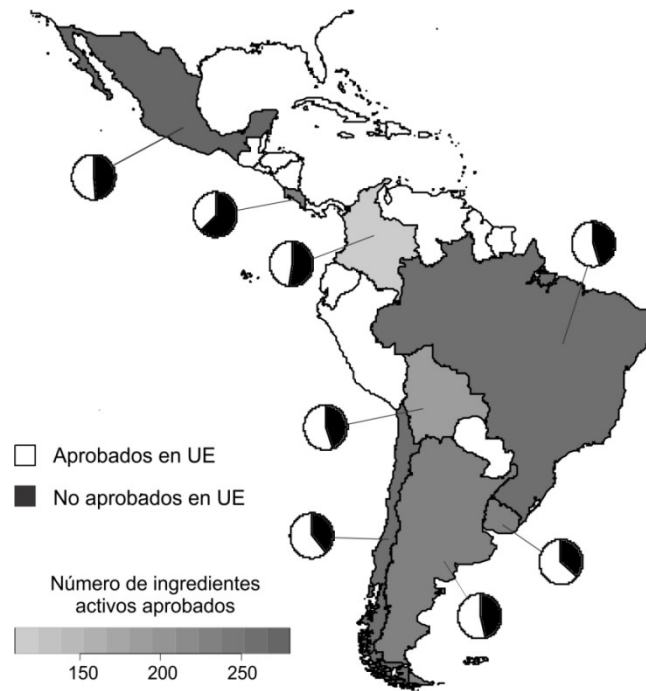


Figura 5.1. Número total de IA aprobados en ocho países de América Latina, sobre 10 cultivos seleccionados. Los gráficos circulares muestran la proporción de IA aprobados en cada país de América Latina que están aprobados (blanco) o no aprobados (negro) en la Unión Europea.

En cuanto a la clasificación de toxicidad asignada por la Organización Mundial de la Salud (OMS), 245 de los 523 IA registrados, es decir un 47%, se consideran en la escala de peligrosidad (Tabla 5.1). Entre ellos, 16 IA son extremadamente peligrosos (clase Ia), 25 son altamente peligrosos (clase Ib), 135 son moderadamente peligrosos (clase II) y 69 son ligeramente peligrosos (clase III). Los 278 IA restantes se clasifican como obsoletos, no están incluidos en el listado de la OMS o tienen pocas probabilidades de presentar un peligro agudo. La comparación entre el número de IA que están aprobados y no aprobados en la UE mostró muy fuertes evidencias de que entre los IA aprobados para su uso en AL que pertenecen a las categorías extrema (Ia) y altamente (Ib) peligrosos, hay más IA no aprobados que aprobados en la UE. Asimismo, encontré evidencia de diferencias para las categorías no contempladas como peligrosas para la salud humana por la OMS, aunque en este caso son más los IA que sí están aprobados en UE (Tabla 5.1).

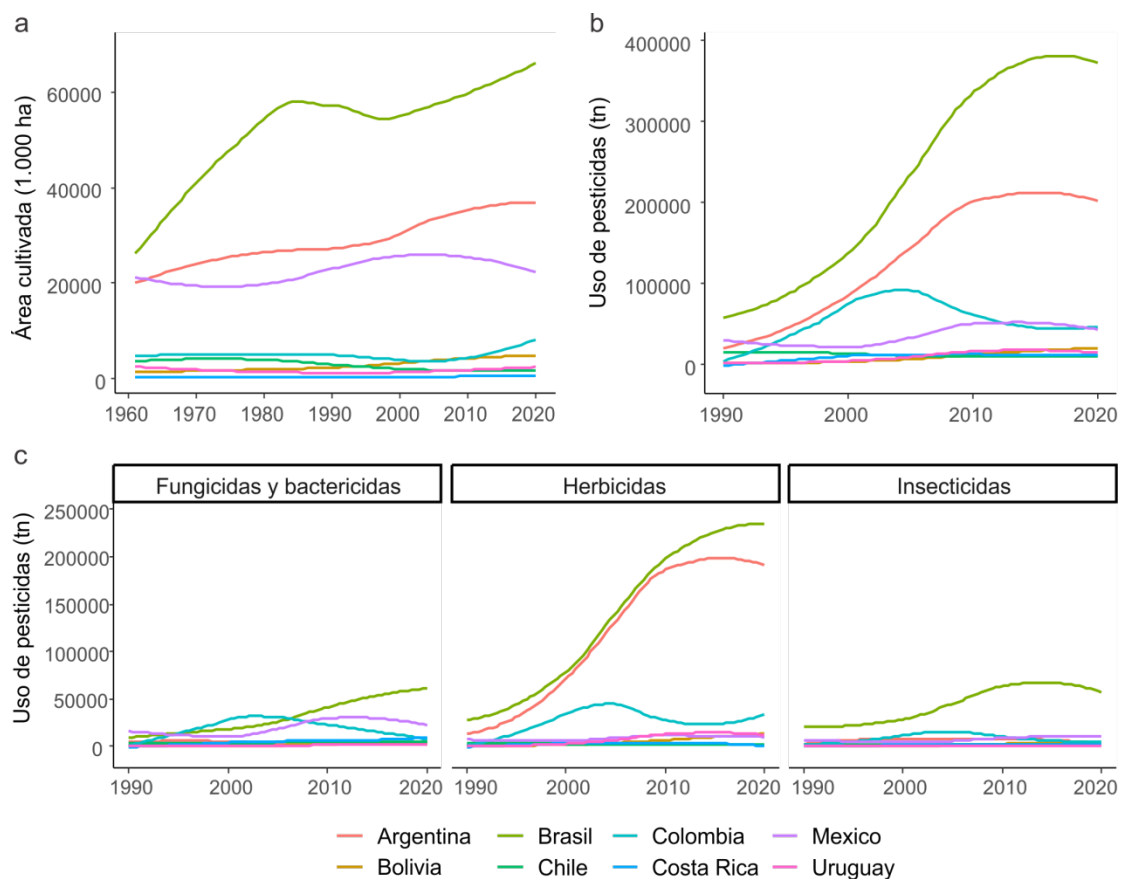


Figura 5.2. Área cultivada (a), y volumen aplicado de pesticidas total (b) y diferenciado por organismo objetivo (c) a lo largo del tiempo para cada país de América Latina evaluado.

El número de IA aprobados por país fue variable entre cultivos (Fig. 5.3a). En términos generales, Brasil fue el país con mayor número de IA aprobados en el conjunto de cultivos evaluados, con un rango que va desde 50 IA en palta a más de 150 IA en soja y maíz. México presentó más de 50 IA en cada uno de los 8 cultivos y particularmente más de 150 en maíz. En Argentina, Chile y Uruguay, cinco cultivos presentaron más de 50 IA aprobados cada uno, mientras que en Costa Rica fueron 4 los cultivos que excedieron dicho umbral. En Bolivia y Colombia fueron sólo dos cultivos los que presentaron más de 50 IA aprobados. La utilización del número 50 como umbral es arbitraria y elegida únicamente con fines descriptivos.

Tabla 5.1. Clasificación de toxicidad de los ingredientes activos (IA) aprobados en los ocho países evaluados de América Latina según la Organización Mundial de la Salud (OMS). La columna X^2 representa la diferencia entre los IA aprobados y no aprobados en la Unión Europea para cada categoría de toxicidad de la OMS ($X^2_{(\alpha=0,95; gl=1)} = 3,84$). La columna "Pendiente en UE" refleja aquellos IA que están pendientes de evaluación para definir su aprobación, no incluida en la comparación.

OMS	Número total de IA aprobados en AL	Pendientes en UE	Aprobados en UE	Prohibidos en UE	X^2
Ia Extremadamente peligrosos	16	-	0	16	16 $p < 0,001$
Ib Altamente peligrosos	25	-	5	20	9 $p = 0,003$
II Moderadamente peligrosos	135	-	60	75	1,67 $p = 0,2$
III Ligeramente peligrosos	69	1	37	31	0,53 $p = 0,47$
Otros	278	5	159	114	7,42 $p = 0,006$
Total	523	6	261	256	-

El número de IA aprobados por cultivo también fue variable entre países (Fig. 5.3b). El cultivo de soja presentó en los países productores entre 19 y 186 IA, y el trigo entre 2 y 147 IA. El maíz, que se produce en los ocho países, presentó más entre 57 y 165 IA. Respecto al cultivo de arroz, el rango de IA aprobados estuvo entre 29 y 149, mientras que en la manzana el rango estuvo entre 0 y 156 IA. En el cultivo de uva el rango entre países fue de 3 para Argentina y entre 130 y 155 IA para Brasil y Chile respectivamente. Para el cultivo de azúcar, el rango de IA aprobados estuvo entre 62 y 141, para y Brasil respectivamente. El rango de IA para el café fue de 0 a 81 para Costa Rica mientras que para el girasol el rango fue de 0 a 80 en Argentina. Por último, la palta presentó un rango de 0 a 69 en Chile.

En relación a los cultivos que no dependen de polinización entomófila (Fig. 5.3b, fila superior), Brasil tuvo más de 100 IA aprobados para uso en todos ellos, mientras que Argentina superó ese número para maíz, Chile para uva y trigo, Costa Rica para arroz, México para maíz y trigo, y Uruguay

también para trigo. En el caso de los cultivos de polinización entomófila (Fig. 5.3b, fila inferior), se destacó el alto número de IA aprobados para su uso en soja en Argentina, Bolivia, Brasil y México, y para manzana en Brasil y Chile.

5.3.2. *Ingredientes activos no aprobados en la Unión Europea*

A partir de la comparación del total (523) de IA aprobados para uso agrícola en los países evaluados de América Latina con la legislación europea, detecté que 256 IA, aproximadamente un 50% de ellos, no estaban aprobados en UE (Tabla 5.1). Costa Rica fue el país con mayor número de IA no aprobados en UE (140), seguido de México (135), Brasil (115), Argentina (106), Chile (99), Bolivia (87), Uruguay (86) y Colombia (57). Considerando la relación entre los IA aprobados y no aprobados en UE, Costa Rica presentó un 62% de IA no aprobados en UE, seguido por Colombia con el 52%, mientras que el resto de los países tuvieron poco menos del 50% (Fig. 5.1). Asimismo, el número de IA aprobados en cada país y cultivo de AL presentó una marcada asociación positiva respecto al número de IA no aprobados en UE ($r= 0,87$; $P<0,001$; $GL= 78$), siendo un caso de asociación de la “parte con el todo” (Sokal y Rohlf 1981).

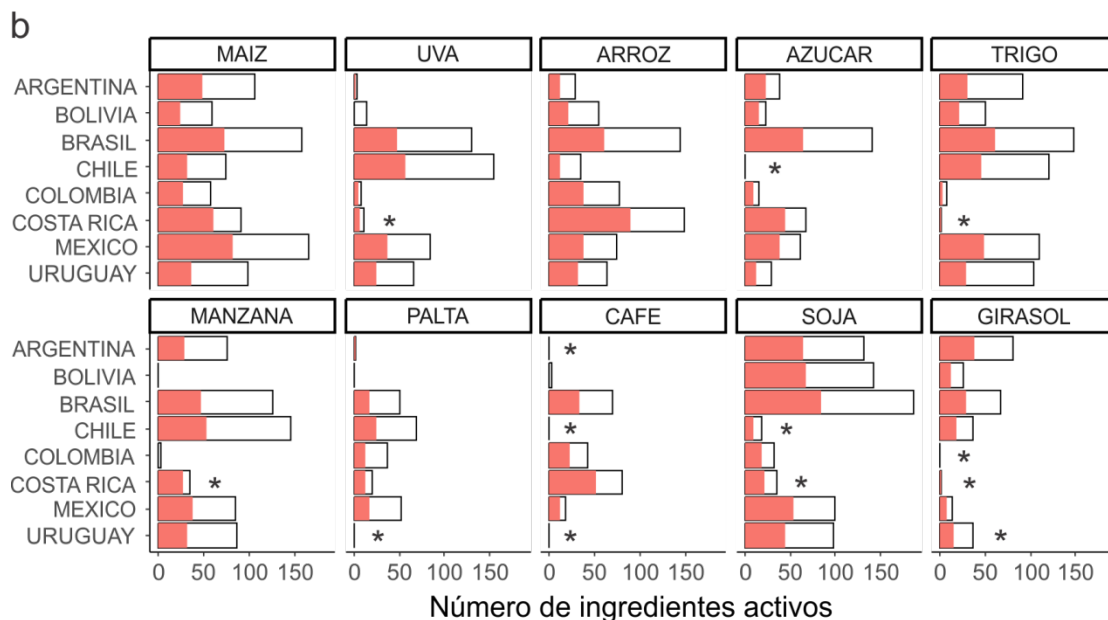
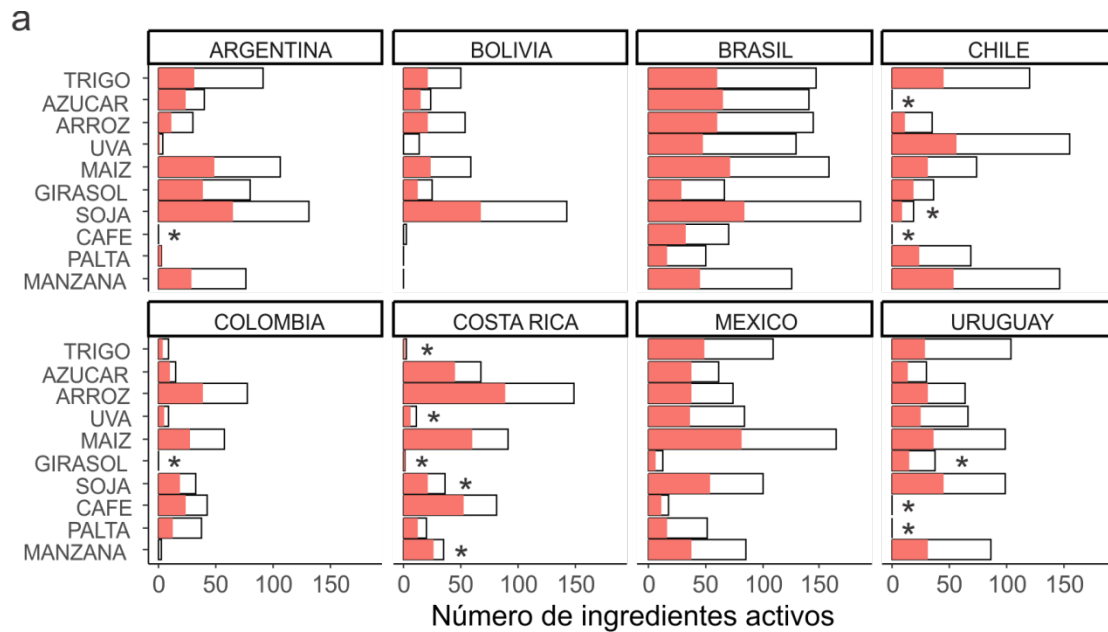


Figura 5.3. Número total de ingredientes activos (IA) aprobados en cada país diferenciados por cultivo. Los colores de las barras representan el número de IA aprobados (blanco) y no aprobados (rojo) en la Unión Europea. Los gráficos presentan la información agrupada por país (a) y por cultivo (b). En el gráfico b, la fila superior muestra los cultivos que no dependen principalmente de polinización entomófila, mientras que la fila inferior muestra los cultivos que dependen mayormente de polinización entomófila (Klein et al., 2007). Los asteriscos (*) señalan aquellos cultivos para los cuales no hay datos de FAO sobre producción en el período evaluado (2015-2019) en los países correspondientes.

5.3.3. Ingredientes activos diferenciados por organismo objetivo

Entre los 523 IA aprobados en total en los ocho países de AL, 202 son herbicidas, 157 tienen como objetivo animales (e.g., insectos, roedores), 147 son fungicidas, mientras que 14 actúan tanto contra animales como contra hongos y tres tienen acción sobre múltiples tipos de organismos (multiobjetivo). El número de IA aprobados fue variable tanto entre países como también dentro de cada país en relación a los organismos objetivo (Fig. 5.4). Por un lado, Uruguay y Argentina, y en menor medida Brasil, Bolivia y Chile, presentaron un mayor número de herbicidas que de cualquier otra categoría de IA, mientras que México, Costa Rica y Colombia presentaron un número similar de herbicidas e IA orientados a eliminar animales. En la mayoría de los países el número de fungicidas aprobados fue menor que las categorías previamente mencionadas, excepto en el caso de Chile, que presentó igual número de herbicidas que de fungicidas, y Uruguay donde el número de fungicidas aprobados fue superior al número de IA cuyo objetivo son animales. Por otro lado, los IA con más de un tipo de organismo objetivo fueron en todos los casos menos de 10 sustancias por país. En términos generales, en cada país aproximadamente un 40% (SD= 17) de los IA orientados a cada grupo de organismos no se encontraban aprobados en UE (Fig. 5.4).

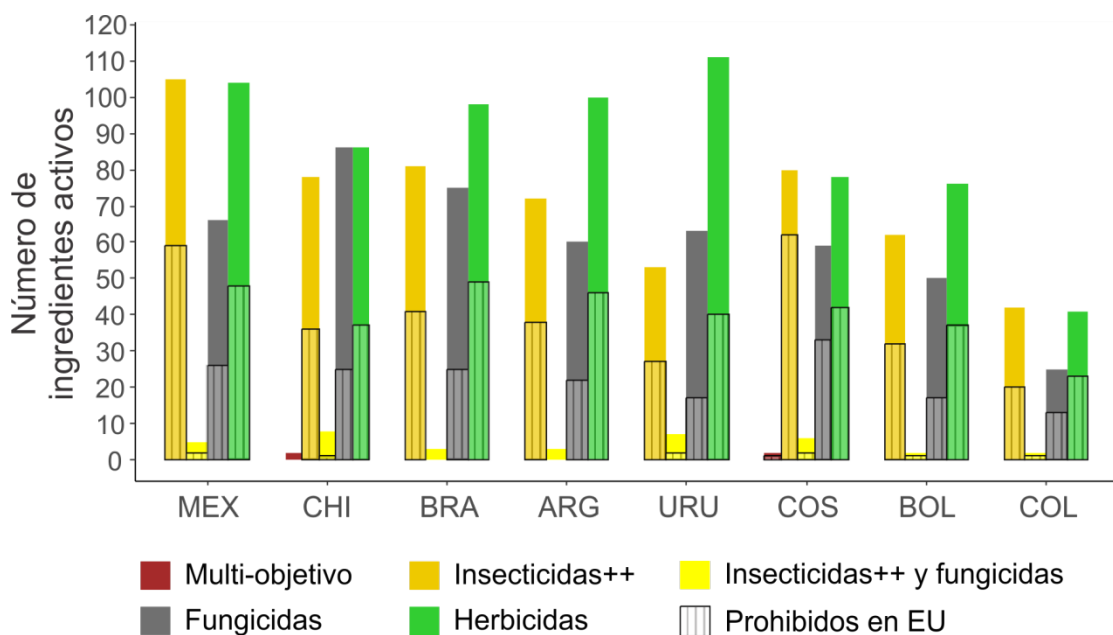


Figura 5.4: Número total de ingredientes activos (IA) aprobados por país de América Latina, diferenciados por organismo objetivo. Las barras rayadas representan el número de IA que están prohibidos en la Unión Europea. Insecticidas++ representa todos los IA cuyos organismos objetivo son insectos y otros animales. Los países en el eje horizontal se encuentran ordenados en función del número total de IA aprobados, en orden decreciente (ver Fig. 5.1).

5.3.4. *Ingredientes activos prohibidos en América Latina*

El número de IA prohibidos en América Latina fue variable entre países (rango= 8 - 98; Tabla 5.2). Argentina, Brasil y Costa Rica fueron los que mayor número de IA prohibidos presentaron, con 90, 85 y 98 respectivamente, mientras que en los países restantes el número de IA prohibidos fue menor a 30. Respecto a los IA prohibidos en AL y aprobados en UE, en Brasil fueron 9, en Argentina 5, mientras que en Chile, Colombia y Costa Rica, tan sólo un IA se encontró aprobado en UE en cada caso. La totalidad de los IA prohibidos en México y Uruguay tampoco estaban aprobados en la UE. La comparación con la legislación europea arrojó que en promedio el 97% (SD= 3) de los IA prohibidos en AL tampoco estaban aprobados en UE. El rango de IA de uso agrícola incluidos en el Convenio de Rotterdam va de 3 a 27 IA, es decir que ninguno de los países de AL evaluados tiene la totalidad de IA considerados en dicho convenio internacional (35 IA) prohibidos.

Tabla 5.2. Número de ingredientes activos prohibidos en países de América Latina, número de ellos incluidos en el Convenio de Rotterdam y número de dichos ingredientes activos aprobados y prohibidos en la Unión Europea.

País	Fuente	Número IA			Proporción IA
		Prohibidos	Contemplados en el Convenio de Rotterdam ⁹	Aprobados en EU	No aprobados en UE
Argentina	Servicio Nacional de Sanidad y Calidad Agroalimentaria (SENASA) ¹	90	27	5	0,94
Bolivia	Ministerio de Medio Ambiente y Agua (MMAyA) ²	13	11	0	1,00
Brasil	Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA) ³	85	15	9	0,89
Chile	Servicio Agrícola y Ganadero (SAG) ⁴	30	23	1	0,97
Colombia	Instituto Colombiano Agropecuario (ICA) ⁵	29	17	1	0,97
Costa Rica	Servicio Fitosanitario del Estado (SFE) ⁶	98	27	1	0,99
México	Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT); Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático (INECC) ⁷	21	3	0	1,00
Uruguay	Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca (MGAP) ⁸	8	7	0	1,00

¹ <https://www.argentina.gob.ar/senasa/programas-sanitarios/productosveterinarios-fitosanitarios-y-fertilizantes/registro-nacional-de-terapeutica-vegetal>

² <https://www.mmaya.gob.bo/informacion-tecnica/lista-de-plaguicidas-prohibidos-y-restringidos/>

³ <https://www.gov.br/agricultura/pt-br/assuntos/insumos-agropecuarios/insumos-agricolas/agrotoxicos/informacoes-tecnicas>

⁴ <https://www.sag.gob.cl/content/plaguicidas-prohibidos-por-el-sag>

⁵ <https://www.ica.gov.co/areas/agricola/servicios/regulacion-y-control-de-plaguicidas-quimicos>

⁶ <https://www.sfe.go.cr/SitePages/RegistrosdeSustancias/Estado-de-sustancias-en-registro.aspx>

⁷ https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/226361/PNSQ_B2014.compressed.pdf

⁸ <https://www.gub.uy/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/institucional/normativa/resolucion-sn968-dgsa-prohibicion-del-uso-formulaciones-base-insecticidas>

⁹ <http://www.pic.int/TheConvention/Chemicals/AnnexIIIChemicals/tabid/1132/language/en-US/Default.aspx>

5.3.5. Modelos estadísticos

El 'número de IA aprobados' por país y cultivo considerado bajo el modelo aleatorio indicó que un 30% de la variabilidad en los datos es explicada por los factores aleatorios, con un 20% debida a la identidad de cada país, mientras que el 10% restante se debió a la identidad del cultivo (Fig. 5.5a). Al incorporar los factores fijos (i.e., producción, cultivo en UE y polinización entomófila), el modelo que mejor explicó la varianza de los datos incluyó el volumen de producción de cada cultivo ($\beta=0,13$; $CI=0,07-0,20$; $p<0,001$) y su condición de cultivo en la UE ($\beta=0,63$; $CI=0,16-1,11$, $p=0,009$). Es decir, que hay fuerte evidencia de que el número de IA aprobados aumenta con el volumen de producción y en cultivos que también se producen en UE. En este caso, la variabilidad debida a los factores aleatorios se redujo a un 25%, enteramente debida a la identidad del país. Brasil, Chile y Costa Rica fueron los países con mayor número estimado de IA aprobados, mientras que Bolivia y Colombia presentaron los menores valores (Fig. 5.5a). Respecto a los cultivos, la soja y el maíz presentaron el mayor número estimado de IA aprobados, y la palta el menor valor (Fig. 5.5a)

Respecto al 'número de IA no aprobados en UE', el modelo aleatorio indicó que un 39% de la variabilidad fue debida a los factores aleatorios, con un 23% dado por el país y el 16% restante debida a los cultivos (Fig. 5.5b). El modelo de factores fijos y aleatorios que mejor explicó la variabilidad de los datos incluyó únicamente el volumen de producción como variable explicativa ($\beta=0,12$; $CI=0,06-0,18$; $p<0,001$). En este caso, fueron Brasil, Costa Rica y Chile los países con mayor número estimado de IA no aprobados en UE, mientras que Colombia y Bolivia presentaron los menores valores estimados (Fig. 5.5b). Respecto a los cultivos, al igual que para el número total de IA aprobados (Fig.5.5a), la soja y el maíz fueron los que presentaron mayor número estimado de IA no aprobados en UE, mientras que la palta presentó el menor valor estimado (Fig. 5.5b).

En cuanto a la 'proporción de IA no aprobados en UE', el modelo aleatorio indicó que tan sólo un 3% de la variabilidad en los datos es explicada por los factores aleatorios, con un 2% debida al país y el 1% restante al cultivo (Fig. 5.5c). La incorporación de las variables explicativas y la evaluación de los modelos mediante AIC indicó que la condición de cultivo

en la UE fue el único factor fijo relevante ($\beta=-0,39$; $CI=(-0,69)-(-0,09)$; $p=0,011$). En este caso, la incorporación de factores fijos no modificó la variabilidad explicada por los factores aleatorio ni la varianza residual. Costa Rica, México y Colombia presentaron la mayor proporción estimada de IA no aprobados en UE, mientras que Uruguay y Chile presentaron la menor proporción estimada (Fig. 5.5c). En relación a los cultivos, el azúcar y el café, los únicos dos cultivos que no se producen en UE, presentaron las mayores proporciones estimadas de IA no aprobados en UE (> 0.5) junto con el cultivo de soja, mientras que la palta presentó la menor proporción estimada (Fig. 5.5c).

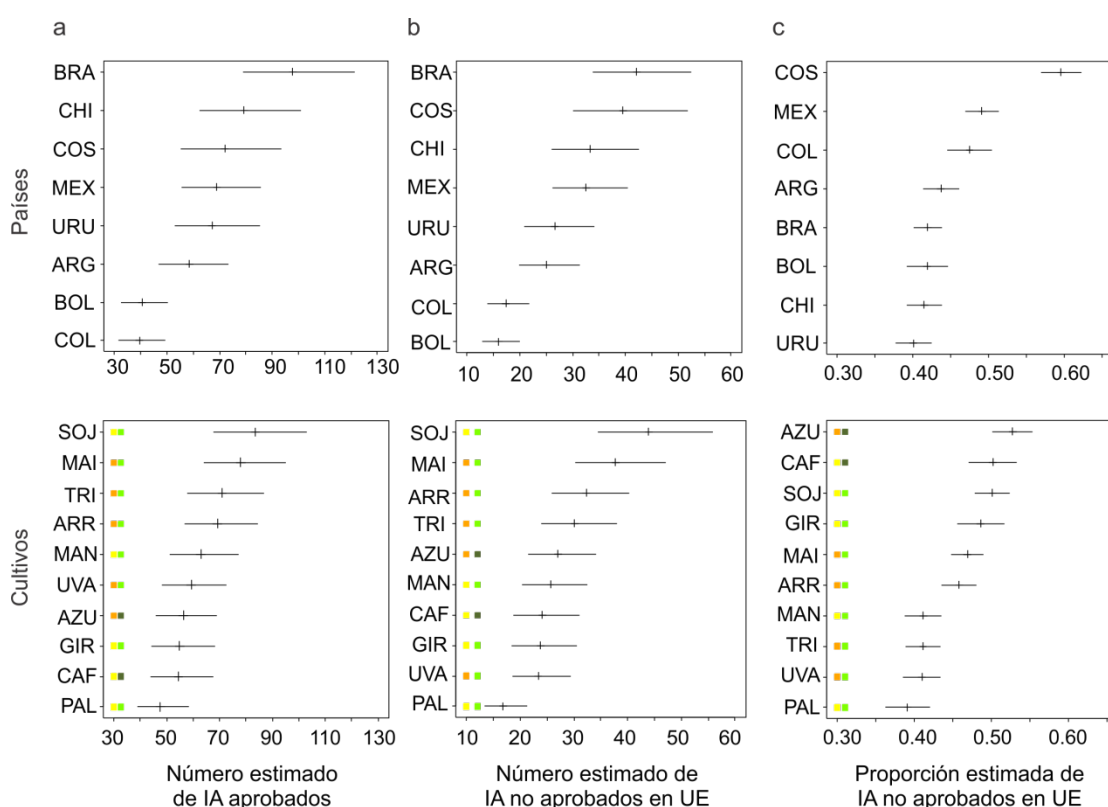


Figura 5.5 Valores estimados, a partir de los modelos aleatorios, del número de ingredientes activos (IA) aprobados en América Latina (a), y número (b) y proporción (c) de los mismos no aprobados en la Unión Europea, diferenciados por país y cultivo. Las líneas horizontales representan el error estándar de cada estimación. Los colores a la izquierda de los gráficos de la fila inferior representan el tipo de polinización (amarillo= entomófila; naranja= no entomófila) y la producción del cultivo en la Unión Europea (si= verde claro; no= verde oscuro).

5.4. Discusión

El relevamiento de los pesticidas aprobados para su uso en diferentes países de América Latina, cuya producción agrícola es representativa a nivel regional, evidenció un total de 523 ingredientes activos (IA) orientados a la protección de cultivos. La mayor diversidad de IA corresponde a herbicidas. Entre los IA aprobados en América Latina, 256 IA, aproximadamente un 50% no están aprobados en la Unión Europea, ya sea por su peligrosidad para el ambiente o para la salud humana. Un mayor número de IA aprobados está dado, al menos en parte, por un mayor volumen de producción del cultivo (asociado a su vez con un mayor volumen y valor de exportación), así como también por el hecho de que el cultivo se produzca en UE.

Brasil y México, dos de los países con mayor superficie cultivada (Fig. 5.2a) y volumen de uso de pesticidas de la región (Fig. 5.2b) se encontraron entre los países con mayor número de IA aprobados (Fig. 5.1). De repetirse la tendencia en el resto de los países evaluados, podría sugerir que cuanto mayor es la importancia de la agricultura para la economía de un país en desarrollo, existe un mayor mercado comercial orientado a la protección de los cultivos producidos y legislaciones que habilitan el uso de una mayor variedad de IA. Sin embargo, Chile, cuya área cultivada representa el 2,6% y el 7,5% del área cultivada en Brasil y México respectivamente, presentó valores similares del 'número de IA aprobados'. Esto podría indicar que la superficie cultivada y el volumen de pesticidas aplicados no están asociados al número de pesticidas aprobados en cada país. Sin embargo, debido al bajo número de muestras ($n=8$) no es posible sacar conclusiones a escala país en relación a estas variables. Además, es necesario considerar que, en general, los volúmenes de pesticidas aplicados se estiman a partir de las importaciones que realiza cada país, cuyas existencias pueden quedar en disponibilidad para ser utilizadas en otro momento, lo cual distorsiona el valor de la variable.

Sin considerar las variables explicativas, las estimaciones más altas respecto al número de IA aprobados y al número de IA no aprobados en UE fueron para los cultivos de soja, maíz y trigo (Fig. 5.5 a y b). Esto refuerza la asociación positiva encontrada respecto de que a mayor número de IA aprobados en AL, un mayor número de ellos no está aprobados en UE. Entre

las causas a considerar pueden mencionarse la mayor superficie dedicada a estos cultivos (Tabla A5.2); su importancia en el mercado internacional como 'commodities' (Haile et al., 2016); y/o su producción a partir de OGM, los cuales, como mencioné previamente, suelen estar asociados al uso de pesticidas. En este caso, tanto la soja como el maíz se encuentran entre los OGM más ampliamente utilizados en la agricultura. De comprobarse el efecto de estas causas sobre la aprobación de pesticidas, la reciente aprobación de la semilla de trigo genéticamente modificada en Argentina (MinCyT 2020) implicaría un incremento tanto en el número de IA aprobados para utilizar sobre el cultivo, como en el número de IA no aprobados en UE, ya que es el cultivo con mayor superficie productiva a nivel mundial (FAOSTAT 2022). Respecto a la proporción de IA no aprobados en UE, las estimaciones fueron mayores para los cultivos de azúcar y café (Fig. 5.5c) cuya producción no se realiza en UE. Esto podría deberse a que los pesticidas que no pueden venderse en el mercado europeo, sí pueden ser comercializados en países latinoamericanos, o a que dichos IA atacan plagas específicas de estos cultivos, que no están presentes en UE. Es menester considerar que las variaciones entre países de AL asociadas a la aprobación y uso de pesticidas puede estar vinculada a las plagas que presente cada cultivo en diferentes regiones, como también a las prácticas agrícolas que se utilicen en cada lugar.

Al incorporar las variables explicativas, resultó que el aumento tanto en el número de IA aprobados como en el número de ellos que no están aprobados en UE, está asociado a mayores niveles de producción de cada cultivo en cada país. Incluso, la producción de cada cultivo en cada país y cultivo estuvo fuertemente asociada a su valor y volumen de exportación. Esto implica que la importancia agrícola y económica de un cultivo explica, al menos en parte, que se habilite el uso de un mayor número de IA. Asimismo, aquellos cultivos que se producen en UE, también presentaron un mayor número de IA aprobados, lo cual podría explicarse por una mayor diversidad de pesticidas disponibles en el mercado para dichos cultivos.

Por último, respecto al tipo de polinización principal (i.e., entomófila o no entomófila) de cada cultivo no encontré evidencias de que existan diferencias en el número de IA aprobados y no aprobados en la UE entre los

cultivos dependientes y no dependientes de polinización entomófila (ver Fig. 5.3b y *Modelos estadísticos*). Esto sugiere que no existen en América Latina políticas específicas para proteger a los polinizadores en los cultivos que dependen de ellos para la producción. El elevado número de IA que se utilizan en los cultivos evaluados y que no están aprobados en la UE por su peligrosidad, sumado al hecho de que los pesticidas pueden transportarse en el ambiente en distintas matrices (i.e., aire, agua) por deriva, sugieren un riesgo elevado para los polinizadores en general, y para *A. mellifera* en particular.

En relación a los organismos objetivo de los IA aprobados en América Latina, es llamativo el mayor número de herbicidas aprobados, ya que implica tanto una pérdida de recursos florales para la alimentación de *A. mellifera*, así como también una mayor exposición a los IA o sus residuos durante el forrajeo. Ambos factores han sido señalados como potenciales causas de la reducción observada en los rendimientos de miel promedio en Argentina, el principal país productor de la región y uno de los cinco principales del mundo (Cap. 4). El mayor número de herbicidas se encontró particularmente en aquellos países productores de soja (Fig. 5.4, Tablas A5.2 y A5.3), cuya producción está fuertemente asociada al uso del herbicida glifosato y actualmente también de glufosinato de amonio. Si bien no es el IA más peligroso del conjunto de IA aquí relevados, recientemente se han reportado los niveles de contaminación más altos de dichos IA y sus residuos registrados hasta el momento en músculo y vísceras de peces pertenecientes a las principales cuencas que drenan el área agrícola más importante de Argentina (Lajmanovich et al., 2023). En relación a *A. mellifera*, se ha reportado asimismo la presencia de glifosato y sus residuos en mieles provenientes de la misma región (Medici et al., 2022). En ambos casos la evidencia científica da cuenta del impacto y dispersión de los pesticidas en el ambiente. Dada la importancia de Latinoamérica a nivel mundial en términos de la producción de cultivos que dependen de polinizadores (Basualdo et al., 2022) como de miel (Requier et al., 2018a) estos resultados deberían ser tenidos en cuenta para la toma de decisiones en materia ambiental y productiva.

Es destacable la cantidad de IA peligrosos para la salud humana aprobados en América Latina para uso agrícola. El 47% de los IA pertenece a alguna de las categorías de peligrosidad de la Organización Mundial de la Salud (Tabla 5.1) y aproximadamente el 50% de ellos no está aprobado en la Unión Europea, con diferencias sustanciales en las categorías de mayor peligrosidad (Ia, Ib, Tabla 5.1). La legislación que habilita el uso agrícola de sustancias peligrosas para la salud humana en países en desarrollo, junto con las deficiencias en el asesoramiento para su aplicación por parte del Estado o de las empresas de venta de pesticidas (Staudacher et al., 2021; Struelens et al., 2022) implican mayores riesgos para el ambiente y las personas, así como también dificultades para el correcto manejo de dichos compuestos. Las diferencias con la Unión Europea respecto a la cantidad de IA de baja peligrosidad o inocuos (Tabla 5.1), evidencian una política activa de la Comisión Europea para favorecer la utilización de pesticidas de menor toxicidad en su territorio. De hecho, actualmente existe una iniciativa conocida como 'Green Deal' que busca reducir en la Unión Europea el uso y el riesgo de los pesticidas aplicados en un 50% hacia el 2030 (European Commission 2022).

Si bien existe en América Latina legislación que prohíbe y/o restringe el uso de determinados pesticidas, en general está acotada a los pesticidas más antiguos y peligrosos en el mercado. Dichos compuestos son en su mayoría organoclorados y se encuentran prohibidos en los países desarrollados, incluyendo UE (Tabla 5.2) desde la década de los '60 (Keswani et al., 2022). Muchos IA extremadamente peligrosos y persistentes son regulados por el Convenio de Rotterdam que incluye 35 IA de uso agrícola (Rotterdam Convention 2022). Aunque los ocho países de América Latina evaluados adhieren a dicho convenio, en muchos casos dichos IA no se encuentran prohibidos para su uso (Tabla 5.2). Por último, el análisis complementario respecto a los IA prohibidos en América Latina evidenció que prácticamente la totalidad de dichos compuestos tampoco se encuentran aprobados para su uso en la Unión Europea.

Es necesario considerar que el número de IA aprobados por cultivo no necesariamente significa que se usan o comercializan todos ellos, aunque sí indica que potencialmente un mayor número de compuestos químicos

pueden adquirirse y liberarse en el cultivo. Asimismo, no es indicativo de su peligrosidad, sin embargo, la evidencia encontrada indica que cuanto mayor es el número de IA aprobados, mayor es número de ellos que no están aprobados en UE. Por otra parte, no todos los países evaluados producen la totalidad de los cultivos relevados (Fig. 5.3), y ello podría conducir a diferencias en el número de IA totales aprobados por país (Fig. 5.1) y por organismo objetivo (Fig. 5.4), sin embargo los análisis realizados corrigen por esta posible distorsión (ver *Análisis estadístico*). Asimismo, algunos cultivos son producidos ocasionalmente y/o a escala menor, como es el caso del café en Argentina o la palta en Bolivia, lo que puede ocasionar que el uso de pesticidas en dichos cultivos no esté adecuadamente regulado y/o controlado por los organismos estatales. También puede ocurrir que se modifiquen las condiciones para la producción de un cultivo, pero permanezca la legislación sobre los pesticidas aprobados, como es el caso del cultivo de girasol en Uruguay, cuya producción se discontinuó durante los últimos años. Ello indica que los hallazgos aquí presentados son dinámicos y pudiendo exhibir variaciones en el futuro, lo cual amerita su reevaluación.

El relevamiento realizado en este trabajo me permitió sistematizar y sintetizar la situación de distintos países de América Latina respecto a la legislación en materia de uso de pesticidas en la agricultura. Asimismo, dentro de la región se observaron diferencias entre países y cultivos. Considerando la evidencia encontrada, resulta necesario incorporar otras variables a escala país para mejorar nuestra comprensión sobre los factores que inciden en la aprobación de pesticidas. Por ejemplo, Vergara-Camus & Kay (2017) consideraron factores sociales y políticos, y evidenciaron la íntima relación entre los Ministerios de Agricultura y los representantes de los grandes terratenientes o de la agroindustria, incluida la industria de agroquímicos, en la mayoría de los países latinoamericanos. Dicho vínculo lleva a estos sectores económicos a influir en las políticas y extraer concesiones como reformas institucionales que promueven la propiedad privada, subsidios y créditos, incentivos fiscales y normas medioambientales favorables, incluidas legislaciones sobre uso de pesticidas más permisivas. Es decir que además de los factores económicos y productivos, otros factores políticos y sociales asociados a los primeros inciden en la legislación y, en

última instancia, determinan la presencia de factores de estrés para el conjunto de seres vivos, incluida *A. mellifera*, objeto de estudio de esta tesis.

Una legislación unificada a nivel regional, y más deseable aún, a nivel global, evitaría la existencia de diferencias en la aprobación y uso de IA de pesticidas dadas por el nivel de desarrollo de un país. Los peligros y consecuencias del uso de pesticidas en países en desarrollo, con débiles legislaciones ha sido señalado hace décadas (Ecobichon 2001). Estimaciones recientes sobre el riesgo de contaminación por pesticidas determinaron que entre las áreas de alto riesgo, el 19% se encuentran en países de ingresos bajos y medianamente bajos (Tang et al., 2021). Asimismo, las diferencias en materia de legislación respecto al uso de pesticidas, tienen un correlato en la legislación respecto a los Límites Máximos Residuales de IA y sus residuos admitidos en los propios alimentos que se producen, y que también varían ampliamente entre países (Handford et al., 2015). Por ejemplo, recientemente se han detectado residuos de pesticidas en el 88% de las muestras de miel provenientes de la región de mayor desarrollo de la agricultura industrial en Argentina (Medici et al., 2020), así como IA con LMR mayores a los admitidos en la UE incluso en regiones de Argentina con agricultura de baja escala, como fuera evidenciado en el Capítulo 3 de la presente tesis. En México, la península de Yucatán, que es la principal región de producción de miel orgánica del país, se ha visto amenazada por la introducción del cultivo de soja genéticamente modificada ocasionando desde reducciones en el precio de exportación hasta la pérdida de mercados internacionales (Villanueva-Gutierrez et al., 2014). Por último, legislaciones armonizadas permitirían disminuir los riesgos en la salud humana y la contaminación ambiental de los países en desarrollo.

Más allá de las diferencias geopolíticas entre regiones, los procesos regulatorios para la aprobación de IA de uso agrícola tienen limitaciones que conducen a no identificar sus efectos negativos en el mundo real (Mancini et al., 2019). Esto ocurre muchas veces porque la evidencia disponible no permite comprender completamente los efectos secundarios no deseados de los pesticidas en la vida silvestre más allá del nivel molecular e individual (la forma habitual de evaluar el riesgo asociado a un IA antes de su aprobación) (Köhler & Triebkorn 2013). Además, suelen considerarse -parcialmente- los

efectos sobre organismos modelo que no necesariamente son representativos de los grupos de seres vivos que se pretende. Esto ocurre con las evaluaciones de riesgo de pesticidas sobre *A. mellifera* y la generalización de dichos efectos sobre el conjunto de insectos polinizadores, la mayoría de los cuales son de hábito solitarios, poseen ciclos anuales, o ni siquiera son abejas (Apoidea) (Franklin & Raine 2019). A escala global, el 64% de la superficie agrícola (aproximadamente 24,5 millones km²) está en riesgo de contaminación por pesticidas por más de un ingrediente activo, y el 31% está en alto riesgo (Tang et al., 2021). En este escenario, es urgente superar las barreras que limitan el uso de la evidencia científica para la toma de decisiones respecto a las políticas asociadas al uso de pesticidas en agricultura (Hofmann et al., 2023).

5.5. Conclusiones

La producción de alimentos es objeto de investigación y desarrollo en todo el mundo, tanto por la crisis alimentaria que atraviesa la humanidad desde hace décadas como por los intereses económicos asociados al mercado productivo. En este trabajo se evidenciaron diferencias en la aprobación de ingredientes activos de pesticidas de uso agrícola entre América Latina y la Unión Europea. Específicamente el 50% de los ingredientes activos aprobados para su uso en países de la región se encuentran prohibidos en UE, y el 47% pertenecen a categorías de elevada toxicidad según la OMS. Además, tanto el número de IA aprobados en AL como en el número de ellos que no están aprobados en UE, está asociado a mayores niveles de producción de cada cultivo en cada país de AL. Esto evidencia diferencias marcadas en cuanto a las políticas de producción de alimentos y protección ambiental entre países desarrollados y en desarrollo, con consecuencias para el ambiente y los seres vivos. Considerando que América Latina es una de las principales regiones productoras de alimentos del mundo y asimismo, una de las regiones con mayor superficie apta para cultivos por habitante, resulta urgente rever dichas legislaciones.

Por ello, resulta fundamental contar con fuentes oficiales de información en cada país, con datos y estimaciones propias y confiables, relativas a variables agrícolas y ambientales. Dichas herramientas permitirían

profundizar en las fortalezas y debilidades de los sistemas de producción de cultivos en los países en desarrollo, para los cuales la producción primaria representa una parte importante de sus economías, fomentando aquellas prácticas que realmente habiliten una producción en equilibrio con el cuidado del ambiente y la biodiversidad.

La intensificación ecológica, en contraposición a la intensificación convencional de la agricultura, se plantea como una estrategia realista para reconciliar la producción de alimentos e incrementar su rendimiento sin comprometer la sustentabilidad y resiliencia de los ecosistemas. La expansión del área cultivada, especialmente de monocultivos, implican un escenario favorable para el desarrollo de plagas. Además, el uso de pesticidas reduce la presencia de insectos benéficos para los propios cultivos y vuelve más resistentes a las plagas, generando un círculo vicioso de dependencia. En cambio, paisajes complejos, heterogéneos, favorecen el control biológico de plagas, disminuyendo la necesidad de utilizar pesticidas (lo que implica asimismo un menor costo productivo), a la vez que favorece la presencia de polinizadores y ambientes más saludables.

Anexo - Capítulo 5

Tabla A5.1. Fuentes de acceso público consultadas sobre pesticidas autorizados para su uso sobre 10 cultivos seleccionados en cada país de América Latina relevado.

País	Fuente	Tipo	Enlace online
	Cámara de Sanidad		
Argentina	Agropecuaria y Fertilizantes (CASAFE)	Comercial	https://www.casafe.org/
	Servicio Nacional de Sanidad		https://paititi.senasag.gov.bo/egp/productosAgroquimicos.html
Bolivia	Agropecuaria e Inocuidad Alimentaria (SENASAG)	Gubernamental	
	Ministerio de Agricultura y Ganadería (AGROFIT)	Gubernamental	https://agrofit.agricultura.gov.br/
Brasil			
	Servicio Agrícola y Ganadero (SAG)	Gubernamental	https://www.sag.gob.cl/
Chile			
	Instituto Colombiano Agropecuario (ICA)	Gubernamental	https://www.ica.gov.co/
Colombia			
	Servicio Fitosanitario del Estado (SFE)	Gubernamental	https://app.sfe.go.cr/
Costa Rica			
	Comisión Federal para la Protección contra Riesgos Sanitarios (COFEPRIS)	Gubernamental	https://www.gob.mx/cofepris
México			
	Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca (MGAP).	Gubernamental	https://www.gub.uy/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/
Uruguay			

Tabla A5.2. Porcentaje de superficie cosechada relativa a la superficie agrícola total por país de 10 cultivos primarios durante 2019 según la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO).

Cultivo	Argentina	Bolivia	Brasil	Chile	Colombia	Costa Rica	Mexico	Uruguay
Maíz	21,462	9,778	27,576	4,857	3,776	1,259	30,234	5,030
Soja	49,185	28,995	56,512	-	0,411	-	0,660	45,410
Trigo	17,955	4,130	3,312	13,448	0,028	-	2,651	9,326
Girasol	5,566	2,288	0,128	0,195	-	-	0,013	0,442
Arroz	0,544	3,912	2,692	1,585	5,380	6,044	0,174	6,816
Azúcar	1,402	3,648	15,889	-	4,637	10,172	3,597	0,306
Café	-	0,533	2,874	-	8,648	11,499	2,844	-
Manzana	0,068	0,016	0,051	1,955	0,006	-	0,239	0,107
Palta	0,002	0,048	0,024	1,765	0,644	0,367	0,976	-
Uva	0,638	0,070	0,117	11,797	0,040	-	0,143	0,289

Tabla A5.3. Producción bruta (tn) de 10 cultivos durante 2019 según la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO).

Cultivo	Argentina	Bolivia	Brasil	Chile	Colombia	Costa Rica	Mexico	Uruguay
Maíz	5.265.342	429.731	12.065.340	181.940	483.472	4.923	5.515.353	145.099
Soja	10.208.646	964.781	31.758.418	-	35.703	-	82.796	877.228
Trigo	3.030.408	88.643	1.028.801	341.197	3.129	-	668.859	158.562
Girasol	1.064.146	47.871	37.222	1.636	-	-	1.812	-
Arroz	111.838	209.162	2.222.101	43.930	2.273.122	79.746	57.884	225.600
Azúcar	408.983	578.155	13.846.564	-	21.793.841	155.678	2.400.608	-
Café	-	35.319	4.475.573	-	4.224.095	202.258	45.158	-
Manzana	89.338	1.460	463.538	1.196.444	8.267	-	436.111	37.214
Palta	-	9.054	91.671	450.250	769.074	21.115	2.568.642	-
Uva	162.938	12.856	851.626	4.444.347	57.258	-	573.039	103.948
Total	20.341.639	2.377.032	66.840.854	6.659.744	29.647.961	463.720	12.350.262	1.547.651

Tabla A5.4. Conjunto de datos utilizados en el análisis estadístico. *Los valores representan el promedio de 5 años, entre 2015 y 2019, de los datos de producción (tn) log transformados.

País	Cultivo	Numero de pesticidas aprobados	Número de pesticidas aprobados en UE	Número de pesticidas no aprobados en UE	Polinización entomófila	Cultivado en UE	Producción*
Argentina	Manzana	76	48	28	Si	Si	13,12
Argentina	Palta	2	0	2	Si	Si	8,33
Argentina	Café	0	0	0	Si	No	NA
Argentina	Maíz	106	58	48	No	Si	17,71
Argentina	Uva	3	2	1	No	Si	14,58
Argentina	Arroz	29	18	11	No	Si	14,08
Argentina	Soja	131	66	64	Si	Si	17,74
Argentina	Azúcar	39	16	23	No	No	16,74
Argentina	Girasol	80	42	38	Si	Si	15,04
Argentina	Trigo	91	59	31	No	Si	16,66
Bolivia	Manzana	0	0	0	Si	Si	7,92
Bolivia	Palta	0	0	0	Si	Si	9,44
Bolivia	Café	2	2	0	Si	No	10,02
Bolivia	Maíz	59	35	24	No	Si	23,97
Bolivia	Uva	14	14	0	No	Si	10,01
Bolivia	Arroz	54	33	21	No	Si	13,12
Bolivia	Soja	143	76	67	Si	Si	14,89
Bolivia	Azúcar	24	9	15	No	No	16,02
Bolivia	Girasol	25	13	12	Si	Si	11,69
Bolivia	Trigo	50	29	21	No	Si	12,46
Brasil	Manzana	126	80	46	Si	Si	13,95

Brasil	Palta	51	34	17	Si	Si	12,34
Brasil	Café	70	37	33	Si	No	14,97
Brasil	Maíz	158	86	72	No	Si	18,30
Brasil	Uva	130	82	48	No	Si	14,19
Brasil	Arroz	145	85	60	No	Si	16,24
Brasil	Soja	186	102	84	Si	Si	18,54
Brasil	Azúcar	141	76	65	No	No	20,44
Brasil	Girasol	67	38	29	Si	Si	11,55
Brasil	Trigo	147	87	60	No	Si	15,55
Chile	Manzana	146	92	53	Si	Si	14,33
Chile	Palta	69	45	24	Si	Si	12,00
Chile	Café	0	0	0	Si	No	NA
Chile	Maíz	74	43	31	No	Si	25,64
Chile	Uva	155	96	56	No	Si	14,78
Chile	Arroz	35	24	11	No	Si	12,02
Chile	Soja	19	10	9	Si	Si	NA
Chile	Azúcar	0	0	0	No	No	NA
Chile	Girasol	36	18	18	Si	Si	8,50
Chile	Trigo	120	74	45	No	Si	14,17
Colombia	Manzana	2	2	0	Si	Si	8,25
Colombia	Palta	37	25	12	Si	Si	13,02
Colombia	Café	42	19	23	Si	No	13,64
Colombia	Maíz	57	30	27	No	Si	14,13
Colombia	Uva	8	4	4	No	Si	10,77
Colombia	Arroz	77	39	38	No	Si	14,96
Colombia	Soja	32	14	18	Si	Si	11,47
Colombia	Azúcar	15	5	10	No	No	17,20

Colombia	Girasol	0	0	0	Si	Si	NA
Colombia	Trigo	8	5	3	No	Si	8,86
Costa Rica	Manzana	35	9	26	Si	Si	NA
Costa Rica	Palta	20	7	13	Si	Si	9,49
Costa Rica	Café	81	28	52	Si	No	11,26
Costa Rica	Maíz	91	31	60	No	Si	9,37
Costa Rica	Uva	11	5	6	No	Si	NA
Costa Rica	Arroz	149	60	89	No	Si	12,01
Costa Rica	Soja	36	15	21	Si	Si	NA
Costa Rica	Azúcar	68	23	45	No	No	15,23
Costa Rica	Girasol	1	0	1	Si	Si	NA
Costa Rica	Trigo	2	1	1	No	Si	NA
Mexico	Manzana	85	47	38	Si	Si	13,48
Mexico	Palta	52	35	17	Si	Si	14,58
Mexico	Café	18	6	12	Si	No	11,99
Mexico	Maíz	165	83	82	No	Si	30,93
Mexico	Uva	84	47	37	No	Si	12,94
Mexico	Arroz	74	36	38	No	Si	12,50
Mexico	Soja	100	46	54	Si	Si	12,72
Mexico	Azúcar	62	24	38	No	No	17,85
Mexico	Girasol	13	6	7	Si	Si	8,99
Mexico	Trigo	109	60	49	No	Si	15,01
Uruguay	Manzana	86	54	31	Si	Si	10,63
Uruguay	Palta	0	0	0	Si	Si	NA
Uruguay	Café	0	0	0	Si	No	NA
Uruguay	Maíz	98	61	36	No	Si	20,13
Uruguay	Uva	66	41	25	No	Si	11,49

Uruguay	Arroz	64	33	31	No	Si	14,06
Uruguay	Soja	98	51	45	Si	Si	14,61
Uruguay	Azúcar	30	17	13	No	No	12,83
Uruguay	Girasol	37	22	15	Si	Si	NA
Uruguay	Trigo	103	74	29	No	Si	13,52

Capítulo 6

Discusión general

6.1. Síntesis y discusión de los principales resultados

En esta tesis evalué dos factores de estrés, la falta de alimento y la presencia de pesticidas, que afectan a las colmenas de *A. mellifera* y, consecuentemente, a la apicultura, en distintos contextos productivos, y a distintas escalas espaciales. En la región Andino-Norpatagónica argentina - caracterizada por un marcado gradiente de precipitaciones, con presencia de bosques templados hasta estepas, evalué la disponibilidad espacio-temporal de recursos florales (Capítulo 2), y la presencia de pesticidas en mieles producidas en una zona de la región, caracterizada además por el desarrollo de agricultura de pequeña escala, familiar y considerada tradicionalmente con bajo uso de insumos (Capítulo 3). Luego, a escala nacional y en un contexto de agricultura industrial, evalué la asociación entre la rápida expansión de la superficie cultivada con soja en Argentina, a partir de la semilla genéticamente modificada, y la disminución del rendimiento de miel (Capítulo 4). Por último, a escala regional o subcontinental, relevé las regulaciones sobre uso de pesticidas en América Latina y las comparé con las regulaciones de la Unión Europea (Capítulo 5).

En la región Andino-Norpatagónica, identifiqué las especies vegetales utilizadas por *A. mellifera* como fuente de alimento (Capítulo 2). En total registré 254 especies (55% exóticas vs. 45% nativas) melíferas entre más de 1000 especies vegetales disponibles en la región (aprox. 25% exóticas vs. 55% nativas). Esto indica, por un lado que las abejas utilizan un amplia diversidad de especies, y que aquellas de origen exótico están desproporcionadamente representadas en la flora melífera de la región. Además, identifiqué la mayor riqueza de especies melíferas en áreas urbanas, en su mayoría exóticas, y en la estepa patagónica y vegetación riparia, en este caso mayormente nativas. Estas comunidades vegetales presentan no sólo una amplia diversidad de recursos melíferos sino también características naturales (humedad, aridez) y usos del suelo variables entre sí.

Las similitudes en la flora melífera de cada ambiente me permitieron agruparlos en unidades de flora melífera. A partir de los 20 tipos de ambientes presentes en la región logré identificar 9 unidades de flora melífera. Esto indica una superposición de especies entre los tipos de ambientes, ya sea por las condiciones naturales que ofrecen, en el caso del 'Bosque xérico'

o 'Bosque húmedo', como por los usos del suelo en el caso de la unidad 'Antrópica' o 'Herbácea'. Las unidades de flora melífera generadas permiten simplificar la comprensión de los recursos disponibles en paisajes complejos y heterogéneos, como los de la región Andino-Norpatagónica. Entre dichas unidades, identifiqué la mayor riqueza de especies melíferas en las unidades 'Antrópica' (áreas urbanas, banquinas, cultivos) donde fueron mayormente exóticas, y 'Árida' (estepas patagónica y altoandina) donde fueron en su mayoría nativas. La ubicación de apiarios en áreas antropizadas (e.g., rurales, urbanas, periurbanas) de la región supone un mayor uso de especies melíferas exóticas dada su disponibilidad en este tipo de ambientes.

En el Capítulo 2 se recopilamos aquellas especies botánicas sobre las cuales se observó a *A. mellifera* forrajeando, o cuyos granos de polen fueron identificados en muestras de miel y/o de polen corbicular de la región. No obstante, para evaluar la potencialidad de una especie melífera como recurso alimenticio es necesario cuantificar por un lado la cantidad y calidad de néctar y polen que ofrece, y por otro lado, su abundancia en cada comunidad vegetal, como también la cobertura de cada comunidad vegetal en el paisaje. El trabajo de revisión muestra la riqueza potencial de especies melíferas por comunidad vegetal, es decir que no necesariamente cada parche de cada comunidad presenta en simultáneo la totalidad de especies informadas (e.g., cultivos), aunque constituye una buena aproximación para abordar la disponibilidad espacial y temporal de recursos melíferos en la región. Nuevos estudios enfocados en el análisis del paisaje circundante a los apiarios de la región, combinados con monitoreos y muestreos a campo de los recursos utilizados por *A. mellifera*, permitirán profundizar en el conocimiento ecológico de la especie en la región Andino-Norpatagónica. En ese sentido, en un estudio en marcha estoy realizando un mapa de clasificación de hábitat correspondiente a toda el área comprendida por 'Comarca Andina del paralelo 42'. Esta herramienta, servirá de apoyo para profundizar el conocimiento respecto de la disponibilidad de recursos melíferos y para la planificación apícola de la región. Asimismo, son necesarios estudios para cuantificar la calidad nutricional y variación de cada recurso melífero disponible (pero ver Chalcoff et al., 2016).

Mediante el análisis de mieles producidas en la región Andino-Norpatagónica, identifiqué la presencia de cuatro ingredientes activos de pesticidas en el 70% de las muestras (Capítulo 3). Entre los compuestos identificados, tres corresponden al grupo químico de organofosforados y uno es un piretroide: Clorpirifos-etil, Pirimifos-metil, Diclorvos y Cipermetrina, respectivamente. Si bien dichos ingredientes activos se encontraban legalmente admitidos para su uso en Argentina en el momento del muestreo (2014), tanto el Clorpirifos-etil como el Diclorvos fueron prohibidos en los años siguientes. De hecho, el Diclorvos se encontraba prohibido en la Unión Europea al momento del muestreo. Asimismo, encontré que en cinco de siete muestras positivas, los ingredientes activos Clorpirifos-etil, Pirimifos-metil y Cipermetrina estaban en concentraciones mayores a los límites máximos (LMR) admitidos para consumo humano. Estos resultados incrementan la evidencia respecto a la acumulación de pesticidas de uso agrícola en matrices de la colmena más allá del contexto productivo, e incluso en concentraciones peligrosas, generando una exposición crónica para las abejas y afectando la calidad e inocuidad de la miel. Sin embargo, dado que es el primer reporte de pesticidas en muestras de la región, no es posible realizar generalizaciones al respecto.

En la Comarca Andina la estructura productiva es de pequeña o mediana escala, y la producción agrícola se considera tradicionalmente orgánica o con bajos aportes externos ('inputs'). Los hallazgos aquí reportados plantean la necesidad de medir a campo la concentración y el grado de exposición de los polinizadores a pesticidas en las regiones productivas. Para conocer la evolución del estado de contaminación por pesticidas de las mieles de la región es necesario realizar un seguimiento y monitoreo periódico de las mismas. Asimismo, da cuenta de la importancia de que existan registros públicos de venta y aplicación de pesticidas, de forma que permita considerar los riesgos reales a los que se exponen los seres vivos en el ambiente. Deberían existir registros a nivel local y provincial de los pesticidas que se comercializan y de los volúmenes que se aplican. Asimismo, la especie *A. mellifera* es ampliamente utilizada en todo el mundo como especie centinela de la contaminación ambiental, es decir que podrían emplearse colmenas centinela para monitorear la concentración de pesticidas

en el tiempo y el espacio. La moderada evidencia hallada respecto de que las muestras que presentaron mayor diversidad de tipos polínicos, presentaron menor número de pesticidas deben tomarse con cautela, ya que la correlación encontrada podría ser el resultado de otras variables ocultas. Sin embargo, dado que el estado nutricional es un factor que incrementa la capacidad de *A. mellifera* para hacer frente a pesticidas, y la amplia diversidad de especies melíferas presentes en la región, la tendencia hallada confirma la necesidad de seguir explorando la relación entre los recursos florales y la exposición, ingesta y acumulación de pesticidas en abejas.

Comprobé las predicciones respecto a la asociación entre el aumento del área cultivada de soja y la disminución del rendimiento de miel a escala anual e inter-anual, en Argentina (Capítulo 4). Esto refleja un impacto negativo de la expansión de la agricultura industrial en la principal región apícola de Argentina que, cabe recordar, es uno de los cinco principales países productores y exportadores de miel del mundo. Además, identifiqué que la relación negativa entre el monocultivo de soja y la producción de miel, mediada por la disminución del rendimiento, se dio particularmente a partir del inicio del uso de la semilla de soja genéticamente modificada, asociada al paquete tecnológico que incluye el uso de cantidades crecientes de pesticidas, y en particular del herbicida glifosato. Estos resultados cobran muchísima relevancia dado que la agricultura industrial genera transformaciones a gran escala en los agroecosistemas, e introduce muchos de los factores de estrés para las colmenas de *A. mellifera* (e.g., pérdida de fuentes de alimento por homogeneización del paisaje y uso masivo de herbicidas, exposición a pesticidas).

Si bien existen limitaciones de los estudios correlativos como el aquí presentado, comprobar la causalidad en sistemas reales a gran escala plantea enormes desafíos, ya que la mayoría de las variables no pueden controlarse. Las herramientas estadísticas utilizadas resultaron adecuadas y permitieron evaluar la coherencia de los datos con las hipótesis propuestas. En este sentido, todas las predicciones planteadas resultaron consistentes con la hipótesis, indicando que la evidencia encontrada es robusta. Futuros análisis realizados en el contexto de la agricultura industrial deberán poner a

prueba los mecanismos propuestos en el Capítulo 4 como subyacentes a la disminución del rendimiento de miel, y sus posibles sinergias.

A partir del relevamiento del número de pesticidas (i.e., ingredientes activos) aprobados para uso agrícola en América Latina encontré que en los 10 principales cultivos, se usan 523 ingredientes activos, de los cuales 256, aproximadamente el 50% de ellos, no están aprobados en la Unión Europea, ya sea por su peligrosidad para la salud o para el ambiente. Contrariamente, el 97% de los ingredientes activos prohibidos en América Latina tampoco están aprobados en la Unión Europea. Esta asimetría evidencia notables diferencias en materia de legislación ambiental entre regiones desarrolladas y en desarrollo, siendo estas últimas más débiles en materia de cuidado y protección ambiental y más permisivas en el uso de sustancias peligrosas. De hecho, el 47% de los ingredientes activos aprobados en América Latina está incluido en alguna de las categorías de peligrosidad de la Organización Mundial de la Salud y, aunque muchos de ellos también están aprobados en la Unión Europea, allí son más numerosos los ingredientes activos de menor peligrosidad. Esto significa que en América Latina las regulaciones que admiten el uso de pesticidas peligrosos no contemplan adecuadamente sus efectos sobre la salud humana, o no lo hacen en la misma medida que la Unión Europea. En relación a las posibles explicaciones asociadas a la aprobación de pesticidas, identifiqué que cuanto mayor es la producción (i.e., volumen de producción) y comercialización internacional (i.e., valor y volumen de exportación) de un cultivo, mayor es el número de pesticidas aprobados para su uso sobre el mismo, lo que sugiere que los cultivos económicamente más importantes de la región son los que demandan más cantidad y variedad de pesticidas diferentes. Si bien no todos los pesticidas aprobados son igualmente peligrosos, la asociación positiva entre el número de pesticidas aprobados y el número de ellos que no está aprobado en la Unión Europea, sugiere que también dichos cultivos son los potencialmente más peligrosos, ya que mientras más ingredientes activos se utilicen, mayores son las chances de que algunos de ellos sean peligrosos. Asimismo, aquellos cultivos que no se producen en la Unión Europea, como el café y el azúcar, presentaron una mayor proporción de pesticidas no aprobados en la Unión Europea. Esto podría estar asociado a que, dado que dichos cultivos sólo se

producen en países con legislaciones ambientales débiles, la comercialización de pesticidas peligrosos es más frecuente.

El relevamiento realizado me permitió sistematizar y sintetizar la legislación en materia de uso de pesticidas (i.e., ingredientes activos) en la agricultura Latinoamericana. Sin embargo, es necesario aclarar que el número de ingredientes activos aprobados por cultivo no necesariamente significa que todos ellos se utilizan en esos cultivos o se comercializan en esos países, aunque sí indica que potencialmente un mayor número de compuestos químicos pueden liberarse en el cultivo. Si bien la cantidad o volumen aplicado no arroja información sobre su peligrosidad, la evidencia encontrada indica que cuanto mayor es el número de ingredientes activos aprobados, mayor es el número de ellos que no están aprobados en UE. La revisión de datos llevada a cabo para 8 de los 20 países de la región refuerza la necesidad de contar con datos públicos y accesibles respecto al uso de pesticidas en cada país y a cada escala productiva, una deuda pendiente para la Argentina (Tabla A5.1).

Por último, considero necesario mencionar que la pandemia por COVID-19 y el posterior aislamiento han impedido la conclusión de mi trabajo de campo en la Comarca Andina del paralelo 42, y el posterior análisis de las muestras colectadas. Con dicha información esperaba aportar evidencia para responder los interrogantes sobre el uso de recursos florales por *A. mellifera* en la región y su impacto en la apicultura local desde otros enfoques.

6.2. Implicancias locales

La sistematización de la información existente (hasta el momento dispersa en distintas fuentes), sobre la distribución espacial y temporal de la flora melífera de la región Andino-Norpatagónica, que fuera revisada en el Capítulo 2, es un aporte valioso que se apoya en el conocimiento previo y lo profundiza. Esta herramienta puede ser empleada para el desarrollo planificado de la actividad apícola en la región, a partir del conocimiento de los recursos melíferos disponibles en cada tipo de vegetación del entorno, a cada momento de la temporada de actividad de *A. mellifera*. Asimismo, incrementa el conocimiento de base para líneas de investigación orientadas al desarrollo sustentable de la apicultura regional, en un entorno de áreas

protegidas, con especial énfasis en la protección de polinizadores nativos y las redes de interacciones que forman con plantas nativas.

Como se ha mencionado previamente, la región Andino-Norpatagónica es una de las regiones apícolas extrapampeanas de Argentina que comienzan a tomar relevancia en el mercado nacional. Ello se debe, en parte, a la puesta en valor de las características distintivas de las mieles regionales, especialmente aquellas que se producen en ambientes saludables. La variación en los nutrientes y sustancias volátiles de cada recurso floral visitado por las abejas forrajeras, especialmente del néctar, determina el color, sabor, aroma y textura de la miel cosechada. Es decir, que las características de la miel son consecuencia de la flora melífera de cada lugar (Patrignani et al., 2018) y determinan su valor de mercado.

La presencia de pesticidas en las mieles en contextos productivos de pequeña escala, como fuera evidenciado en el Capítulo 3 para la región Andino-Norpatagónica, debe generar una alerta. De hecho, uno de los motores de expansión de las regiones extrapampeanas es justamente la posibilidad de desarrollar la actividad en ambientes saludables para las abejas, y que generen productos alimenticios inocuos. La contaminación de las mieles, pone en riesgo la salud de los consumidores y la propia actividad apícola, fuente de crecimiento de las economías locales y regionales. No obstante, el uso de dos pesticidas encontrados en las mieles (Clorpirifós-etil y Diclorvos) fue prohibido con posterioridad al muestreo, indicando que la regulación sobre pesticidas es dinámica y puede ser continuamente mejorada. Asimismo, resalta la importancia de realizar monitoreos de pesticidas en mieles para conocer las sustancias que *A. mellifera* incorpora desde el ambiente, y corroborar que se respeten los LMR admitidos en alimentos para consumo humano.

Estudios como el desarrollado en esta tesis, aportan evidencia científica que contradice la idea de inocuidad en contextos agrícola-productivos no industrializados. Mientras que en la región central del país, en un contexto de agricultura intensiva y uso masivo de pesticidas, es esperable encontrar este tipo de contaminantes (Medici et al., 2020; Medici et al., 2022), la región Andino-Norpatagónica ha sido señalada en el pasado como una región libre de contaminación y adecuada para el desarrollo de la apicultura

industrial (Forcone 2008). Si bien desde el punto de vista de la conservación no es deseable el desarrollo de apicultura 'industrial' en la región (i.e., altas densidades de colmenas; circuitos de trashumancia concentrados sobre floraciones específicas), mantener la región como una zona libre de contaminación debería ser en primer lugar una prioridad de salud pública y ambiental, y además una forma de darle un sello de identidad a las mieles producidas localmente, incrementando su valor de mercado y valorizando la producción artesanal.

En términos más generales, una de las posibles causas de la presencia de pesticidas en mieles de la Comarca Andina puede estar asociada al hecho de que las prácticas agrícolas hegemónicas de otras regiones del país se contagien y se adopten en sitios donde históricamente los manejos productivos fueron con bajo o nulo agregado de aportes externos. El uso de pesticidas se promueve desde sus inicios como una herramienta eficaz para el control de plagas y el incremento en el rendimientos de cultivos, es decir con fines productivos, sin considerar el perjuicio sobre el ambiente y otros seres vivos. Como fuera demostrado en el Capítulo 5, en América Latina existe una amplia diversidad de pesticidas aprobados para su uso sobre cultivos de importancia mundial. En la principal zona agrícola de Argentina, predomina la agricultura intensiva con un altísimo agregado de pesticidas. En este contexto, Gras & Hernandez (2016) analizaron cómo la idea de una 'revolución tecnológica' ha sido utilizada por la clase dominante argentina para direccionar el desarrollo agrario del país. El concepto de 'hegemonía' denota un estado de dominación normalizada; es decir, relaciones de poder desiguales que dentro de la población parecen naturalizadas, beneficiosas o inevitables. En la producción agrícola sus efectos se manifiestan en el hecho de que los propios agricultores insisten en que deben tener acceso a estos productos para lograr una mayor productividad (Sanderson 2018), y consideran que sus decisiones no están influenciadas por las empresas biotecnológicas (Stuart & Houser 2018). Estos aspectos merecen recibir mayor atención para comprender y abordar de forma más acabada el uso de pesticidas en la producción de alimentos en cada contexto productivo.

6.3. Implicancias regionales y globales

Los hallazgos presentados en esta tesis apoyan la hipótesis de que la expansión de la agricultura industrial en América Latina es detrimental para la apicultura de la región. Más aún, dado que los factores de estrés evaluados sobre *A. mellifera* generan efectos aún más perjudiciales en otras abejas silvestres y polinizadores (Klein et al., 2017), exponen un escenario desalentador para la propia agricultura regional (Garibaldi et al., 2013). Argentina, Brasil y México, los países más importantes en producción de miel y número de colmenas de la región (Cap. 1, Cap. 4), son también los países con mayor superficie cultivada (Cap. 5, Fig. 5.2), con un gran porcentaje destinado al cultivo de OGM, particularmente de soja y maíz. Además, en Argentina acaba de aprobarse el cultivo de trigo genéticamente modificado resistente a sequía y tolerante a herbicidas más potentes, con apoyo de organismos de ciencia e investigación públicos (MinCyT 2020). Asimismo, México tiene el mayor número de ingredientes activos aprobados para uso agrícola (Cap. 5, Fig. 5.1), mientras que Brasil y Argentina aplican los mayores volúmenes de herbicidas de la región (Cap. 5, Fig. 5.2). Debido a la importancia de la agricultura y la superficie cultivada en los países más grandes de la región, la intensificación convencional de la agricultura y el uso masivo de pesticidas supone un riesgo a gran escala para la apicultura y los polinizadores en general.

No obstante, las prácticas agrícolas convencionales afectan de igual manera a los países de menor superficie, demostrando que es una problemática de dimensiones regionales. Tal es el caso de la producción de café en Costa Rica, donde incluso los productores de pequeña escala utilizan el mismo volumen de herbicidas que los productores de mayor escala, a pesar de realizar mayor laboreo manual en el cultivo (Bellamy 2010). Otro ejemplo lo constituye el cultivo de manzana en Perú, con un 82% de productores aplicando pesticidas sintéticos como organofosforados y carbamatos, y un 62% de ellos reconocieron recurrir a comercios de venta de pesticidas como fuentes de información (Wagner et al., 2016). Sería importante evaluar si la contaminación con residuos de pesticidas en mieles provenientes de la Comarca Andina está asociada a un uso desmedido de estos compuestos químicos como ocurre en otros lugares de América Latina.

El factor común para la profundización de la agricultura convencional son las deficiencias de los gobiernos nacionales y locales de la región para acompañar y aconsejar adecuadamente a los productores agrícolas. En muchos casos los productores carecen de conocimientos o herramientas alternativas para proteger los cultivos. En ese marco prolifera el discurso de las empresas biotecnológicas y productoras de pesticidas (Struelens et al., 2022).

Dado que la mayor producción de alimentos proviene de pequeños agricultores, la adopción de técnicas agrícolas sustentables dentro de dicho grupo es central para alcanzar los Objetivos de Desarrollo Sustentable (ODS) planteados a nivel global hacia 2030 (ONU 2015). Según estimaciones recientes, el 84% de los emprendimientos de producción agrícola ocupan una superficie menor a 2 ha (Lowder et al., 2016). Como se ha mencionado previamente, tanto la pérdida del conocimiento agrícola ancestral como la falta de instrucción sobre prácticas productivas alternativas y más sustentables que la agricultura convencional, redundan en la adopción de prácticas hegemónicas por parte de pequeños productores. Esto podría tener un elevado impacto en la producción de alimentos en América Latina. Además de la presencia de pesticidas en mieles (Cap. 3), entre los cultivos analizados en el Capítulo 5 se encuentran alimentos de consumo cotidiano y básico, como café, azúcar, trigo o arroz, que también se contaminan con el uso de pesticidas peligrosos. De hecho, la mayor parte de los contaminantes ambientales en América Latina, incluidos los pesticidas, se encuentran en la comida y el agua para beber (Souza et al., 2022). De esta forma, el sistema de producción agrícola hegemónico es incompatible de forma directa al menos con 6 de los 17 ODS establecidos (ONU 2015).

En términos más concretos, entre las posibles consecuencias que provoca este escenario pueden mencionarse: problemas en el comercio internacional de alimentos agrícolas y apícolas por contener residuos de pesticidas no admitidos (Capítulo 5) o en concentraciones mayores a las permitidas (Capítulo 3); disminución del volumen de producción de miel regional y potencial desabastecimiento del mercado internacional (Capítulo 4); disminución del rendimiento de la producción agrícola, especialmente aquella que depende de polinización entomófila (Capítulos 4 y 5), afectando el

comercio internacional debido a la importancia de la producción regional a escala global.

Por último, si bien en esta tesis se abordaron los factores de estrés sobre *A. mellifera* por su importancia para la apicultura, es necesario considerar al conjunto de polinizadores, ya que *A. mellifera* por si sola no puede garantizar los servicios de polinización que requieren los cultivos (Garibaldi et al., 2013; Mashilingi et al., 2022). Además, las consecuencias de la intensificación convencional de la agricultura podrían ser superiores para otros polinizadores que las estimadas sobre *A. mellifera*. Mantener y recuperar las poblaciones de polinizadores a nivel global requiere diversificar los agroecosistemas y reducir el uso de biocidas (Thompson et al 2022).

6.4. Conclusiones

La producción de alimentos a nivel global requiere cambios profundos, en pos de mejorar los rendimientos y, al mismo tiempo, la sustentabilidad de las prácticas agrícolas. Si bien las técnicas agrícolas implementadas desde mediados de siglo pasado, permitieron alcanzar rendimientos más elevados, este proceso tuvo como contraparte la generación y/o profundización de desequilibrios ecológicos en los agroecosistemas (e.g., proliferación de plagas). Como fuera evidenciado en esta tesis, la intensificación convencional de la agricultura acrecentó la incidencia de factores de estrés para animales benéficos para los propios cultivos, como es el caso de *A. mellifera* y de otras abejas que garantizan la polinización de los cultivos (Garibaldi et al., 2013). Asimismo, los resultados de esta tesis indican una profundización del círculo virtuoso de dependencia de aportes externos fomentados por la agricultura convencional en la región (Altieri 1995). Incluso, ha quedado demostrado que ciertas prácticas asociadas a la intensificación convencional de la agricultura, como el uso de pesticidas, pueden replicarse en entornos donde predominan formas de producción no convencionales, como en la región Andino-Norpatagónica. Este escenario pone en riesgo tanto la seguridad y soberanía alimentarias, como el derecho a un ambiente sano para la humanidad, y en particular para nuestro país y la región latinoamericana.

Como antítesis a la 'intensificación convencional' de la agricultura se ha propuesto la 'intensificación ecológica' (Cassman 1999, Doré et al 2011).

Este enfoque tiene como objetivo incrementar el rendimiento de los cultivos al mismo tiempo que se minimizan los impactos negativos sobre el medio ambiente y las consiguientes reacciones negativas sobre la productividad agrícola, mediante la integración de la gestión de los servicios ecosistémicos proporcionados por la biodiversidad en los sistemas de producción de cultivos (Bommarco et al., 2013). Algunas de las estrategias propuestas incluyen diversificación de los cultivos, lo cual incrementa potencialmente las fuentes de alimento y refugio para polinizadores, y el Manejo Integrado de Plagas (MIP o 'Integrated Pest Management (IPM)' en inglés), como una herramienta de control biológico de las plagas que atacan los cultivos. Particularmente, el MIP no busca erradicar plagas sino controlarlas manteniendo sus poblaciones por debajo de umbrales de daño económico para los cultivos, lo cual no sólo disminuye la exposición de los seres vivos a compuestos tóxicos sino también los problemas generados por la resistencia de las plagas a los pesticidas (Stenberg 2017). Incluso existe evidencia a gran escala de los beneficios que permite alcanzar en relación a la reducción de costos por menor aplicación de insumos externos como fertilizantes y pesticidas, la reducción del impacto sobre el cambio climático y el incremento de la producción (Cui et al., 2018). Es necesario implementar políticas que faciliten la transición entre la producción agrícola convencional basada en insumos externos y la producción sustentada en los procesos ecosistémicos naturales (Garibaldi et al., 2019). Dichas políticas deben contemplar un abordaje integral, que incluya las visiones de cada actor que participa en el proceso, para la generación de políticas adecuadas a una producción sustentable.

Bibliografía

- Agüero, J. I., Rollin, O., Torretta, J. P., Aizen, M. A., Requier, F. y Garibaldi, L. A. (2018). Impactos de la abeja melífera sobre plantas y abejas silvestres en hábitats naturales. *Revista Ecosistemas*, 27(2): 60–69.
- Agüero, J. I., Pérez-Méndez, N., Torretta, J. P., y Garibaldi, L. A. (2020). Impact of invasive bees on plant-pollinator interactions and reproductive success of plant species in mixed *Nothofagus Antarctica* forests. *Neotropical Entomology*, 49(4), 557-567. <https://doi.org/10.1007/s13744-020-00787-6>
- Aizen, M. A., & Feinsinger, P. (1994). Habitat fragmentation, native insect pollinators, and feral honey bees in Argentine 'Chaco Serrano'. *Ecological applications*, 4(2), 378-392.
- Aizen, M.A., Harder, L., (2009a). The global stock of domesticated honeybee is growing slower than agricultural demand for pollination. *Curr. Biol.* 19, 915–918. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2009.03.071>
- Aizen, M.A., Harder, L., (2009b). The truth about honeybees. *New Sci.* 204, 26-27. [https://doi.org/10.1016/S0262-4079\(09\)62810-4](https://doi.org/10.1016/S0262-4079(09)62810-4)
- Aizen, M.A., Garibaldi, L.A., Dondo, M., (2009c). Expansión de la soja y diversidad de la agricultura argentina. *Ecol. Austral* 19, 45–54.
- Aizen, M. A., Vázquez, D. P., y Smith-Ramírez, C. (2002). Historia natural y conservación de los mutualismos planta-animal del bosque templado de Sudamérica austral. *Revista chilena de historia natural*, 75(1), 79-97.
- Aizen, M. A., Garibaldi, L. A., Cunningham, S. A., & Klein, A. M. (2008a). Long-term global trends in crop yield and production reveal no current pollination shortage but increasing pollinator dependency. *Current biology*, 18(20), 1572-1575.
- Aizen, M. A., Morales, C. L., & Morales, J. M. (2008b). Invasive mutualists erode native pollination webs. *PLoS biology*, 6(2), e31.
- Aizen, M.A., Garibaldi, L.A., Dondo, M., (2009). Expansión de la soja y diversidad de la agricultura argentina. *Ecología Austral* 19, 45-54.
- Aizen, M. A., Morales, C. L., Vázquez, D. P., Garibaldi, L. A., Sáez, A., & Harder, L. D. (2014). When mutualism goes bad: Density-dependent

- impacts of introduced bees on plant reproduction. *New Phytologist*, 204(2), 322–328. <https://doi.org/10.1111/nph.12924>
- Aizen, M.A., Aguiar, S., Biesmeijer, J.C., Garibaldi, L.A., Inouye, D.W., Jung, C., Martins, D.J., Medel, R., Morales, C.L., Ngo, H., Pauw, A., Paxton, R.J., Sáez, A., Seymour, C.L., (2019). Global agricultural productivity is threatened by increasing pollinator dependence without a parallel increase in crop diversification. *Glob. Chang. Biol.* 25, 3516-3527. <https://doi.org/10.1111/gcb.14736>
- Alaux, C., Ducloz, F., Crauser, D., Le Conte, Y., (2010). Diet effects on honeybee immunocompetence. *Biol. Lett.* 6, 562–565. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2009.0986>
- Altieri, M. A. (2018). *Agroecology: the science of sustainable agriculture*. CRC Press.
- Altieri, M., & Pengue, W. (2006). GM soybean: Latin America's new colonizer. *Seedling*, 1, 13-17.
- Al-Waili N, Salom K, Al-Ghamdi A, Ansari MJ. (2012). Antibiotic, pesticide, and microbial contaminants of honey: human health hazards. *Sci World J.* 2012:1–9.
- Anastassiades M, Lehotay SJ, Stajnbaher D, Schenck FJ. (2003). Fast and easy multiresidue method employment acetonitrile extraction/partitioning and “dispersive solid phase extraction” for the determination of pesticide residues in vegetables. *J AOAC Int.* 86:412–431.
- Andow, D. (1983). The extent of monoculture and its effects on insect pest populations with particular reference to wheat and cotton. *Agriculture, ecosystems & environment*, 9(1), 25-35.
- Andrada, A. (2003). Flora utilizada por *Apis mellifera* L. en el sur del Caldenal (Provincia Fitogeográfica del Espinal), Argentina. *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales nueva serie*, 5(2), 329-336.
- Aronne G, Giovanetti M, Guarracino MR, de Micco V. (2012). Foraging rules of flower selection applied by colonies of *Apis mellifera*: ranking and associations of floral sources. *Funct Ecol.* 26(5):1186–1196.
- Balayiannis G, Balayiannis P. (2008). Bee honey as an environmental bioindicator of pesticides' occurrence in six agricultural areas of Greece. *Arch Environ Contam Toxicol.* 55(3):462–470.

- Baquero, M., Lucio-Paredes, A., Vinueza, R. (2013). Desarrollo Territorial con Enfoque de Sistemas Agroalimentarios Localizados (AT - SIAL) Valle del Intag, Ecuador.
- Bargańska Ż, Ślebioda M, Namieśnik J. (2016). Honey bees and their products: Bioindicators of environmental contamination. *Crit Rev Environ Sci Technol.* 46(3):235–248.
- Basílico G, Cogollo-Rueda M, Ionno V, Faggi A, de Cabo L. (2022). The use of glyphosate in regions of Argentina and Colombia and its socio-environmental impacts. In: Naeem M et al., (eds), *Agrochemicals in Soil and Environment*. Springer, pp. 195-212.
- Basilio, A., Noetinger, M., (2002). Análisis polínico de mieles de la región chaqueña: Comparación del origen floral entre las zonas: Domo central y esteros, cañadas y selvas de ribera. *Revista de Investigaciones Agropecuarias* 31, 127-134.
- Bedascarrasbure, E. (2011). Consolidando la apicultura como herramienta de desarrollo. *Gestión innovadora: claves del éxito colectivo*. Programa Nacional Apícola. Ediciones INTA.
- Beekman, M., y Ratnieks, F. L. W. (2000). Long-range foraging by the honey-bee, *Apis mellifera* L. *Functional Ecology*, 14(4), 490-496.
- Bellamy, A.S. Weed control practices on Costa Rican coffee farms: is herbicide use necessary for small-scale producers?. *Agric Hum Values* 28, 167–177 (2011). <https://doi.org/10.1007/s10460-010-9261-2>
- Biesmeijer JC, Roberts SPM, Reemer M, Ohlemüller R, Edwards M, Peeters T, Schaffers AP, Potts SG, Kleukers R, Thomas CD, et al., (2006). Parallel declines in pollinators and insect-pollinated plants in Britain and the Netherlands. *Science.* 313(5785):351–354.
- Blacquièrè T, Smagghe G, Van Gestel CAM, Mommaerts V. (2012). Neonicotinoids in bees: A review on concentrations, side-effects and risk assessment. *Ecotoxicology.* 21(4):973–992.
- Blengino, C., (2013). Sector apícola 2013. Informe de coyuntura 3. Disponible en línea:
http://www.alimentosargentinos.gob.ar/contenido/sectores/otros/apicola/informes/2013_02Feb.pdf

- Blettler, D. C.; Fagúndez, G. A. y Chemez, D. M. 2020. Relevamiento y asignación taxonómica de himenópteros potencialmente polinizadores en un cultivo de soja. *RIA* 46 (1): 25-29.
- Blüthgen, N., y Klein, A. M. (2011). Functional complementarity and specialisation: the role of biodiversity in plant–pollinator interactions. *Basic and applied ecology*, 12(4), 282-291.
- Boedeker, W., Watts, M., Clausing, P., & Marquez, E. (2020). The global distribution of acute unintentional pesticide poisoning: estimations based on a systematic review. *BMC public health*, 20(1), 1-19.
- Bogo, G., de Groot, G. S., Medici, S., Winter, J., Aizen, M. A. y Morales, C. L. (En prensa). Honeys from Patagonia reveal notable pesticide residues in small-scale agricultural landscapes. *International Journal of Pest Management*.
- Bommarco, R., Kleijn, D., Potts, S.G., (2013). Ecological intensification: Harnessing ecosystem services for food security. *Trends Ecol. Evol.* 28, 230-238. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2012.10.012>
- Bordier, C., Klein, S., Le Conte, Y., Barron, A. B., & Alaux, C. (2018). Stress decreases pollen foraging performance in honeybees. *Journal of Experimental Biology*, 221(4), jeb171470.
- Branchiccela, B., Castelli, L., Corona, M., Díaz-Cetti, S., Invernizzi, C., Martínez de la Escalera, G., Mendoza, Y., Santos, E., Silva, C., Zunino, P., Antúnez, K., (2019). Impact of nutritional stress on the honeybee colony health. *Sci. Rep.* 9, 1-11. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-46453-9>
- Brodschneider, R., y Crailsheim, K. (2010). Nutrition and health in honey bees. *Apidologie*, 41(3), 278-294.
- Brodschneider R, Kalcher-Sommersguter E, Kuchling S, Dietemann V, Gray A, Božič J, ..., van der Steen JJ. (2021). CSI pollen: Diversity of honey bee collected pollen studied by citizen scientists. *Insects* 12:987.
- Bünemann, E. K., Schwenke, G. D., & Van Zwieten, L. (2006). Impact of agricultural inputs on soil organisms—a review. *Soil Research*, 44(4), 379-406.
- Cabrera, A.L. (1971). Fitogeografía de la República Argentina. *Boletín De La Sociedad Argentina De Botánica*, 14, 1-2.

- Cabrera, A.L., Willink, A., (1973). Biogeografía de América Latina. Washington DC: Programa Regional de Desarrollo Científico y Tecnológico.
- Cabrera AL. (1976). Regiones fitogeográficas Argentinas, Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería, Segunda Edición, Vol II. Buenos Aires.
- Cabrera, M., Andrada, A., & Gallez, L. (2013). Floración de especies con potencial apícola en el Bosque nativo Formoseño, distrito Chaqueño oriental (Argentina). *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, 48(3-4), 477-491.
- Cadenazzi, L.G., (2009). De granero a aceitera del mundo. Las exportaciones agrarias argentinas entre 1930 y 1970. *Agroalimentaria* 17, 35-50.
- Carson, R. (1962). *Silent spring*. In *Thinking about the environment* (pp. 150-155). Routledge.
- Cassman, K. G. (1999). Ecological intensification of cereal production systems: yield potential, soil quality, and precision agriculture. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 96(11), 5952-5959.
- Chacoff, N.P., Morales, C.L., Garibaldi, L.A., Ashworth, L., Aizen, M.A., (2010). Pollinator dependence of Argentinean agriculture: Current status and temporal analysis. *Am. J. Plant Sci. Biotechnol.* 3, 106-116.
- Chalcoff, V. R., Aizen, M. A., & Galetto, L. (2006). Nectar concentration and composition of 26 species from the temperate forest of South America. *Annals of botany*, 97(3), 413-421.
- Codex Alimentarius. (2001). Revised Codex standard for honey: Codex standard 12-1981, Rev.1 (1987), Rev. 2.
- Colwell MJ, Williams GR, Evans RC, Shutler D. (2017). Honey bee-collected pollen in agro-ecosystems reveals diet diversity, diet quality, and pesticide exposure. *Ecol Evol.* 7:7243-7253.
- Costa LG, Giordano G, Guizzetti M, Vitalone A. (2008). Neurotoxicity of pesticides: A brief review. *Front Biosci.* 13(4):1240–1249.
- Couvillon, M. J. (2012). The dance legacy of Karl von Frisch. *Insectes sociaux*, 59, 297-306.

- Couvillon, M.J., Riddell Pearce, F.C., Acclerton, C. et al., (2015). Honey bee foraging distance depends on month and forage type. *Apidologie* 46, 61–70. <https://doi.org/10.1007/s13592-014-0302-5>
- Cox-Foster DL, Conlan S, Holmes EC, Palacios G, Evans JD, Moran NA, Quan PL, Briese T, Hornig M, Geiser DM, et al., (2007). A metagenomic survey of microbes in honey bee colony collapse disorder. *Science*. 318(5848).
- Crane E. (1984). Bees, honey and pollen as indicators of metals in the environment. *Bee world*. 65(1):47–49.
- Crane, E. (1990). *Bees and beekeeping: science, practice and world resources*. Heinemann Newnes.
- Crane, E. (1999). *The world history of beekeeping and honey hunting*. Routledge.
- Cui, Z., Zhang, H., Chen, X., Zhang, C., Ma, W., Huang, C., ... & Dou, Z. (2018). Pursuing sustainable productivity with millions of smallholder farmers. *Nature*, 555(7696), 363-366.
- da Cunha, N. L., Chacoff, N. P., Sáez, A., Schmucki, R., Galetto, L., Devoto, M., ... & Aizen, M. A. (2023). Soybean dependence on biotic pollination decreases with latitude. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 347, 108376.
- Daniele G, Giroud B, Jabot C, Vulliet E. (2018). Exposure assessment of honeybees through study of hive matrices: analysis of selected pesticide residues in honeybees, beebread, and beeswax from French beehives by LC-MS/MS. *Environ Sci Pollut Res*. 25(7):6145–6153.
- Danner, N., Molitor, A. M., Schiele, S., Härtel, S., y Steffan-Dewenter, I. (2016). Season and landscape composition affect pollen foraging distances and habitat use of honey bees. *Ecological Applications*, 26(6), 1920-1929.
- Datos Agricultura, Ganadería y Pesca, (2018). Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca. <https://datos.magyp.gob.ar/>
- Davis, M. A. (2003). Biotic globalization: does competition from introduced species threaten biodiversity?. *Bioscience*, 53(5), 481-489.

- Davis MA, Grime JP, Thompson K (2000) Fluctuating resources in plant communities: a general theory of invasibility. *J Ecol* 88:528–534
- De Groot, A.P., (1953). Protein and amino acid requirements of the honeybee (*Apis mellifera* L.). *Physiol. Comp. Oecol.* 3, 197-285.
- de Groot, G. S., Aizen, M. A., Sáez, A., & Morales, C. L. (2021). Large-scale monoculture reduces honey yield: The case of soybean expansion in Argentina. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 306, 107203.
- de Groot, G. S.; Svampa, S.; Aizen, M. A.; Schmucki, R.; Morales, C. L.; (2023): Flora melífera de la región Andino-Norpatagónica argentina. Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas. (dataset). <http://hdl.handle.net/11336/183231>
- Debnam, S., Saez, A., Aizen, M. A., & Callaway, R. M. (2021). Exotic insect pollinators and native pollination systems. *Plant Ecology*, 222(9), 1075-1088.
- DeGrandi-Hoffman, G., Chen, Y., Huang, E. y Huang, M. H. (2010). The effect of diet on protein concentration, hypopharyngeal gland development and virus load in worker honey bees (*Apis mellifera* L.). *J. Insect Physiol.* 56, 1184–1191.
- DeGrandi-Hoffman, G., Chen, Y., & Simonds, R. (2013). The effects of pesticides on queen rearing and virus titers in honey bees (*Apis mellifera* L.). *Insects*, 4(1), 71-89.
- DeGrandi-Hoffman, G., Chen, Y., (2015). Nutrition, immunity and viral infections in honeybee. *Curr. Opin. Insect Sci.* 10, 170–176. <https://doi.org/10.1016/j.cois.2015.05.007>
- Desneux, N., Decourtye, A., & Delpuech, J.-M. (2007). The Sublethal Effects of Pesticides on Beneficial Arthropods. *Annual Review of Entomology*, 52(1), 81–106. <https://doi.org/10.1146/annurev.ento.52.110405.091440>
- Devoto, M., Medan, D., & Montaldo, N. H. (2005). Patterns of interaction between plants and pollinators along an environmental gradient. *Oikos*, 109(3), 461-472.
- Dhouib IB, Annabi A, Jallouli M, Marzouki S, Gharbi N, Elfazaa S, Lasram MM. (2016). Carbamates pesticides induced immunotoxicity and carcinogenicity in human: A review. *J Appl Biomed.* 14(2):85–90.

- Di Pasquale, G., Salignon, M., Le Conte, Y., Belzunces, L.P., Decourtye, A., Kretzschmar, A., Suchail, S., Brunet, J.L., Alaux, C., (2013). Influence of pollen nutrition on honeybee health: Do pollen quality and diversity matter? *PLoS One* 8, e72016. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0072016>
- Di Pasquale, G., Alaux, C., Conte, Y. Le, Odoux, J.F., Pioz, M., Vaissière, B.E., Belzunces, L.P., Decourtye, A., (2016). Variations in the availability of pollen resources affect honeybee health. *PLoS One* 11, e0162818. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0162818>
- Díaz A. (2001). Encuestas en valles de riego de la Comarca Andina: Lago Puelo, El Hoyo, Chubut. Informe Final. EPDA-PROSAP-Chubut.
- Dicks LV, Breeze TD, Ngo HT, Senapathi D, An J, Aizen MA, ..., Potts SG. (2021). A global-scale expert assessment of drivers and risks associated with pollinator decline. *Nat Ecol Evol.* 5(10):1453-1461.
- Didham RK, Tylianakis JM, Gemmell NJ, Rand TA, Ewers RM. (2007). Interactive effects of habitat modification and species invasion on native species decline. *Trends Ecol Evol.* 22(9):489–496.
- Doeke, M. A., Frazier, M., y Grozinger, C. M. (2015). Overwintering honey bees: biology and management. *Current opinion in insect science*, 10, 185-193.
- Dolezal, A.G., Carrillo-Tripp, J., Miller, W.A., Bonning, B.C., Toth, A.L., (2015). Pollen contaminated with field-relevant levels of cyhalothrin affects honeybee survival, nutritional physiology, and pollen consumption behaviour. *J. Econ. Ento.* 109, 41-48. <https://doi.org/10.1093/jee/tov301>
- Dolezal, A.G., Carrillo-Tripp, J., Allen Miller, W., Bonning, B.C., Toth, A.L., (2016). Intensively cultivated landscape and varroa mite infestation are associated with reduced honeybee nutritional state. *PLoS One* 11, e0153531. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0153531>
- Dolezal, A.G., Toth, A.L., (2018). Feedbacks between nutrition and disease in honeybee health. *Curr. Opin. Insect Sci.* 26, 114-119. <https://doi.org/10.1016/j.cois.2018.02.006>
- Dolezal, A.G., Clair, A.L.S., Zhang, G., Toth, A.L., O’Neal, M.E., (2019a). Native habitat mitigates feast–famine conditions faced by honeybee in an agricultural landscape. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 116, 25147-25155. <https://doi.org/10.1073/pnas.1912801116>

- Dolezal, A.G., Carrillo-Tripp, J., Judd, T.M., Allen Miller, W., Bonning, B.C., Toth, A.L., (2019b). Interacting stressors matter: Diet quality and virus infection in honeybee health. *R. Soc. Open Sci.* 6, 181803.
<https://doi.org/10.1098/rsos.181803>
- Dominguez, D., Sabatino, P., (2006). Con la soja al cuello: Crónicas de un país hambriento productor de divisas, in: Alimonda, H. (Ed.), *Los Tormentos de La Materia: Aportes Para Una Ecología Política Latinoamericana*. Consejo Latinoamericano de Ciencias Sociales. CLACSO, pp. 249-274. Disponible en línea:
<http://biblioteca.clacso.edu.ar/ar/libros/grupos/hali/C9DominguezSabatino.pdf>
- Doré, T., Makowski, D., Malézieux, E., Munier-Jolain, N., Tchamitchian, M., & Tittone, P. (2011). Facing up to the paradigm of ecological intensification in agronomy: revisiting methods, concepts and knowledge. *European journal of agronomy*, 34(4), 197-210.
- Dormann CF, Schweiger O, Arens P, Augenstein I, Aviron S, Bailey D, Baudry J, Billeter R, Bugter R, Bukáček R, et al., (2008). Prediction uncertainty of environmental change effects on temperate European biodiversity. *Ecol Lett.* 11(3):235–244.
- Dros, J.M., (2004). Manejo del boom de la soja: Dos escenarios sobre la expansión de la producción de la soja en América del Sur. *AIDEnvironment*. Disponible en línea:
http://awsassets.panda.org/downloads/managingthesoyboomspanish_57b6.pdf
- Dyer, A. G., Dorin, A., Reinhardt, V., Garcia, J. E., & Rosa, M. G. (2014). Bee reverse-learning behavior and intra-colony differences: simulations based on behavioral experiments reveal benefits of diversity. *Ecological Modelling*, 277, 119-131.
- Ecobichon, D. J. (2001). Pesticide use in developing countries. *Toxicology*, 160(1-3), 27-33.
- Erickson, E.H., (1975). Effect of honeybee on yield of three soybean cultivars. *Crop Sci.* 15, 84-86.
<https://doi.org/10.2135/cropsci1975.0011183x001500010025x>

- Erickson, E.H., Garment, M.B., (1979). Soya-bean flowers: Nectary ultrastructure, nectar guides, and orientation on the flower by foraging honeybee. *J. Apic. Res.* 18, 3-11.
<https://doi.org/10.1080/00218839.1979.11099935>
- European Commission. (1996). Council Directive 96/23/EC of 29 April 1996 on measures to monitor certain substances and residues thereof in live animals and animal products and repealing Directives 85/358/EEC and 86/469/EEC and Decisions 89/187/EEC and 91/664/EEC. *Off J Eur Union.* 125:10.
- European Commission. (2004). Regulation (EC) 882/2004 of the European parliament and of the council 29 April 2004. *Off J Eur Union.* 165:1–141.
- European Commission. (2006). Review report for the active substance dichlorvos. [último acceso 2021 August 11]. Disponible en línea: https://ec.europa.eu/food/plant/pesticides/eu-pesticides-database/active-substances/?event=as.details&as_id=620
- European Commission. (2011). Review report for the active substance pirimiphos-methyl. [último acceso 2021 August 11]. Disponible en línea: https://ec.europa.eu/food/plant/pesticides/eu-pesticides-database/active-substances/?event=as.details&as_id=294
- European Commission, (2018). Commission Implementing Regulation (EU) 2018/783, 2018/784 and 2018/785. *Off. J. Eur. Union.* . Disponible en línea: <https://eur-lex.europa.eu/homepage.html>
- European Commission. 2019. Final Renewal report for the active substance chlorpyrifos. [último acceso 2021 August 11]. Disponible en línea: <http://ppqs.gov.in/sites/default/files/chlorpyrifos.pdf>
- European Commission (2022). Green Deal: pioneering proposals to restore Europe's nature by 2050 and halve pesticide use by 2030. Disponible en línea: https://ec.europa.eu/commission/presscorner/detail/en/ip_22_3746
- European Commission. Several European countries move to rule out GMOs. Disponible en línea: <https://ec.europa.eu/environment/europeangreencapital/countriesruleoutgmos/>
- Evenson, R. E., & Gollin, D. (2003). Assessing the impact of the Green Revolution, 1960 to 2000. *science*, 300(5620), 758-762.

- Ezcurra, C., y Brion, C. (2005). Plantas del Nahuel Huapi: Catálogo de la Flora Vasculare del Parque Nacional Nahuel Huapi, Argentina. Universidad Nacional del Comahue; Red Latinoamericana de Botánica.
- Fagúndez, G. A., Blettler, D. C., Krumrick, C. G., Bertos, M. A., & Trujillo, C. G. (2016). Do agrochemicals used during soybean flowering affect the visits of *Apis mellifera* L.? Spanish Journal of Agricultural Research, 14(1), e0301-e0301.
- Fagundez, G. A., Reinoso, P. D., & Aceñolaza, P. G. (2016). Caracterización y fenología de especies de interés apícola en el departamento Diamante (Entre Ríos, Argentina).
- FAO (2022). Pesticides use, pesticides trade and pesticides indicators. FAO. <https://doi.org/10.4060/cc0918en>
- FAOSTAT (2018). Food and Agriculture Organization Corporate statistical database. <http://www.fao.org/faostat/en>. Último acceso: diciembre 2018.
- FAOSTAT (2022). Food and Agriculture Organization Corporate Statistical Database. <http://www.fao.org/faostat/en>. Último acceso: diciembre 2022.
- FAOSTAT (2023). Food and Agriculture Organization Corporate Statistical Database. <http://www.fao.org/faostat/en>. Último acceso: febrero 2023.
- Farooqui T. (2013). A potential link among biogenic amines-based pesticides, learning and memory, and colony collapse disorder: A unique hypothesis. *Neurochem Int.* 62(1):122–136.
- Fehlenberg, V., Baumann, M., Gasparri, N.I., Piquer-Rodríguez, M., Gavier-Pizarro, G., Kuemmerle, T., (2017). The role of soybean production as an underlying driver of deforestation in the South American Chaco. *Glob. Environ. Chang.* 45, 24-34. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2017.05.001>
- Fehr, W.R., Caviness, C.E., (1977). Stages of soybean development, special report 80. Iowa State University, Ames. Disponible en línea:<https://lib.dr.iastate.edu/cgi/viewcontent.cgi?article=1076&context=specialreports>
- Ferrari, C., Currao, H., Bessone, J., 2011. La apicultura argentina y sus regiones. Una visión panorámica. Consejo Federal de Inversiones. Disponible en línea:<http://biblioteca.cfi.org.ar/wp-content/uploads/sites/2/2017/06/apicultura-argentina.pdf>

- FILAPI (2018). Declaración de la Ciudad de Montevideo. Federación Latinoamericana de Apicultura. Disponible en línea: <https://filapi.org/declaracion-de-la-ciudad-de-montevideo-filapi-2018/>
- Filipiak, M., Kuszewska, K., Asselman, M., Denisow, B., Stawiarz, E., Woyciechowski, M., y Weiner, J. (2017). Ecological stoichiometry of the honeybee: Pollen diversity and adequate species composition are needed to mitigate limitations imposed on the growth and development of bees by pollen quality. *PLoS One*, 12(8), e0183236.
- Fine, J. D., Cox-Foster, D. L., & Mullin, C. A. (2017). An inert pesticide adjuvant synergizes viral pathogenicity and mortality in honey bee larvae. *Scientific reports*, 7(1), 40499.
- Flora Argentina. Instituto de Botánica Darwinion (CONICET). <http://www.floraargentina.edu.ar>. Ultimo acceso: Mayo 2022.
- Foley, J.A., (2011). Can we feed the world & sustain the planet? *Sci. Am.* 305, 60-65. <https://doi.org/10.1038/scientificamerican1111-60>
- Forcone, A. (2008). Pollen analysis of honey from Chubut (Argentinean Patagonia). *Grana*, 47(2), 147-158.
- Forcone, A. y Muñoz, M. (2009). Palynological and physico-chemical characterisation of honeys from the north-west of Santa Cruz (Argentinean Patagonia). *Grana*, 48(1), 67-76.
- Forcone, A., Ayestarán, G., Kutschker, A., y García, J. (2005). Palynological characterization of honeys from the Andean Patagonia (Chubut, Argentina). *Grana*, 44(3), 202-208.
- Forcone, A., y Kutschker, A. (2006). Floración de las especies de interés apícola en el noroeste de Chubut, Argentina. *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales nueva serie*, 8(2), 151-157.
- Forcone, A., Calderon, A., y Kutschker, A. (2013). Apicultural pollen from the Andean region of Chubut (Argentinean Patagonia). *Grana*, 52(1), 49-58.
- Franklin, E. L., & Raine, N. E. (2019). Moving beyond honeybee-centric pesticide risk assessments to protect all pollinators. *Nature ecology & evolution*, 3(10), 1373-1375.
- Free, J. B., (1993). *Insect pollination of crops*. Academic Press, London. Gaines-Day, HR & C. Gratton, 15, 15.

- Fuhrmann, S., Staudacher, P., Lindh, C., De Joode, B. V. W., Mora, A. M., Winkler, M. S., & Kromhout, H. (2020). Variability and predictors of weekly pesticide exposure in applicators from organic, sustainable and conventional smallholder farms in Costa Rica. *Occupational and environmental medicine*, 77(1), 40-47.
- Gamrat, R., Puc, M., Gałczyńska, M., Bosiacki, M., Witczak, A., & Telesiński, A. (2022). Differences in the Pollen Content of Varieties of Polish Honey from Urban and Rural Apiaries. *Acta Universitatis Cibiniensis. Series E: Food Technology*, 26(1), 109-122.
- Garibaldi, L.A., Pérez-Méndez, N., (2019). Positive outcomes between crop diversity and agricultural employment worldwide. *Ecol. Econ.* 164, 106358. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2019.106358>
- Garibaldi, L.A., Steffan-Dewenter, I., Winfree, R., Aizen, M.A., Bommarco, R., Cunningham, S.A., Kremen, C., ..., Klein, A.M., (2013). Wild pollinators enhance fruit set of crops regardless of honeybee abundance. *Science* 339, 1608-1611. <https://doi.org/10.1126/science.1230200>
- Garibaldi, L. A., Gemmill-Herren, B., D'Annolfo, R., Graeub, B. E., Cunningham, S. A., & Breeze, T. D. (2017). Farming approaches for greater biodiversity, livelihoods, and food security. *Trends in Ecology & Evolution*, 32(1), 68–80.
- Garibaldi, L.A., Andersson, G., Fernández Ferrari, C., Pérez-Méndez, N., (2018). Seguridad alimentaria, medioambiente y nuestros hábitos de consumo. *Ecología Austral* 28, 572–580. <https://doi.org/10.25260/ea.18.28.3.0.768>
- Garibaldi, L. A., Pérez-Méndez, N., Garratt, M. P., Gemmill-Herren, B., Miguez, F. E., & Dicks, L. V. (2019). Policies for ecological intensification of crop production. *Trends in ecology & evolution*, 34(4), 282-286.
- Garibaldi, L. A., Schulte, L. A., Jodar, D. N. N., Carella, D. S. G., & Kremen, C. (2021). Time to integrate pollinator science into soybean production. *Trends in Ecology & Evolution*, 36(7), 573-575.
- Gatica-Arias, A. (2020). The regulatory current status of plant breeding technologies in some Latin American and the Caribbean countries. *Plant Cell, Tissue and Organ Culture (PCTOC)*, 141(2), 229-242.

- GC, Y., & Palikhe, B. R. (2021). From the field to dining table: Pesticides residues. *Journal of Agriculture and Environment*, 22, 1-16.
- Geldmann, J., & González-Varo, J. P. (2018). Conserving honey bees does not help wildlife. *Science*, 359(6374), 392–393.
<https://doi.org/10.1126/science.aar2269>
- Gibbs, H.K., Ruesch, A.S., Achard, F., Clayton, M.K., Holmgren, P., Ramankutty, N., Foley, J.A., (2010). Tropical forests were the primary sources of new agricultural land in the 1980s and 1990s. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 107, 16732-16737. <https://doi.org/10.1073/pnas.0910275107>
- Giller, K. E., Delaune, T., Silva, J. V., Descheemaeker, K., van de Ven, G., Schut, A. G. T., van Wijk, M., Hammond, J., Hochman, Z., Taulya, G., Chikowo, R., Narayanan, S., Kishore, A., Bresciani, F., Teixeira, H. M., Andersson, J. A., & van Ittersum, M. K. (2021). The future of farming: Who will produce our food? *Food Security*, 13(5), 1073-1099.
<https://doi.org/10.1007/s12571-021-01184-6>
- Gómez Riera, P., Bruzone, I. y Kirschbaum, D. S. Visión prospectiva de la cadena de frutas finas al 2030. (2014).
- Goulson D, Lye GC, Darvill B. (2008). Decline and Conservation of Bumble Bees. *Annu Rev Entomol.* 53(1):191–208.
- Goulson, D., Nicholls, E., Botías, C., & Rotheray, E. L. (2015). Bee declines driven by combined stress from parasites, pesticides, and lack of flowers. *Science*, 347(6229), 1255-1257.
- Gras, C., & Hernández, V. (2016). Hegemony, technological innovation and corporate identities: 50 years of agricultural revolutions in Argentina. *Journal of agrarian change*, 16(4), 675-683.
- Grau, H.R., Gasparri, N.I., Aide, T.M., (2005). Agriculture expansion and deforestation in seasonally dry forests of north-west Argentina. *Environ. Conserv.* 32, 140-148. <https://doi.org/10.1017/S0376892905002092>
- Grigoryan K. (2016). Safety of honey. In: Prakash V et al., (eds), *Regulating safety of traditional and ethnic foods*. Academic Press, pp. 217–246.
- Gupta, R.K., Reybroeck, W., van Veen, J. W., & Gupta, A. (2014). *Beekeeping for poverty alleviation and livelihood security*.
- Gurini, L. B., & Basilio, A. (1995). Flora apícola en el Delta del Paraná. *Darwiniana*, 337-346.

- Gwynne, R. N., & Kay, C. (2000). Views from the periphery: futures of neoliberalism in Latin America. *Third world quarterly*, 21(1), 141-156.
- Haile, M. G., Kalkuhl, M., & von Braun, J. (2016). Worldwide acreage and yield response to international price change and volatility: a dynamic panel data analysis for wheat, rice, corn, and soybeans. *American Journal of Agricultural Economics*, 98(1), 172-190.
- Handford, C. E., Elliott, C. T., & Campbell, K. (2015). A review of the global pesticide legislation and the scale of challenge in reaching the global harmonization of food safety standards. *Integrated environmental assessment and management*, 11(4), 525-536.
- Harbo, J. R. (1986). Effect of population size on brood production, worker survival and honey gain in colonies of honeybees. *Journal of Apicultural Research*, 25(1), 22-29.
- Hatjina, F., Papaefthimiou, C., Charistos, L., Dogaroglu, T., Bouga, M., Emmanouil, C., & Arnold, G. (2013). Sublethal doses of imidacloprid decreased size of hypopharyngeal glands and respiratory rhythm of honeybees in vivo. *Apidologie*, 44, 467-480.
- Haydak, M. H. (1970). Honey bee nutrition. *Annual review of entomology*, 15(1), 143-156.
- Hendrickx F, Maelfait JP, Van Wingerden W, Schweiger O, Speelmans M, Aviron S, Augenstein I, Billeter R, Bailey D, Bukacek R, et al., (2007). How landscape structure, land-use intensity and habitat diversity affect components of total arthropod diversity in agricultural landscapes. *J Appl Ecol*. 44(2):340–351.
- Henry, M., Béguin, M., Requier, F., Rollin, O., Odoux, J.F., Aupinel, P., Aptel, J., Tchamitchian, S., Decourtye, A., (2012). A common pesticide decreases foraging success and survival in honeybee. *Science* 336, 348-350. <https://doi.org/10.1126/science.1215039>
- Herbert, E.W., Shimanuki, H., Caron, D., (1977). Optimum protein levels required by honeybee (Hymenoptera, Apidae) to initiate and maintain brood rearing. *Apidologie* 8, 141-146. <https://doi.org/10.1051/apido:19770204>

- Herbert, E. W., Bee, B. y Shimanuki, H. (1978). Chemical Composition and Nutritive Value of Bee-Collected and Bee-Stored Pollen. *Apidologie*9, 33–40.
- Herbert, L.T., Vázquez, D.E., Arenas, A., Farina, W.M., (2014). Effects of field-realistic doses of glyphosate on honeybee appetitive behaviour. *J. Exp. Biol.* 217, 3457-3564. <https://doi.org/10.1242/jeb.109520>
- Hijmans, R. J., Cameron, S. E., Parra, J. L., Jones, P. G., y Jarvis, A. (2005). Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology: A Journal of the Royal Meteorological Society*, 25(15), 1965-1978.
- Hill EF. (2003). Wildlife toxicology of organophosphorus and carbamate pesticides. In: Hoffman DJ, Rattner BA, Burton GA, editors. *Handbook of Ecotoxicology*, 2nd Ed. Boca Raton, FL: Lewis; p. 281–312.
- Hillebrand, H., Bennett, D.M., Cadotte, M.W., (2008). Consequences of dominance: A review of evenness effects on local and regional ecosystem processes. *Ecology* 89, 1510-1520. <https://doi.org/10.1890/07-1053.1>
- Hites RA. (2021). The rise and fall of chlorpyrifos in the United States. *Environ Sci Technol.* 55(3):1354–1358.
- Hofmann, B., Ingold, K., Stamm, C., Ammann, P., Eggen, R. I., Finger, R., ... & Hoffmann, S. (2023). Barriers to evidence use for sustainability: Insights from pesticide policy and practice. *Ambio*, 52(2), 425-439.
- Holmes, M. A., Whitacre, J. V., Bennion, L. D., Poteet, J., & Kuebbing, S. E. (2022). Native-exotic richness relationships in second-growth forests differ along a gradient of land-use history. *Landscape Ecology*, 37(3), 847-859. <https://doi.org/10.1007/s10980-021-01355-y>
- Huang, Z. (2010). Honey bee nutrition. *American Bee Journal*, 150(8), 773-776.
- Hünicken, P. L., Morales, C. L., García, N., & Garibaldi, L. A. (2020). Insect pollination, more than plant nutrition, determines yield quantity and quality in apple and pear. *Neotropical Entomology*, 49(4), 525-532.
- IICA. (2013). *Activación territorial con Enfoque de Sistemas Agroalimentarios Localizados (AT-SIAL): La Comarca Andina del Paralelo 42°, Argentina*. IICA México. ISBN: 978-92-9248-487-3

- Ilyasov, R. A., Lee, M. L., Takahashi, J. I., Kwon, H. W., & Nikolenko, A. G. (2020). A revision of subspecies structure of western honey bee *Apis mellifera*. *Saudi Journal of Biological Sciences*, 27(12), 3615-3621.
- IPBES (2016). The assessment report of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services on pollinators, pollination and food production. S.G. Potts, V. L. Imperatriz-Fonseca, and H. T. Ngo (eds). Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, Bonn, Germany. 552 pages. <https://doi.org/10.5281/zenodo.3402856>
- Jaumann, S., Scudelari, R., & Naug, D. (2013). Energetic cost of learning and memory can cause cognitive impairment in honeybees. *Biology Letters*, 9(4), 20130149.
- Jergentz, S., Mugni, H., Bonetto, C., & Schulz, R. (2005). Assessment of insecticide contamination in runoff and stream water of small agricultural streams in the main soybean area of Argentina. *Chemosphere*, 61(6), 817-826. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2005.04.036>
- Kahl, M.B., (2012). Principales características de los insecticidas utilizados en el cultivo de soja. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA). Disponible en línea:<https://inta.gob.ar/documentos/principales-caracteristicas-de-los-insecticidas-utilizados-en-el-cultivo-de-soja>
- Kahle, D. and Wickham, H. (2013). ggmap: Spatial Visualization with ggplot2. *The R Journal*, 5(1), 144-161. Disponible en línea: <http://journal.r-project.org/archive/2013-1/kahle-wickham.pdf>
- Kairo, G., Poquet, Y., Haji, H., Tchamitchian, S., Cousin, M., Bonnet, M., ... & Brunet, J. L. (2017). Assessment of the toxic effect of pesticides on honey bee drone fertility using laboratory and semifield approaches: A case study of fipronil. *Environmental toxicology and chemistry*, 36(9), 2345-2351.
- Keller, I., Fluri, P., Imdorf, A., (2005). Pollen nutrition and colony development in honeybee: Part I. *Bee World* 86, 3-10. <https://doi.org/10.1080/0005772X.2005.11099641>
- Keswani, C., Dilnashin, H., Birla, H., Roy, P., Tyagi, R. K., Singh, D., ... & Singh, S. P. (2022). Global footprints of organochlorine pesticides: a pan-global survey. *Environmental Geochemistry and Health*, 1-29.

- Kitzberger, T. (2012). Ecotones as complex arenas of disturbance, climate, and human impacts: the trans-Andean forest-steppe ecotone of northern Patagonia. In *Ecotones between forest and grassland* (pp. 59-88). Springer, New York, NY.
- Klein, S., Cabirol, A., Devaud, J. M., Barron, A. B., & Lihoreau, M. (2017). Why bees are so vulnerable to environmental stressors. *Trends in ecology & evolution*, 32(4), 268-278.
- Kline O, Joshi NK. (2020). Mitigating the effects of habitat loss on solitary bees in agricultural ecosystems. *Agriculture* 10(4):115.
- Kremen, C., Iles, A., Bacon, C., (2012). Diversified farming systems: an agroecological, systems-based alternative to modern Industrial Agriculture. *Ecology and Society* 17(4): 44. <http://dx.doi.org/10.5751/ES-05103-170444>
- Krupke, C.H., Hunt, G.J., Eitzer, B.D., Andino, G., Given, K., (2012). Multiple routes of pesticide exposure for honeybee living near agricultural fields. *PLoS One* 7, e29268. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0029268>
- Kumar A, Gill JPS, Bedi JS, Kumar A. (2018). Pesticide residues in Indian raw honeys, an indicator of environmental pollution. *Environ Sci Pollut Res.* 25(34):34005–34016.
- Lajmanovich R.C., Repetti, M.R., Cuzziol Boccioni, A.P., Michlig, M.P., Demonte, L., Attademo, A.M., Peltzer, P.M. (2023) Cocktails of pesticide residues in *Prochilodus lineatus* fish of the Salado River (South America): First record of high concentrations of polar herbicides. *Science of The Total Environment.* 162019. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.162019>.
- Lanza, J., Smith, G. C., Sack, S., & Cash, A. (1995). Variation in nectar volume and composition of *Impatiens capensis* at the individual, plant, and population levels. *Oecologia*, 113-119.
- Legendre, P., & Legendre, L. (2012). *Numerical ecology*. Elsevier.
- Lehotay SJ. (2007). Determination of pesticide residues in foods by acetonitrile extraction and partitioning with magnesium sulfate: collaborative study. *J Aoac Int.* 90:485–520.

- Levenson, H. K., Sharp, A. E., & Tarp, D. R. (2022). Evaluating the impact of increased pollinator habitat on bee visitation and yield metrics in soybean crops. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 331, 107901.
- Lin, C. H., Suresh, S., Matcham, E., Monagan, P., Curtis, H., Richardson, R. T., & Johnson, R. M. (2022). Soybean is a Common Nectar Source for Honey Bees (Hymenoptera: Apidae) in a Midwestern Agricultural Landscape. *Journal of Economic Entomology*, 115(6), 1846-1851.
- Louis LM, Lerro CC, Friesen MC, Andreotti G, Koutros S, Sandler DP, Blair A, Robson MG, Beane Freeman LE. (2017). A prospective study of cancer risk among Agricultural Health Study farm spouses associated with personal use of organochlorine insecticides. *Environ Heal.* 16(1):95.
- Louveaux, J., Maurizio, A., & Vorwohl, G. (1978). Methods of melissopalynology. *Bee world*, 59(4), 139-157.
- Lowder, S. K., Scoet, J., & Raney, T. (2016). The number, size, and distribution of farms, smallholder farms, and family farms worldwide. *World Development*, 87, 16-29.
- Machado, A. M., Miguel, M. G., Vilas-Boas, M., & Figueiredo, A. C. (2020). Honey Volatiles as a Fingerprint for Botanical Origin—A Review on their Occurrence on Monofloral Honeys. *Molecules*, 25(2), Article 2. <https://doi.org/10.3390/molecules25020374>
- Macri, I. N., Vázquez, D. E., Pagano, E. A., Zavala, J. A., & Farina, W. M. (2021). Evaluating the impact of post-emergence weed control in honeybee colonies located in different agricultural surroundings. *Insects*, 12(2), 163.
- Maggi, M., Antúnez, K., Invernizzi, C., Aldea, P., Vargas, M., Negri, P., ... & Eguaras, M. (2016). Honeybee health in South America. *Apidologie*, 47, 835-854.
- Magurran AE. (2003). *Measuring biological diversity*. John Wiley & Sons.
- MAGyP. Mapa de identidad de mieles. Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca (MAGyP). Recurso online: <https://magyp.gob.ar/apicultura/mapa.php>. Último acceso: Mayo 2022
- Maharramov, J., Meeus, I., Maebe, K., Arbetman, M., Morales, C., Graystock, P., ... & Smagghe, G. (2013). Genetic variability of the neogregarine

- Apicystis bombi, an etiological agent of an emergent bumblebee disease. PLoS One, 8(12), e81475.
- Mahmood A, Malik RN, Li J, Zhang G. (2014). Levels, distribution pattern and ecological risk assessment of organochlorines pesticides (OCPs) in water and sediments from two tributaries of the Chenab River, Pakistan. Ecotoxicology. 23(9):1713–1721.
- Main AR, Headley J V., Peru KM, Michel NL, Cessna AJ, Morrissey CA. (2014). Widespread use and frequent detection of neonicotinoid insecticides in wetlands of Canada's prairie pothole region. PLoS One. 9(3):e92821.
- Mallinger, R. E., Gaines-Day, H. R., & Gratton, C. (2017). Do managed bees have negative effects on wild bees?: A systematic review of the literature. PloS One, 12(12), e0189268.
- Manzanal, M., (2017). Territorio, poder y sojización en el cono sur latinoamericano. El caso argentino. Mundo Agrario 18, 1-26. <https://doi.org/10.24215/15155994e048>
- Marceau, J., Boily, R., Perron, J.M., (1990). The relationship between hive productivity and honeybee flight activity. J. Api. Res. 29, 28-34. <https://doi.org/10.1080/00218839.1990.11101194>
- Mashilingi, S. K., Zhang, H., Garibaldi, L. A., & An, J. (2022). Honeybees are far too insufficient to supply optimum pollination services in agricultural systems worldwide. Agriculture, Ecosystems & Environment, 335, 108003.
- Massaccesi, C.A. (2002). Manual de Apicultura en la Patagonia Andina. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA). <https://inta.gob.ar/documentos/manual-de-apicultura-en-patagonia-andina>.
- Matias, D. M. S., Borgemeister, C., & von Wehrden, H. (2017). Thinking beyond Western commercial honeybee hives: Towards improved conservation of honey bee diversity. Biodiversity and Conservation, 26, 3499-3504.
- Mattila, H. R., & Otis, G. W. (2006). Influence of pollen diet in spring on development of honey bee (Hymenoptera: Apidae) colonies. Journal of economic entomology, 99(3), 604-613.

- Maxim L, van der Sluijs J. (2013). Seed-dressing systemic insecticides and honeybees. In: Late lessons from early warnings: science, precaution, innovation: European Environment Agency (EEA); p. 401–434.
- Mayack, C., & Naug, D. (2015). Starving honeybees lose self-control. *Biology letters*, 11(1), 20140820.
- McGregor, S.E. (1976). *Insect Pollination of Cultivated Crop Plants*, U.S.D.A. Handbook 496 (Washington: U.S. Department of Agriculture, Agricultural Research Service).
- McKinney ML (2006) Correlated non-native species richness of birds, mammals, herptiles and plants: scale effects of area, human population and native plants. *Biol Invasions* 8:415–425
- Medici, S.K., Blando, M., Sarlo, E., Maggi, M., Espinosa, J.P., Ruffinengo, S., Bianchi, B., Eguaras, M., Recavarren, M., (2020). Pesticide residues used for pest control in honeybee colonies located in agroindustrial areas of Argentina. *Int. J. Pest Manag.* 1-10.
<https://doi.org/10.1080/09670874.2019.1597996>
- Medici, S. K., Maggi, M. D., Galetto, L., del Rosario Iglesias, M., Sarlo, E. G., Recavarren, M. I., ... & Eguaras, M. J. (2022). Influence of the agricultural landscape surrounding *Apis mellifera* colonies on the presence of pesticides in honey. *Apidologie*, 53(2), 21.
- Meixner, M. D. (2010). A historical review of managed honey bee populations in Europe and the United States and the factors that may affect them. *Journal of invertebrate pathology*, 103, S80-S95.
- Miah, S. J., Hoque, A., Paul, A., & Rahman, A. (2014). Unsafe use of pesticide and its impact on health of farmers: a case study in Burichong Upazila, Bangladesh. *cancer*, 21(3), 22-30.
- Michener, C. D. (2000). *The Bees Of The World*. The Johns Hopkins University Press.
- MinCyT (2020). El MINCYT, CONICET y Universidad Nacional del Litoral anunciaron la aprobación del trigo HB4® en Argentina. Ministerio de Ciencia, Tecnología e Innovación. Disponible en línea: <https://www.argentina.gob.ar/noticias/el-mincyt-conicet-y-universidad-nacional-del-litoral-anunciaron-la-aprobacion-del-trigo>

- Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca (2010). Plan estratégico agroalimentario Argentina 2010-2020. Disponible en línea:<https://inta.gob.ar/documentos/pea%C2%B2-argentina-lider-agroalimentario-2010-2020>
- Morales, C. L., y Aizen, M. A. (2002). Does invasion of exotic plants promote invasion of exotic flower visitors? A case study from the temperate forests of the southern Andes. *Biological Invasions*, 4(1), 87-100.
- Motta, E.V.S., Raymann, K., Moran, N.A., (2018). Glyphosate perturbs the gut microbiota of honeybee. *Natl. Acad. Sci.* 115, 10305–10310. <https://doi.org/10.1073/pnas.1803880115>
- Muggeo, V.M.R., (2003). Estimating regression models with unknown break-points. *Stat. Med.* 22, 3055-3071. <https://doi.org/10.1002/sim.1545>
- Mullin, C.A., Frazier, M., Frazier, J.L., Ashcraft, S., Simonds, R., vanEngelsdorp, D., Pettis, J.S., (2010). High levels of miticides and agrochemicals in North American apiaries: Implications for honeybee health. *PLoS One* 5, e9754. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0009754>
- Murray, D. L. (1994). *Cultivating crisis: the human cost of pesticides in Latin America*. University of Texas Press.
- Naab, O. A., Caccavari, M. A., Troaini, H., y Ponce, A. (2001). *Melisopalinología y su relación con la vegetación en el Departamento de Utracán, La Pampa, Argentina*.
- Naab, O., y Tamame, M. A. (2007). Flora apícola primaveral en la región del Monte de la Provincia de La Pampa (Argentina). *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, 42(3-4), 251-259.
- Naturaleza de Derechos, (2019). Acción judicial por las abejas. Disponible en línea: <http://www.naturalezadederechos.org/abejas4.htm>
- Naug, D., (2009). Nutritional stress due to habitat loss may explain recent honeybee colony collapses. *Biol. Conserv.* 142, 2369–2372. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.04.007>
- Negri, P., Maggi, M. D., Ramirez, L., De Feudis, L., Szwarski, N., Quintana, S., Eguaras, M. & Lamattina, L. (2015). Abscisic acid enhances the immune response in *Apis mellifera* and contributes to the colony fitness. *Apidologie*, 46, 542-557.

- Neumann, P., & Carreck, N. L. (2010). Honey bee colony losses. *Journal of apicultural research*, 49(1), 1-6.
- Ngowi, A. V., Wesseling, C., & London, L. (2020). Developing countries: pesticide health impacts. In *Managing Human and Social Systems* (pp. 221-226). CRC Press.
- Nicolson, S. W. (2011). Bee food: the chemistry and nutritional value of nectar, pollen and mixtures of the two. *African Zoology*, 46(2), 197-204.
- Nicolson, S. W., & Human, H. (2013). Chemical composition of the 'low quality' pollen of sunflower (*Helianthus annuus*, Asteraceae). *Apidologie*, 44, 144-152.
- Oberemok, V. V., Laikova, K. V., Gninenko, Y. I., Zaitsev, A. S., Nyadar, P. M., & Adeyemi, T. A. (2015). A short history of insecticides. *Journal of Plant Protection Research*, 55(No 3). <https://doi.org/10.1515/jppr-2015-0033>
- Obregon D, Guerrero OR, Stashenko E, Poveda K. (2021). Natural habitat partially mitigates negative pesticide effects on tropical pollinator communities. *Glob Ecol Conserv*. 28:e01668.
- Odoux, J. F., Feuillet, D., Aupinel, P., Loublier, Y., Tasei, J. N., & Mateescu, C. (2012). Territorial biodiversity and consequences on physico-chemical characteristics of pollen collected by honey bee colonies. *Apidologie*, 43(5), 561-575.
- Oksanen J, Simpson G, Blanchet F, Kindt R, Legendre P, Minchin P, O'Hara R, Solymos P, Stevens M, Szoecs E, Wagner H, ..., Weedon J (2022). *_vegan: Community Ecology Package_*. R package version 2.6-2, <<https://CRAN.R-project.org/package=vegan>>.
- Olisah, C., Okoh, O. O., & Okoh, A. I. (2020). Occurrence of organochlorine pesticide residues in biological and environmental matrices in Africa: A two-decade review. *Heliyon*, 6(3), e03518.
- ONU (2015). *Objetivos de Desarrollo Sostenible*. Organización de Naciones Unidas. Disponible en línea: <https://www.un.org/sustainabledevelopment/es/objetivos-de-desarrollo-sostenible/>
- Orians, G. H. y Pearson, N.E. (1979). On the theory of central place foraging. *Analysis of ecological systems*, 157-177.

- Osojnik, (2018). El otro riesgo de los agrotóxicos. Página 12 online.
Disponible en línea: <https://www.pagina12.com.ar/115771-el-otro-riesgo-de-los-agrotoxicos>
- Páez, S., (2016). Soja en Argentina a principios del siglo XXI: El sistema agropecuario y la competencia por el uso del suelo productivo. Cuaderno de Economía Crítica 5, 135-169.
- Paganelli, A., Gnazzo, V., Acosta, H., López, S.L., Carrasco, A.E., (2010). Glyphosate-based herbicides produce teratogenic effects on vertebrates by impairing retinoic acid signaling. *Chem. Res. Toxicol.* 23, 1586-1595.
<https://doi.org/10.1021/tx1001749>
- Pamminger T, Botías C, Goulson D, Hughes WOH. (2018). A mechanistic framework to explain the immunosuppressive effects of neurotoxic pesticides on bees. *Funct Ecol.* 32(8):1921–1930.
- Paredes, D., Rosenheim, J. A., Chaplin-Kramer, R., Winter, S., & Karp, D. S. (2021). Landscape simplification increases vineyard pest outbreaks and insecticide use. *Ecology letters*, 24(1), 73-83.
- Patrignani, M., Fagúndez, G. A., Tananaki, C., Thrasyvoulou, A., y Lupano, C. E. (2018). Volatile compounds of Argentinean honeys: Correlation with floral and geographical origin. *Food Chemistry*, 246, 32-40.
- Payán-Rentería, R., Garibay-Chavez, G., Rangel-Ascencio, R., Preciado-Martínez, V., Muñoz-Islas, L., Beltrán-Miranda, C., ... & De Celis, R. (2012). Effect of chronic pesticide exposure in farm workers of a Mexico community. *Archives of environmental & occupational health*, 67(1), 22-30.
- Pengue, W., (2001). Impactos de la expansión de la soja en Argentina. Globalización, desarrollo agropecuario e ingeniería genética: Un modelo para armar. *Revista Biodiversidad* 29, 7-14.
- Pengue, W., Altieri, M., (2005). La soja transgénica en América Latina. Una maquinaria de hambre, deforestación y devastación socio ecológica. *Ecología política* 30, 87-94.
- Peri, P. L., Tejera, L. E., Amico, I. L., Von Müller, A., Martínez Pastur, G. J., Bava, J. O., ... & Huertas, L. M. (2016). Estado de situación del sector forestal en Patagonia Sur. Centro Regional Patagonia Sur, INTA.

- Perry, C. J., Søvik, E., Myerscough, M. R., & Barron, A. B. (2015). Rapid behavioral maturation accelerates failure of stressed honey bee colonies. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 112(11), 3427-3432.
- Pettis, J. S., VanEngelsdorp, D., Johnson, J., & Dively, G. (2012). Pesticide exposure in honey bees results in increased levels of the gut pathogen *Nosema*. *Naturwissenschaften*, 99, 153-158.
- Pietrantuono, A. L., Requier, F., Fernández-Arhex, V., Winter, J., Huerta, G., y Guerrieri, F. (2019). Honeybees generalize among pollen scents from plants flowering in the same seasonal period. *Journal of Experimental Biology*, 222(21), jeb201335.
- Pimentel, D. (1996). Green revolution agriculture and chemical hazards. *Science of the total environment*, 188, S86-S98.
- Pinheiro, J., Bates, D., DebRoy, S., Sarkar, D., Team, R.C., (2017). nlme: Linear and nonlinear mixed effects models. . Disponible en línea: <https://cran.r-project.org/package=nlme>
- Popp, J., Pető, K., & Nagy, J. (2013). Pesticide productivity and food security. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 33(1), 243–255. <https://doi.org/10.1007/s13593-012-0105-x>
- Porrini C, Ghini S, Girotti S, Sabatini AG, Gattavecchia E, Celli G. (2002). 11 Use of honey bees as bioindicators of environmental pollution in Italy. In: Devillers J and Pham-Delègue M-H (eds), *Honey bees: estimating the environmental impact of chemicals*. Taylor & Francis, pp. 186–247.
- Potapowicz, J., Lambropoulou, D., Nannou, C., Koziół, K., & Polkowska, Ż. (2020). Occurrences, sources, and transport of organochlorine pesticides in the aquatic environment of Antarctica. *Science of the Total Environment*, 735, 139475.
- Potts, S. G., Biesmeijer, J. C., Kremen, C., Neumann, P., Schweiger, O., & Kunin, W. E. (2010a). Global pollinator declines: trends, impacts and drivers. *Trends in ecology & evolution*, 25(6), 345-353.
- Potts, S. G., Roberts, S. P., Dean, R., Marris, G., Brown, M. A., Jones, R., ... & Settele, J. (2010b). Declines of managed honey bees and beekeepers in Europe. *Journal of apicultural research*, 49(1), 15-22.
- Potts, S.G., Imperatriz-Fonseca, V., Ngo, H.T., Aizen, M.A., Biesmeijer, J.C., Breeze, T.D., Dicks, L. V., Garibaldi, L.A., Hill, R., Settele, J., Vanbergen,

- A.J., (2016a). Safeguarding pollinators and their values to human well-being. *Nature* 540, 220-229. <https://doi.org/10.1038/nature20588>
- Potts, S. G., Ngo, H. T., Biesmeijer, J. C., Breeze, T. D., Dicks, L. V., Garibaldi, L. A., ... & Vanbergen, A. (2016b). The assessment report of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services on pollinators, pollination and food production.
- POWO (2022). "Plants of the World Online. Facilitated by the Royal Botanic Gardens, Kew. Published on the Internet; <http://www.plantsoftheworldonline.org/>. Retrieved 10 December 2022.
- PPDB. (2021a). Pesticide Properties DataBase: Chlorpyrifos. University of Hertfordshire. [último acceso 2021 August 11]. <http://sitem.herts.ac.uk/aeru/ppdb/en/Reports/154.htm>
- PPDB. (2021b). Pesticide Properties DataBase: Dichlorvos. University of Hertfordshire. [último acceso 2021 August 11]. <http://sitem.herts.ac.uk/aeru/ppdb/en/Reports/220.htm>
- PPDB. (2021c). Pesticide Properties DataBase: Cypermethrin. University of Hertfordshire. [último acceso 2021 August 11]. <http://sitem.herts.ac.uk/aeru/ppdb/en/Reports/197.htm>
- Prado, A., Pioz, M., Vidau, C., Requier, F., Jury, M., Crauser, D., ... & Alaux, C. (2019). Exposure to pollen-bound pesticide mixtures induces longer-lived but less efficient honey bees. *Science of the Total Environment*, 650, 1250-1260.
- Pretty, J. (2007). Agricultural sustainability: Concepts, principles and evidence. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 363(1491), 447–465. <https://doi.org/10.1098/rstb.2007.2163>
- Quadri-Adrogué, A., Pon, J. P. S., García, G. O., Castano, M. V., Copello, S., Favero, M., & Miglioranza, K. S. B. (2021). Chlorpyrifos and persistent organic pollutants in feathers of the near threatened Olrog's Gull in southeastern Buenos Aires Province, Argentina. *Environmental Pollution*, 272, 115918.
- Queimaliños, C., Reissig, M., Pérez, G. L., Cárdenas, C. S., Gereá, M., García, P. E., ... y Diéguez, M. C. (2019). Linking landscape heterogeneity with lake dissolved organic matter properties assessed through absorbance and fluorescence spectroscopy: Spatial and seasonal

- patterns in temperate lakes of Southern Andes (Patagonia, Argentina). *Science of the total environment*, 686, 223-235.
- R Core Team, (2015). R: A language and environment for statistical computing. . Disponible en línea: <http://www.r-project.org/>.
- R Core Team (2022). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponible en línea: <https://www.R-project.org/>.
- Rabaglio, M.D., Castignani, H., (2015). Exportaciones apícolas por provincial de origen. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA). Disponible en línea: <https://inta.gob.ar/documentos/exportaciones-apicol>
- Ramankutty, N., Mehrabi, Z., Waha, K., Jarvis, L., Kremen, C., Herrero, M., & Rieseberg, L. H. (2018). Trends in global agricultural land use: implications for environmental health and food security. *Annual review of plant biology*, 69, 789-815.
- Ratnieks FLW, Carreck NL. (2010). Clarity on honey bee collapse? *Science*. 327(5962).
- Rehman H, Aziz AT, Saggi S, Abbas ZK, Mohan A, Ansari AA. (2014). Systematic review on pyrethroid toxicity with special reference to deltamethrin. *J Entomol Zool Stud*. 2(26):60–70.
- Rehman, S., & Waliullah, M. I. S. (2012). Chlorpyrifos-induced neuro-oxidative damage in bee. *Toxicology and Environmental Health Sciences*, 4(1), 30-36.
- RENAPA. Registro Nacional de Productores Apícolas. Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca (MAGyP). Recurso online: <https://datos.magyp.gob.ar/dataset/registro-nacional-de-productores-apicolos>. Último acceso: Mayo 2022.
- Requier, F. (2019). Honey bees in latin america. In *Phylogenetics of bees* (pp. 206-221). CRC Press.
- Requier, F., Odoux, J.F., Tamic, T., Moreau, N., Henry, M., Decourtye, A., Bretagnolle, V., (2015). Honeybee diet in intensive farmland habitats reveals an unexpectedly high flower richness and a major role of weeds. *Ecol. Appl.* 25, 881–890. <https://doi.org/10.1890/14-1011.1>

- Requier, F., Odoux, J. F., Henry, M., & Bretagnolle, V. (2017). The carry-over effects of pollen shortage decrease the survival of honeybee colonies in farmlands. *Journal of applied ecology*, 54(4), 1161-1170.
- Requier, F., Antúnez, K., Morales, C.L., Aldea Sánchez, P., Castilhos, D., Garrido, P.M., Giacobino, A., Reynaldi, F.J., Rosso Londoño, J.M., Santos, E., Garibaldi, L.A., (2018a). Trends in beekeeping and honeybee colony losses in Latin America. *J. Apic. Res.* 57, 657-662.
<https://doi.org/10.1080/00218839.2018.1494919>
- Requier, F., Andersson, G. K., Oddi, F. J., Garcia, N., & Garibaldi, L. A. (2018b). Perspectives from the survey of honey bee colony losses during 2015–2016 in Argentina. *Bee World*, 95(1), 9-12.
- Reserva de Biósfera andino norpatagónica. Disponible en línea:
http://biosferapatagonica.org/quienes_somos/index.html
- Rinderer, T. E., Rothenbuhler, W. C. y Gochnauer, T. A. The influence of pollen on the susceptibility of honey-bee larvae to *Bacillus* larvae. *J. Invertebr. Pathol.* 23, 347–350 (1974).
- Rinderer, T. E. y Elliott KD. Worker honey bee response to infection with *Nosema apis* influence of diet (2017).
- Rotterdam Convention (2022). Disponible en línea: <http://www.pic.int/>
- Roulston, T.H., Cane, J.H., (2000). Pollen nutritional content and digestibility for animals. *Plant Syst. Evol.* 222, 187–209.
<https://doi.org/10.1007/BF00984102>
- Roulston, T. A. H., Cane, J. H., y Buchmann, S. L. (2000). What governs protein content of pollen: pollinator preferences, pollen–pistil interactions, or phylogeny?. *Ecological monographs*, 70(4), 617-643.
- Sáez A, Morales CL, Garibaldi LA, Aizen MA. (2017). Invasive bumble bees reduce nectar availability for honey bees by robbing raspberry flower buds. *Basic Appl Ecol.* 19:26–35.
- Salgado, C. R., Pieszko, G., y Tellería, M. C. (2014). Aporte de la Melisopalínología al conocimiento de la flora melífera de un sector de la Provincia Fitogeográfica Chaqueña, Argentina. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, 49(4), 513-524.

- Sanchez, C., Castignani, H., Rabaglio, M., (2018). El mercado apícola internacional. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA). Disponible en línea: https://inta.gob.ar/sites/default/files/inta_cicpes_instdeconomia_sanchez_mercado_apicola_internacion
- Sande, S.O., Crewe, R.M., Raina, S.K., Nicolson, S.W., Gordon, I., (2009). Proximity to a forest leads to higher honey yield: Another reason to conserve. *Biol. Conserv.* 142, 2703-2709. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.06.023>
- Sanderson Bellamy, A. Profit and hegemony in agribusiness. *Nature Plants* 4, 867–868 (2018). <https://doi.org/10.1038/s41477-018-0296-5>
- Satorre, E.H., 2005. Cambios tecnológicos en la agricultura argentina actual. *Ciencia Hoy* 87, 24-31.
- Schmehl, D. R., Teal, P. E., Frazier, J. L., & Grozinger, C. M. (2014). Genomic analysis of the interaction between pesticide exposure and nutrition in honey bees (*Apis mellifera*). *Journal of insect physiology*, 71, 177-190.
- Schmidt, J. O., Thoenes, S. C., y Levin, M. D. (1987). Survival of honey bees, *Apis mellifera* (Hymenoptera: Apidae), fed various pollen sources. *Annals of the Entomological Society of America*, 80(2), 176-183.
- Scofield, H. N., & Mattila, H. R. (2015). Honey bee workers that are pollen stressed as larvae become poor foragers and waggle dancers as adults. *Plos one*, 10(4), e0121731.
- Schneider, S.S., DeGrandi-Hoffman, G., & Smith, D. R. (2004). The African honey bee: factors contributing to a successful biological invasion. *Annual Reviews in Entomology*, 49(1), 351-376.
- Seeley, T. D. (1985). *Honeybee ecology: a study of adaptation in social life* (Vol. 44). Princeton University Press.
- Seeley, T. D., y Visscher, P. K. (1985). Survival of honeybees in cold climates: the critical timing of colony growth and reproduction. *Ecological Entomology*, 10(1), 81-88.
- Sella, A., (2012). Carta al gobernador de Salta: Vulneración a los derechos de pobladores criollos e indígenas por deslindes y desmontes irregulares. . Disponible en línea: <http://www.dpn.gob.ar/articulo.php?id=117&pagN=1>

- Sharma, A., Kumar, V., Shahzad, B., Tanveer, M., Sidhu, G. P. S., Handa, N., Kohli, S. K., Yadav, P., Bali, A. S., Parihar, R. D., Dar, O. I., Singh, K., Jasrotia, S., Bakshi, P., Ramakrishnan, M., Kumar, S., Bhardwaj, R., & Thukral, A. K. (2019). Worldwide pesticide usage and its impacts on ecosystem. *SN Applied Sciences*, 1(11), 1446.
<https://doi.org/10.1007/s42452-019-1485-1>
- Shipley, B., (2000). *Cause and Correlation in Biology. A User's Guide to Path Analysis, Structural Equations and Causal Inference*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
<https://doi.org/10.1017/cbo9781139979573>
- Shipley, B., (2009). Confirmatory path analysis in a generalized multilevel context. *Ecology* 90, 363–368. <https://doi.org/10.1890/08-1034.1>
- Sidhu GK, Singh S, Kumar V, Dhanjal DS, Datta S, Singh J. (2019). Toxicity, monitoring and biodegradation of organophosphate pesticides: A review. *Crit Rev Environ Sci Technol*. 49(13):1135–1187.
- Simone-Finstrom, M., Li-Byarlay, H., Huang, M. H., Strand, M. K., Rueppell, O., & Tarpy, D. R. (2016). Migratory management and environmental conditions affect lifespan and oxidative stress in honey bees. *Scientific reports*, 6(1), 32023.
- Siviter, H., Bailes, E. J., Martin, C. D., Oliver, T. R., Koricheva, J., Leadbeater, E., & Brown, M. J. (2021). Agrochemicals interact synergistically to increase bee mortality. *Nature*, 596(7872), 389-392.
- Smart, M., Pettis, J., Rice, N., Browning, Z., Spivak, M., (2016). Linking measures of colony and individual honeybee health to survival among apiaries exposed to varying agricultural land use. *PLoS One* 11, e0152685. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0152685>
- Smith, G.W., Debinski, D.M., Scavo, N.A., Lange, C.J., Delaney, J.T., Moranz, R.A., Miller, J.R., Engle, D.M., Toth, A.L., (2016). Bee abundance and nutritional status in relation to grassland management practices in an agricultural landscape. *Environ. Entomol.* 45, 338–347.
<https://doi.org/10.1093/ee/nvw005>
- Sokal, R.R., & Rohlf, F.J., (1981). *Biometry: The Principles And Practice Of Statistics In Biological Research*. <https://doi.org/10.2307/2343822>

- SOLATINA (2023). Monitoreo de pérdidas de colmenas. Sociedad Latinoamericana de Investigación en Abejas. Disponible en línea: <https://solatina.org/temas-de-estudio/monitoreo/>
- Somerville, D.C. Nutritional Value of Bee Collected Pollens; The Rural Industries Research and Development Corporation: Wagga Wagga, NSW, Australia, 2001.
- Souza, M. C. O., Rocha, B. A., Adeyemi, J. A., Nadal, M., Domingo, J. L., & Barbosa Jr, F. (2022). Legacy and emerging pollutants in Latin America: A critical review of occurrence and levels in environmental and food samples. *Science of The Total Environment*, 157774.
- Speziale, K. L., & Ezcurra, C. (2011). Patterns of alien plant invasions in northwestern Patagonia, Argentina. *Journal of Arid Environments*, 75(10), 890-897.
- Standifer, L.N., (1967). A comparison of the protein quality of pollens for growth-stimulation of the hypopharyngeal glands and longevity of honeybee, *Apis mellifera* L. (Hymenoptera: Apidae). *Insectes Soc.* 14, 415-425. <https://doi.org/10.1007/BF02223687>
- Staudacher, P., Brugger, C., Winkler, M. S., Stamm, C., Farnham, A., Mubeezi, R., Eggen, R. I. L., & Günther, I. (2021). What agro-input dealers know, sell and say to smallholder farmers about pesticides: A mystery shopping and KAP analysis in Uganda. *Environmental Health*, 20(1), 100. <https://doi.org/10.1186/s12940-021-00775-2>
- Steffan-Dewenter, I., y Kuhn, A. (2003). Honeybee foraging in differentially structured landscapes. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 270(1515), 569-575.
- Stehle, S., & Schulz, R. (2015). Agricultural insecticides threaten surface waters at the global scale. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 112(18), 5750–5755. <https://doi.org/10.1073/pnas.1500232112>
- Steinhauer, N., Kulhanek, K., Antúnez, K., Human, H., Chantawannakul, P., & Chauzat, M. P. (2018). Drivers of colony losses. *Current opinion in insect science*, 26, 142-148.
- Stenberg, J. A. (2017). A conceptual framework for integrated pest management. *Trends in plant science*, 22(9), 759-769.

- Stout JC, Morales CL. (2009). Ecological impacts of invasive alien species on bees. *Apidologie*. 40(3):388–409.
- Struelens, Q. F., Rivera, M., Alem Zabalaga, M., Ccanto, R., Quispe Tarqui, R., Mina, D., Carpio, C., Yumbra Mantilla, M. R., Osorio, M., Roman, S., Muñoz, D., & Dangles, O. (2022). Pesticide misuse among small Andean farmers stems from pervasive misinformation by retailers. *PLOS Sustainability and Transformation*, 1(6), e0000017.
<https://doi.org/10.1371/journal.pstr.0000017>
- Stuart, D., & Houser, M. (2018). Producing compliant polluters: seed companies and nitrogen fertilizer application in US corn agriculture. *Rural Sociology*, 83(4), 857-881.
- Tang W, Wang DI, Wang J, Wu Z, Li L, Huang M, ... Yan D. (2018). Pyrethroid pesticide residues in the global environment: an overview. *Chemosphere*. 191:990–1007.
- Tang, F. H., Lenzen, M., McBratney, A., & Maggi, F. (2021). Risk of pesticide pollution at the global scale. *Nature Geoscience*, 14(4), 206-210.
- Tatton, J. O. G., & Ruzicka, J. H. A. (1967). Organochlorine pesticides in Antarctica. *Nature*, 215(5099), 346-348.
- Tautz, J. *The buzz about bees: biology of a superorganism*. Springer 53, (1989).
- Tellería, M. C. (1995). Plantas de importancia apícola del Distrito Oriental de la Región Pampeana (Argentina). *Bol. Soc. Argent. Bot*, 30(3-4), 131-136.
- Tette PAS, Guidi LR, De Abreu Glória MB, Fernandes C. (2016). Pesticides in honey: A review on chromatographic analytical methods. *Talanta*. 149:124–141.
- Thompson HM. (2003). Behavioural effects of pesticides in bees - Their potential for use in risk assessment. *Ecotoxicology*. 12(1–4):317–330.
- Thompson, A., Mupepele, A. C., & Klein, A. M. (2022). Silent summer? Biodiversity loss, insect decline, and a call for conservation. *GAIA- Ecological Perspectives for Science and Society*, 31(4), 193-193.
- Tooke, F., & Battey, N. H. (2010). Temperate flowering phenology. *Journal of Experimental Botany*, 61(11), 2853-2862.

- Torné-Noguera, A., Rodrigo, A., Osorio, S., & Bosch, J. (2016). Collateral effects of beekeeping: Impacts on pollen-nectar resources and wild bee communities. *Basic and Applied Ecology*, 17(3), 199-209.
- Tosi, S., Nieh, J. C., Sgolastra, F., Cabbri, R., & Medrzycki, P. (2017a). Neonicotinoid pesticides and nutritional stress synergistically reduce survival in honey bees. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 284(1869), 20171711.
- Tosi, S., Burgio, G., & Nieh, J. C. (2017b). A common neonicotinoid pesticide, thiamethoxam, impairs honey bee flight ability. *Scientific reports*, 7(1), 1201.
- Tosi, S., Costa, C., Vesco, U., Quaglia, G., Guido, G., (2018). A 3-year survey of Italian honeybee-collected pollen reveals widespread contamination by agricultural pesticides. *Sci. Total Environ.* 615, 208-218.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.226>
- Tosi, S., Sfeir, C., Carnesecchi, E., vanEngelsdorp, D., & Chauzat, M.-P. (2022). Lethal, sublethal, and combined effects of pesticides on bees: A meta-analysis and new risk assessment tools. *Science of The Total Environment*, 844, 156857.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156857>
- Toth, A.L., Kantarovich, S., Meisel, A.F., Robinson, G.E., (2005). Nutritional status influences socially regulated foraging ontogeny in honeybee. *J. Exp. Biol.* 208, 4641-4649. <https://doi.org/10.1242/jeb.01956>
- Tuñez, G. (2018). Los apicultores de Argentina alertan de muerte de abejas por los agrotóxicos. Disponible en línea:
<https://gabtunez.medium.com/los-apicultores-de-argentina-alertan-de-muerte-de-abejas-por-los-agrotóxicos-bdcb2e06c8c2>
- U.S. EPA (Environmental Protection Agency). (2017). CADDIS SSD generator. Washington, DC. Disponible en línea:
<https://www.epa.gov/caddis-vol2/insecticides>. Último acceso: abril 2021
- UNESCO (2020). Disponible en línea:
<https://en.unesco.org/biosphere/lac/andino-norpatagonica>. Último acceso: agosto 2022.
- UNESCO (2022). Disponible en línea: . <https://en.unesco.org/biosphere/about>.

- Urlacher, E., Monchanin, C., Rivière, C., Richard, F. J., Lombardi, C., Michelsen-Heath, S., ... & Mercer, A. R. (2016). Measurements of chlorpyrifos levels in forager bees and comparison with levels that disrupt honey bee odor-mediated learning under laboratory conditions. *Journal of chemical ecology*, 42(2), 127-138.
- Valido, A., Rodríguez-Rodríguez, M. C., & Jordano, P. (2014). Impacto de la introducción de la abeja doméstica (*Apis mellifera*, Apidae) en el Parque Nacional del Teide (Tenerife, Islas Canarias). *Ecosistemas*, 23(3), 58-66.
- Vallejos, M., Volante, J.N., Mosciaro, M.J., Vale, L.M., Bustamante, M.L., Paruelo, J.M., (2015). Transformation dynamics of the natural cover in the dry chaco ecoregion: A plot level geo-database from 1976 to 2012. *J. Arid Environ.* 123, 3-11. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2014.11.009>
- Vanbergen AJ, Espíndola A, Aizen MA. (2018). Risks to pollinators and pollination from invasive alien species. *Nat Ecol Evol.* 2(1):16-25.
- Vandame, R., & Palacio, M. A. (2010). Preserved honey bee health in Latin America: a fragile equilibrium due to low-intensity agriculture and beekeeping?. *Apidologie*, 41(3), 243-255.
- VanEngelsdorp, D., Evans, J. D., Saegerman, C., Mullin, C., Haubruge, E., Nguyen, B. K., ... & Pettis, J. S. (2009). Colony collapse disorder: a descriptive study. *PLoS one*, 4(8), e6481.
- Vasiliev D, Greenwood S. (2021). The role of climate change in pollinator decline across the Northern Hemisphere is underestimated. *Sci Total Environ.* 775:145788.
- Vázquez, D.P. 2002. Interactions among Introduced Ungulates, Plants, and Pollinators: A Field Study in the Temperate Forest of the Southern Andes. Ph.D. Dissertation. Department of Ecology and Evolutionary Biology, University of Tennessee, Knoxville.
- Vázquez, D.E., Iliina, N., Pagano, E.A., Zavala, J.A., Farina, W.M., (2018). Glyphosate affects the larval development of honeybee depending on the susceptibility of colonies. *PLoS One* 13, e0205074. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0205074>
- Vázquez, D.E., Latorre-Estivalis, J.M., Ons, S., Farina, W.M., (2020). Chronic exposure to glyphosate induces transcriptional changes in honey bee larva: A toxicogenomic study. *Environ. Poll.* 261, 114148.

- Villalba, A., Maggi, M., Ondarza, P.M., Szawarski, N., Miglioranza, K.S.B., (2018). Influence of land use on chlorpyrifos and persistent organic pollutant levels in honeybee, bee bread and honey: Beehive exposure assessment. *Sci. Total Environ.* 713, 136554.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136554>
- Villanueva-Gutiérrez, R., Echazarreta-González, C., Roubik, D.W., Moguel-Ordóñez, Y.B., (2014). Transgenic soybean pollen (*Glycine max* L.) in honey from the Yucatán peninsula, Mexico. *Sci. Rep.* 4, 4022.
<https://doi.org/10.1038/srep04022>
- Von Der Ohe W, Persano Oddo L, Piana ML, Morlot M, Martin P. (2004). Harmonized methods of melissopalynology. *Apidologie.* 35:S18-S25.
- Vossler, F.G., (2014). A tight relationship between the solitary bee *Calliopsis* (*Ceroliopoeum*) *laeta* (Andrenidae, Panurginae) and *Proscopis* pollen hosts (Fabaceae, Mimosoideae) in xeric South American woodlands. *J. Pollinat. Ecol.* 14, 270-277. [https://doi.org/10.26786/1920-7603\(2014\)24](https://doi.org/10.26786/1920-7603(2014)24)
- Wagner, C. H., Cox, M., & Robles, J. L. B. (2016). Pesticide lock-in in small scale Peruvian agriculture. *Ecological Economics*, 129, 72-81.
- Wahl, O. y Ulm, K. (1983). Influence of pollen feeding and physiological condition on pesticide sensitivity of the honey bee *Apis mellifera carnica*. *Oecologia*59, 106–128.
- Walsh EM, Sweet S, Knap A, Ing N, Rangel J. (2020). Queen honey bee (*Apis mellifera*) pheromone and reproductive behavior are affected by pesticide exposure during development. *Behav Ecol Sociobiol.* 74(3):1–14.
- Wang J, Li QX. (2011). Chemical composition, characterization, and differentiation of honey botanical and geographical origins. *Adv Food Nutr Res.* 62:89-137.
- Wei, W.W.S., (2006). *Time Series Analysis: Univariate and Multivariate Methods.*, 2nd ed. Pearson Education, Inc.
<https://doi.org/10.2307/2289741>
- Williams PH, Araújo MB, Rasmont P. (2007). Can vulnerability among British bumblebee (*Bombus*) species be explained by niche position and breadth? *Biol Conserv.* 138(3–4):493–505.

- Williams, G. R., Troxler, A., Retschnig, G., Roth, K., Yañez, O., Shutler, D., ... & Gauthier, L. (2015). Neonicotinoid pesticides severely affect honey bee queens. *Scientific reports*, 5(1), 14621.
- Williamson, S. M., Moffat, C., Gomersall, M. A., Saranzewa, N., Connolly, C. N., & Wright, G. A. (2013). Exposure to acetylcholinesterase inhibitors alters the physiology and motor function of honeybees. *Frontiers in physiology*, 4, 13.
- Williamson, S. M., Willis, S. J., & Wright, G. A. (2014). Exposure to neonicotinoids influences the motor function of adult worker honeybees. *Ecotoxicology*, 23, 1409-1418.
- Winston, M. L. (1991). *The biology of the honey bee*. Harvard University Press.
- Wołejko, E., Jabłońska-Trypuć, A., Wydro, U., Butarewicz, A., & Łozowicka, B. (2020). Soil biological activity as an indicator of soil pollution with pesticides – A review. *Applied Soil Ecology*, 147, 103356. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2019.09.006>
- Wood, S.N., (2011). Fast stable restricted maximum likelihood and marginal likelihood estimation of semiparametric generalized linear models. *J. R. Stat. Soc. Ser. B Stat. Methodol.* 73, 3-36. <https://doi.org/10.1111/j.1467-9868.2010.00749.x>
- World Health Organization. (2020). *The WHO recommended classification of pesticides by hazard and guidelines to classification 2019*.
- Wu JY, Anelli CM, Sheppard WS. (2011). Sub-lethal effects of pesticide residues in brood comb on worker honey bee (*Apis mellifera*) development and longevity. *PLoS One*. 6(2):e14720.
- Wu-Smart, J., & Spivak, M. (2016). Sub-lethal effects of dietary neonicotinoid insecticide exposure on honey bee queen fecundity and colony development. *Scientific reports*, 6(1), 1-11.
- Yang, E.C., Chuang, Y.C., Chen, Y.L., Chang, L.H., (2008). Abnormal foraging behavior induced by sublethal dosage of imidacloprid in the honeybee (Hymenoptera: Apidae). *J. Econ. Entomol.* 101, 1743-1748. <https://doi.org/10.1603/0022-0493-101.6.1743>
- Zak, M.R., Cabido, M., Cáceres, D., Díaz, S., (2008). What drives accelerated land cover change in central Argentina? Synergistic consequences of

- climatic, socioeconomic, and technological factors. *Environ. Manag.* 42, 181-189. <https://doi.org/10.1007/s00267-008-9101-y>
- Zaluski, R., Justulin Jr, L. A., & Orsi, R. D. O. (2017). Field-relevant doses of the systemic insecticide fipronil and fungicide pyraclostrobin impair mandibular and hypopharyngeal glands in nurse honeybees (*Apis mellifera*). *Scientific reports*, 7(1), 15217.
- Zúñiga-Venegas, L. A., Hyland, C., Muñoz-Quezada, M. T., Quirós-Alcalá, L., Butinof, M., Buralli, R., Cardenas, A., Fernandez, R. A., ..., Mora, A. M. (2022). Health Effects of Pesticide Exposure in Latin American and the Caribbean Populations: A Scoping Review. *Environmental Health Perspectives*, 130(9), 096002. <https://doi.org/10.1289/EHP9934>



Large-scale monoculture reduces honey yield: The case of soybean expansion in Argentina

Grecia Stefanía de Groot*, Marcelo Adrián Aizen, Agustín Sáez, Carolina Laura Morales

Grupo de Ecología de la Polinización, Instituto de Investigaciones en Biodiversidad y Medio Ambiente (INIBIOMA), Universidad Nacional del Comahue-CONICET, 8400 San Carlos de Bariloche, Río Negro, Argentina

ARTICLE INFO

Keywords:

Honeybee
Beekeeping
Landscape homogenization
Industrial agriculture
Genetically modified organisms

ABSTRACT

Large-scale changes introduced by industrial agriculture can affect other productive activities such as beekeeping, which heavily depends on floral resources and responsible management of agrochemicals. To assess the long-term effect of soybean expansion on honey production in Argentina, we evaluated the relationships between the area cultivated with soybean and honey yield and total production by managed honeybee (*Apis mellifera*) hives between 1961 and 2016. Results indicate that the expansion of the area cultivated with soybean since 1996, which involved the replacement of natural habitats with extensive cultivated fields, intensive use of transgenic seeds, agrochemicals and machinery, was associated with a reduction in honey yield of ~60%. Furthermore, since 1996 honey yield tended to be lower in years in which the area cultivated with soybean was larger. Causal modelling of this data confirmed a strong negative effect of increasing soybean cultivation on Argentinean honey production via decreasing yield during the period 1996–2016. Although the underlying mechanisms still need to be disentangled, this work provides support to the hypothesis that the beekeeping crisis in Argentina can relate to soybean expansion. More generally, it provides evidence that industrial agriculture has a negative impact on apiculture.

1. Introduction

Industrial agriculture based on the intensive cultivation of few crops, which prevails in several regions of the world (Foley, 2011), is associated with a profound transformation of production methods. In particular, the frequent use of genetically modified seeds, large inputs of agrochemicals and direct sowing, as well as of heavy machinery that covers large areas of land in less time have reduced cultivation and harvesting costs, leading to a reduction in labour costs (Kremen et al., 2012). Consequently, the spatial scale of production based on single crops has increased notably. These extensive monocultures have led to a simplification and homogenization of agricultural landscapes, posing challenges for biodiversity and the benefits derived from it (Bommarco et al., 2013; Aizen et al., 2019).

In particular, the dominance of monoculture in detriment of other land uses, together with the intensive use of non-selective herbicides, leads to a decrease in plant species diversity at both local and regional scales through different non-mutually exclusive mechanisms (Hill-Brand et al., 2008). First, the expansion of arable land reduces areas dedicated to other productive activities such as raising livestock, which,

at intermediate stocking rates, may actually increase plant species diversity in natural and semi-natural pastures (Smith et al., 2016). Second, monoculture expansion within agricultural lands is detrimental to crop diversity (Aizen et al., 2019). Third, demand for more cultivated land leads to the expansion of the agricultural frontier through the destruction of native forests and grasslands, with the consequent loss of large areas of natural and semi-natural vegetation (Gibbs et al., 2010). Finally, broad-spectrum herbicides eliminate not only target weeds but also vegetation growing on the edges of crop fields and roads, reducing plant diversity both inside and outside crop plots (Goulson et al., 2015; Potts et al., 2016). All these mechanisms lead to a loss of plant diversity with consequences for other trophic levels.

A reduction in plant diversity implies a loss in the amount, variety, and spatial and temporal availability of floral resources (nectar and pollen), which can strongly affect animals, such as bees (Apoidea), that feed exclusively upon these resources throughout their lives. Nectar provides mostly carbohydrates whereas pollen provides proteins, lipids, vitamins and minerals (De Groot, 1953; Haydak, 1970), with the nutritional value of floral resources varying between species and vegetation types (Keller et al., 2005; Odoux et al., 2012; Roulston and Cane,

* Corresponding author at: Pasaje Gutierrez 1125, San Carlos de Bariloche, Río Negro, Argentina.

E-mail address: grecia.degroot@comahue-conicet.gob.ar (G.S. de Groot).

2000). Nutritional requirements of bees may be inadequately satisfied when the habitat is dominated by extensive monocultures (Branchiccela et al., 2019; Brodschneider and Crailsheim, 2010; Naug, 2009). In fact, a pollinator-dependent monoculture represents an oversupply of a single floral resource only available for a few weeks, followed by a long period of food scarcity (Dolezal et al., 2019a; Requier et al., 2015). This strong reduction in the spatial diversity and temporal availability of floral resources may jeopardize bee survivorship as well as the pollination services provided by bees (Potts et al., 2010).

The honeybee (*Apis mellifera*), the most important species worldwide for honey production and managed pollination, depends on the access to diverse floral resources over time to survive and maintain healthy and productive colonies (Standifer, 1967; Herbert et al., 1977). Landscape homogenization, decreasing flower abundance and diversity, and different agrochemicals, including a plethora of pesticides, can affect honeybee colony performance by increasing the incidence of lethal and sub-lethal effects (Dolezal et al., 2016; Henry et al., 2012; Mullin et al., 2010; Scofield and Mattila, 2015; Smart et al., 2016; Yang et al., 2008). These sublethal effects can impact individual honeybee foraging efficiency (Dolezal et al., 2015; Toth et al., 2005), the capacity to deal with agrochemicals present in the environment (Di Pasquale et al., 2013, 2016; Goulson et al., 2015; Krupke et al., 2012; Tosi et al., 2017, 2018; Dolezal and Toth, 2018), and the ability to withstand pathogen infection (Di Pasquale et al., 2013, 2016; Dolezal et al., 2016; Dolezal et al., 2019b). The consequences of the additive and/or synergistic effects of these stressors on individuals can scale up to the health of entire beehives (Alaux et al., 2010; DeGrandi-Hoffman and Chen, 2015). In particular, hive development and productivity could be affected by pronounced cycles of bounty and dearth of floral resources associated with landscapes dominated by single crops (Dolezal et al., 2019b; Requier et al., 2017; Smart et al., 2016). Therefore, honey yield (i.e., honey production per hive) is expected to be negatively affected by the expansion of industrial agriculture.

In Argentina, as in other South American countries, soybean is currently the emblematic commodity crop of industrial agriculture (Dros, 2004; Manzanal, 2017; Pengue and Altieri, 2005). The area dedicated to the cultivation of this oilseed was fairly insignificant at the beginning of 1970 (FAOSTAT, 2018). Since then, the greater profitability of agriculture compared to livestock, coupled with improvements in agricultural techniques, has led to a drastic transformation of the countryside (Cadenazzi, 2009; Pengue, 2001). This transformation involved, among others, a more continuous and intensive use of land cover for monoculture crop production, greater use of agrochemical inputs (fertilizers, herbicides and pesticides), and the employment of larger and more impacting machinery.

The release of genetically modified soybean in 1996 in Argentina was the foundational event that triggered the exponential growth of this crop in South America during the last decades (Satorre, 2005), also facilitated by a global economic context favourable to the export of primary products and commodities (Páez, 2016). The initial release and success of different varieties of genetically modified soybean into the Argentinean agricultural economy opened the door for the intensification of industrial agriculture. More specifically, the technological package associated with the cultivation of genetically modified soybean included: (1) use of soybean seeds resistant to glyphosate-based herbicides; (2) massive application of these herbicides for the control of weeds, along with other agrochemicals; (3) direct sowing or zero tillage; (4) use of heavy machinery for sowing and harvesting; and, consequently, (5) an increase in the spatial scale of production and the average area of cultivated lots (Cadenazzi, 2009; Dominguez and Sabatino, 2006; Kahl, 2012; Pengue and Altieri, 2005). Through this process of land-use change, soybean became the dominant crop (i.e. the one that individually has the largest cultivated area) in Argentinean agriculture (Aizen et al., 2009).

Even though Argentina is one of the main producers and exporters of honey worldwide, national beekeeping trends are showing critical signs

of decreasing honey production (Requier et al., 2018; Sanchez et al., 2018). Although some soybean cultivars produce nectar accessible to the honeybee (Erickson, 1975; Erickson and Garment, 1979; Villanueva-Gutiérrez et al., 2014), the increase in soybean production has been hypothesized as the single most important cause of this decline (Blenigno, 2013). Beekeeping activity is best-developed in the central region of the country, including the Pampas plain, home to 68 % of the beekeepers, 80 % of the hives (Ferrari et al., 2011), and 93 % of the exported honey production nationwide (Rabaglio and Castignani, 2015). This region also accounted for about 90 % of the total national soybean production between 2010–2018 (Agroindustry Open Data, 2018). Given the large geographical overlap between agriculture and beekeeping in Argentina, a detailed analysis of the link between temporal changes in soybean cultivation and honey production in recent decades at the country level is urgently needed to address the hypothesis that industrial agriculture has a negative effect on apiculture.

In this study, we assessed the impact of the industrial agriculture on beekeeping and honey production, using the rapid expansion of soybean cultivation in Argentina as a study case. First, we evaluated the temporal relation between soybean cultivated area and honey yield over 55 years in the long and short term (i.e., long-term trend and detrended variability, respectively). Then, we tested a causal model that considers five variables (i.e., soybean area, honey export value, number of hives, honey yield, and total honey production) to assess the influence of soybean area on Argentinean honey production. We hypothesized that expansion of soybean cultivation has negatively affected overall honey production mainly through changes in honey yield. Therefore, after the implementation of genetically modified soybean in 1996, which led to the intensification of industrial agriculture in Argentina, we predict (1) a progressive decrease in honey yield over time, (2) a negative relation between honey yield and soybean area once the long-term trend has been removed (fine-scale temporal coupling), and (3) an indirect negative effect of soybean area on total honey production mediated by decreasing yield.

2. Materials and methods

We retrieved data from the United Nations Food and Agriculture Organization (FAO) database (FAOSTAT, 2018), which was analysed with different statistical techniques using the free software R (version 3.4.2) (R Core Team, 2015). From FAOSTAT (2018), we obtained annual values of land area cultivated with soybean (actually reported as harvested area), total number of beehives, and total honey production in Argentina between 1961 and 2016. We checked this FAO data against national statistics (see Supplementary methods in Supplementary material). Even though data from both sources were mostly consistent, we found large (> 10 %) discrepancies for the number of hives over consecutive years for the period 2002–2016. Specifically, the FAO data show a flat trend in the number of hives for this period, despite high variation in honey production, whereas data from national sources indicate a growing trend until 2010 and then a decrease, depicting differences of more than one million hives with data in the FAO dataset in some years (see Supplementary Material, Table S1 and Figure S1) and raising the possibility that data on this variable were erroneously reported to FAO. Because the official national databases were also incomplete, with data missing for the years 2003, 2005, 2006, 2011–2014, we estimated the number of hives for each year between 2002–2016 using an additive model (package: *mgcv*; function: *gam*) (Wood, 2011) (Table S2 and Figure S2). The additive model allows to estimate the number of hives more accurately without affecting the general pattern as it is a variable that is expected to have a smooth behavior over time (Supplementary methods). The average annual honey yield was then calculated as the ratio between total honey production and the number of hives per year.

We evaluated the existence of breakpoints in the linear trends of the area cultivated with soybean (hereafter soybean area) and honey yield

to test specifically if there was a significant change in the slope of the time series for these two variables compatible with effects of the intensification in soybean cultivation since 1996. To achieve this goal, we used segmented regression models (package and function: *segmented*; Muggeo, 2003) and calculated confidence intervals (CIs) around the breakpoints. Because one breakpoint for soybean area was 1995 and the CIs of the breakpoints for both variables (soybean area and honey yield) included 1996 (see “Results”), this year was used to define two periods (1975–1995 and 1996–2016) that encompassed the same number of years ($n = 21$). The period 1961–1974 was excluded from further analysis because soybean accounted for a negligible percent ($< 2.15\%$) of the total cultivated area (Table S3).

To detect any fine-scale temporal coupling between soybean area and honey yield, we removed their long-term linear trend by regressing both variables separately as a function of time for each of the two periods, 1975–1995 and 1996–2016 (package: *nlme*; function: *gls*; Pinheiro et al., 2017). From these models, we extracted the Pearson’s standardized residuals (variation not explained by the linear trend) and regressed the detrended honey yield residuals as a response to soybean area residuals for each period separately (i.e., before and after 1996).

Finally, we used a path analysis to evaluate the indirect effect of soybean expansion on honey production through its direct effect on honey yield. We predicted that while both honey yield and number of hives would affect honey production positively before and after 1996, soybean area would affect honey production only after 1996. In order to control for the effect of the international price of honey, we also included the export value of honey in the proposed model, and predicted a direct positive influence on the number of hives in both periods.

For this analysis, we first grouped data of each variable by period (i.e., before and after 1996) and then subtracted the value of each year from the value of the variable the year before (what is known in time series analysis as the first difference) to remove most of their temporal autocorrelation (Wei, 2006). Second, these differences (X_i) were standardized according to:

$$z_i = \frac{(X_i - \bar{X})}{SD}$$

where \bar{X} represents the mean value of the first difference for each variable and SD its standard deviation, so that all the variables were on a common scale (i.e., mean = 0, SD = 1; Tables S4 and S5). We evaluated the fit of the data to the proposed causal model using the “*d-sep*” test (Shibley, 2000), which, unlike structural equation modelling (SEM), allows analysing relatively small data sets. Following this method, we identified, according to our model, all possible “*k*” independent relations, which are pairs of variables not connected by arrows and which are thus expected to be statistically independent when considering the effects of any direct causal variable in the proposed diagram (Shibley, 2009). Next, we analysed the *k* relationships through general linear models (package: *nlme*; function: *gls*) (Pinheiro et al., 2017), under the criteria of maximum likelihood estimation. We obtained the probability (p_i) that the variable *X* has an effect on *Y* after considering the effect of the direct variables. Finally, we combined the probabilities (p_i) of the *k* relations according to:

$$C = -2 * \sum_{i=1}^k \ln(p_i)$$

where *C* represents the compound probability of Fisher (Shibley, 2000). We tested whether the observed value of *C* differed significantly from random expectations ($C \sim \text{Chi}^2$; $GL = 2k$), and thus the likelihood of the proposed causal model to fit the data corresponding to the before and after periods. The causal model was considered unlikely, and thus rejected, when a *C*-value was significant at $\alpha = 0.05$.

Finally, we calculated the effect of the direct relationship between the variables portrayed in the proposed causal model using general

linear models (package: *nlme*; function: *gls*). In particular, we evaluated the direct effects of soybean area on honey yield, export value on number of hives, and yield and number of hives on honey production, the latter being a case of a “part-whole” relationship (Sokal and Rohlf, 1981).

3. Results

Soybean occupied $< 0.01\%$ of the total cultivated area of Argentina in 1961, representing ca. 1000 ha (Fig. 1a, Table S3). The segmented regression estimated two break points in the rate of expansion of soybean area, the first in 1975 ($P < 0.001$; CI = 1971–1978) and the second in 1995 ($P < 0.001$; CI = 1993–1997) (Fig. 2a). Since 1975, soybean cultivation began to expand at an average rate of $282,797 \text{ ha year}^{-1}$, reaching an area of approximately 6,000,000 ha harvested in 1995. The area cultivated with soybean in Argentina increased 328 % between 1995 and 2016, at a rate of $741,525 \text{ ha year}^{-1}$. Therefore, soybean area reached more than 19,500,000 ha in 2016, representing 53 % of the total cultivated area of the country (Fig. 1a, Table S3).

Argentina had about 650,000 hives in 1961, which tripled by 1998, reaching approximately 2,000,000 in that year. The number of hives doubled in the next decade, reaching an estimated maximum of about 4,000,000 hives. However, between 2009 and 2016, this number decreased by 25 % to approximately 3,000,000 hives in 2016 (Fig. 1b). Total honey production followed the growth in the number of hives for most of the time period analysed, reaching a record of about 110,000 tons in 2005. Since 2006 honey production decreased to an estimated value of 51,000 tons in 2016, halving in a single decade (Fig. 1c).

Honey yield per hive showed marked annual oscillations around an average of 30 kg hive^{-1} (SD = 5.26) between 1961 and 1996 (Fig. 1d). Nonetheless, the average yield per hive steadily decrease from 33 to 17 kg hive^{-1} between 1996 and 2016 (Table S3). The segmented regression analysis of honey yield over time estimates a breakpoint in 1997 ($P < 0.001$; CI = 1993–2001), determining a change in the direction and magnitude of the temporal trend (Fig. 2b). The average yield showed an annual growth rate of $0.17 \text{ kg hive}^{-1}$ until 1997, whereas a progressive annual decrease in yield of about $-1.20 \text{ kg hive}^{-1}$ was observed since that year. As a consequence, whereas honey yield was 42 kg hive^{-1} in 1997, the maximum value of the entire series, it was of only 17 kg hive^{-1}

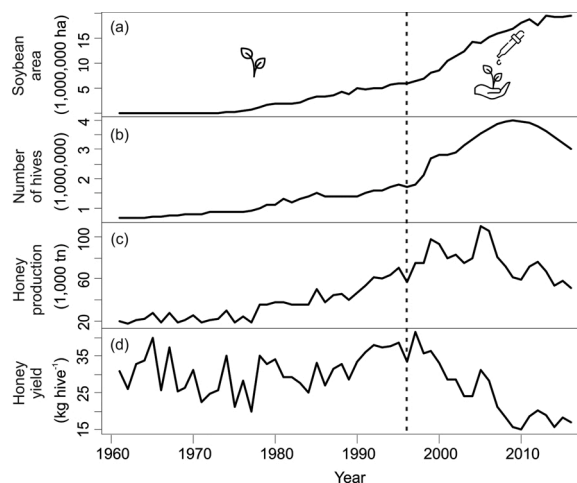


Fig. 1. Long-term trends of soybean crop expansion and beekeeping activity in Argentina, including (a) soybean area (millions of hectares), (b) number of hives (expressed in millions), (c) honey production (thousands of tons), and (d) honey yield (kg hive^{-1}). The year 1996, the onset of widespread industrial agriculture triggered by the commercial release of transgenic soybean, is indicated by a dotted vertical line. Source: Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAOSTAT, 2018) and national official and unofficial sources (see Table S3, Supplementary Material).

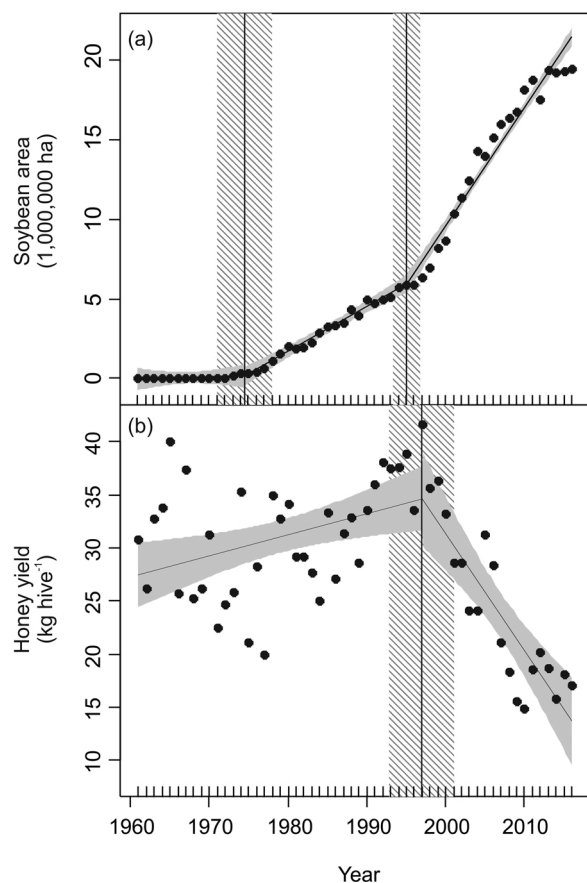


Fig. 2. Segmented regressions of (a) soybean area and (b) honey yield as a function of time. Points indicate the annual value of each variable while black lines show the estimated linear trends and their 95 % confidence interval in gray. The vertical black lines indicate the estimated breakpoints in the regression model, and the striped bands the 95 % confidence intervals of breakpoints.

in 2016, representing a decrease of 60 %.

The analysis of the relation of the Pearson's residuals of the linear regressions of honey yield and soybean area as a function of time (i.e., detrended variability) showed contrasting patterns for the two periods analysed (i.e., 1975–1995, and 1996–2016). Annual variation in honey yield did not vary significantly with annual variation in soybean area for the period 1975–1995 ($\beta = 0.31$; $R^2 = 0.09$; $P = 0.18$; Fig. 3a), whereas a statistically significant negative relation between both variables was found for the period 1996–2016 ($\beta = -0.55$; $R^2 = 0.30$; $P = 0.01$; Fig. 3b). Therefore, in the years within this period in which soybean area was larger than the value predicted by the linear trend (residuals of the relation of soybean area vs. year > 0), the average honey yield tended to be smaller than the value predicted by its own linear trend (residuals of the relation of honey yield vs. year < 0). Conversely, in the years when soybean area was smaller, honey yield tended to be larger.

Finally, the path analysis based on the proposed model also showed a striking contrast before and after 1996. The data for the period 1975–1995 fitted the model ($P = 0.19$; Fig. 4a), with a positive but statistically non-significant direct effect of soybean area on honey yield ($\beta = 0.32$; $SE = 0.23$; $t = 1.38$; $DF = 17$; $P = 0.19$). However, the data for the period 1996–2016 had a stronger fit to the proposed causal model ($P = 0.65$; Fig. 4b), to a large extent because of a direct significant negative effect of soybean area on honey yield ($\beta = -0.36$, $SE = 0.15$, $t = -2.33$; $DF = 18$; $P = 0.03$). In addition, honey production before 1996 was explained by both the number of productive hives ($\beta = 0.39$; $SE = 0.05$; $t = 7.88$; $DF = 17$; $P < 0.001$) and honey yield per hive ($\beta = 0.87$; $SE = 0.05$; $t = 17.61$; $DF = 17$; $P < 0.001$). After 1996, the number of hives

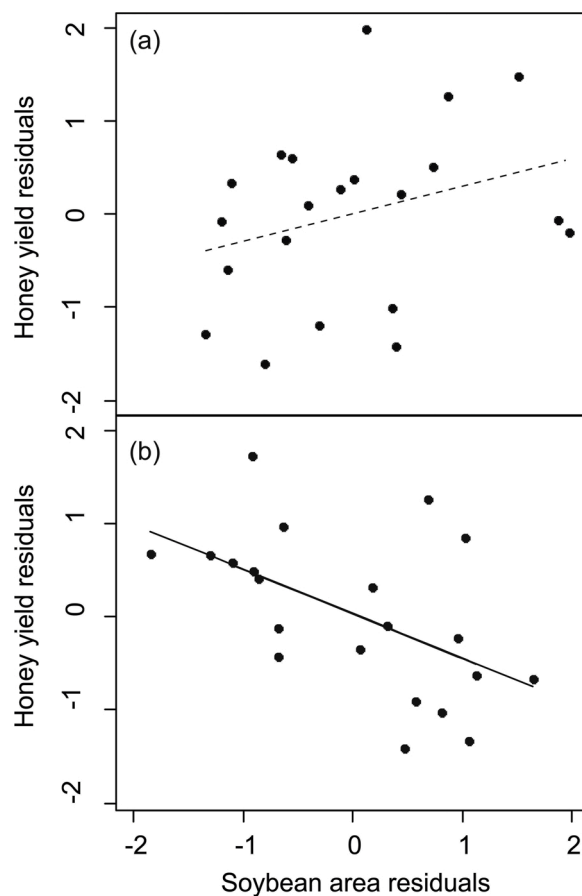


Fig. 3. Regressions of honey yield residuals on soybean area residuals for the periods (a) 1975–1995 and (b) 1996–2016, i.e., before and after the implementation of soybean related industrial agriculture in Argentina, respectively. The black dots indicate the association of the residuals estimated from the linear regression of each variable (i.e., honey yield and soybean area) as a function of time. Black lines represent the estimated regressions for each period; the dotted line indicates a poor fit ($P > 0.05$) while the solid line indicates a statistically significant fit ($P < 0.05$).

explained total honey production with even a stronger effect than in the previous period ($\beta = 0.53$; $SE = 0.12$; $t = 4.41$; $DF = 16$; $P < 0.001$), whereas the effect of honey yield was as strong as before 1996 ($\beta = 0.88$; $SE = 0.07$; $t = 12.13$; $DF = 16$; $P < 0.001$). For both periods, honey yield was a more important determinant of honey production than number of hives (Fig. 4). Finally, the export value of honey contributed to the validation of the causal model, although this variable had a statistically non-significant direct effect on the number of hives for both periods, i.e. before ($\beta = 0.36$; $SE = 0.22$; $t = 1.66$; $DF = 18$; $P = 0.11$) and after ($\beta = 0.04$; $SE = 0.13$; $t = 0.31$; $DF = 17$; $P = 0.75$) 1996.

4. Discussion

Industrial agriculture, which implies a radical landscape transformation and the intense use of agrochemical inputs, can affect other productive activities. This is the case of beekeeping that depends on the presence of diverse nutritional resources for the honeybee at landscape scale. Our results support the hypothesis that in Argentina the intensification of industrial agriculture, based on the release of transgenic soybean in 1996, has had a strong impact on honey production.

In particular, our analyses identified a negative effect of soybean area expansion on honey yield and production. First, the segmented-regression analysis was consistent with the proposal of 1996 as a pivotal year in which soybean area began to grow at a much higher rate,

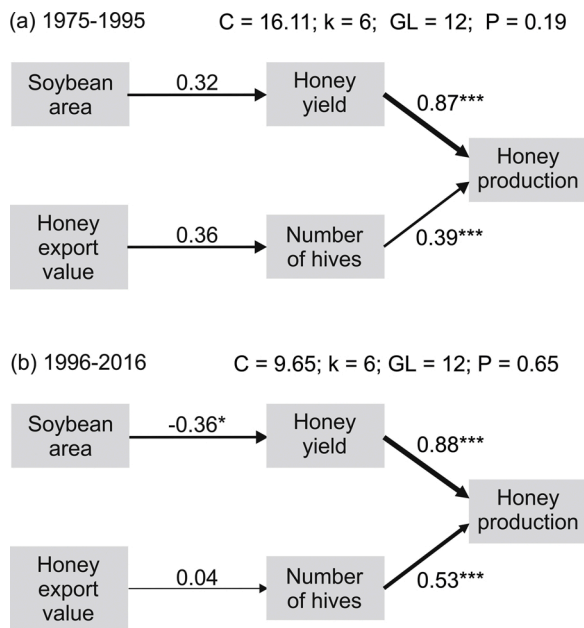


Fig. 4. The causal model evaluated for the periods (a) 1975-1995 and (b) 1996-2016, i.e., before and after the implementation of soybean related industrial agriculture in Argentina, respectively. Arrow thickness indicates the strength of the direct effect between each pair of variables. The value of the standardized regression slopes (β) for each link is also provided above each arrow. * $P < 0.05$, ** $P < 0.01$, *** $P < 0.001$.

while honey yield started a decreasing trend. Since then, the area cultivated with soybean has expanded $>300\%$ whereas the average honey yield has declined continuously. As a consequence, today's honey yield values are less than half the maximum reached at the beginning of this period. In addition to this long-term decay, we report a fine-scale temporal coupling between honey yield and soybean area since 1996 (Fig. 3). Interestingly, this result suggests an instantaneous response (i.e. within the same year) of hive productivity to changes in soybean area. Finally, our causal model was compatible with the proposal that soybean cultivation had no effect on honey yield before 1996, but it did have a negative effect on this variable after that year. Furthermore, decreased hive productivity has been a key determinant of the decline in Argentina's honey production (Fig. 4). The lack of statistically significant direct effect of honey export value on number of hives for both periods could be due to a delay in the response to market prices, not evaluated in this work.

Although observed patterns are consistent with negative effects of the expansion of soybean monoculture on beekeeping since industrial agriculture intensification, we recognize the limitations of correlative studies such as ours. Although the data after 1996 fit the proposed causal model, it does not necessarily imply true causality since other correlated factors or alternative models could also explain the observed drop in honey yield and production occurring during the last decades. For instance, climatic variability may affect hive productivity (Marceau et al., 1990). However, extreme climatic conditions (i.e., severe droughts or floods) should affect both beekeeping and soybean harvested area in the same direction, resulting in a positive rather than a negative fine-scale temporal association as reported here. Therefore, although we cannot discard that climatic variation may explain part of the variation in honey yield, this factor cannot explain the negative "synchronization" between soybean area and honey yield since 1996. Alternatively, reaching the environment carrying capacity, as a consequence of the increase in number of hives between 1998 and 2010, could also explain the decline in honey yield. However, if this was the case, we should have observed a strong recovery in hive productivity between 2010 and 2016, a period during which the number of hives diminished

by a million (Fig. 1). Testing causality in real, large-scale systems poses huge challenges as most of the variables cannot be controlled, so this type of modelling is a useful tool to assess consistency of data with proposed hypothesis (Shiple, 2000). In this regard, the available data support the proposed hypothesis, and it is inconsistent with any other alternative we can think of.

Habitat homogenization and a reduction in the availability and diversity of floral resources are associated with transgenic soybean in Argentina. In the central region of the country, the "Pampas", soybean expansion occurred at the expense of the cultivation of other crops, and spontaneously-vegetated field and road margins, resulting in decreased agricultural diversity and habitat heterogeneity. This expansion also led to the decline of other productive activities such as livestock production, which historically occurred in semi-natural grasslands with valuable melliferous species such as clover and alfalfa (Aizen et al., 2009, 2019; Pengue and Altieri, 2005). To the west and north of the country, the advancement of the agricultural frontier razed vast areas of natural dry forests of the "Gran Chaco" and "Espinal" ecoregions (Fehlenberg et al., 2017; Vallejos et al., 2015; Zak et al., 2008; Grau et al., 2005) characterized by native entomophilous woody species, such as *Schinopsis* spp., *Ziziphus* spp., and leguminous trees and shrubs in the genus *Prosopis*, *Acacia* and *Geofrea* (Cabrera and Willink, 1973). Many of them are important melliferous species (Basilio and Noetinger, 2002; Vossler, 2014), which can greatly contribute to increasing honey yields (Sande et al., 2009). Additionally, although soybean may produce variable amounts of nectar and pollen depending on the cultivars, this source of sugar and protein is only available for a few weeks (Fehr and Caviness, 1977; Dolezal et al., 2019a).

At the same time, intensification of industrial agriculture since 1996 led to heavy agrochemical use in Argentina, including herbicides and insecticides to which the honeybee is exposed (Villalba et al., 2018). Pesticide and herbicide use increased 380% and 500%, respectively, between 1996 and 2014 (FAOSTAT, 2018). About 40% of the most common insecticides are used in the cultivation of soybean, many of them being neonicotinoids (Kahl, 2012). Glyphosate, an organophosphate herbicide widely used in different cultivars of glyphosate-resistant soybean in Argentina and elsewhere, has been shown to affect honeybee larval development, reduce sensitivity to nectar rewards, impair associative learning, and disrupt the honeybee microbiome (Herbert et al., 2014; Motta et al., 2018; Vázquez et al., 2020, 2018). Within the group of neonicotinoids, imidacloprid, clothianidin and thiamethoxam were recently banned in Europe because of the risk they pose to pollinators (European Commission, 2018). Pesticide residues have been recently identified in 88% of honey samples from the agro-industrial region of the country, being endosulfan sulfate (an insecticide locally forbidden since 2013) the most widely chemical product reported (Medici et al., 2019). Therefore, loss of melliferous species through massive herbicide use together with insecticides that threaten pollinators could also be mediating the negative effect of soybean on honey yield in Argentina.

The precipitous decline of Argentina's honey production can have consequences at national and international levels. At the national scale, reduced net profits due to diminished honey yield could force beekeepers out of business, leading to a nationwide reduction of the apicultural activity. Indeed, the drop in the number of reported hives in Argentina during the last decade may be a sign that beekeeping is already starting to be abandoned. In addition, reductions in the number of hives can compromise the blooming business of pollination services to crops, paradoxically at the same time that Argentinean agriculture shows a trend towards increasing pollinator-dependence (Chacoff et al., 2010). Also, because of decline of wild bees in the highly transformed landscape of the Pampas and intensively managed oases like the Río Negro valley and Mendoza, pollination of many seed and fruit crops are increasingly dependent on the honeybee (Hünicken et al., 2020). Finally, because Argentina exports about 95% of its honey production and is a major player in the international honey market (Sanchez et al., 2018), further reductions in Argentina's honey production could affect

the international market supply. This is particularly important given that global honey demands might not be met if the number of beehives increases slower than human population growth (Aizen and Harder, 2009a, Aizen and Harder, 2009b).

Despite these multiple negative consequences of reduced honey production in Argentina, the findings presented here along with national trends in apiculture and agribusiness strongly suggest that a decline in beekeeping is likely to continue. Soybean cultivation in Argentina is unlikely to diminish in the future given soybean's relatively high international price compared with other commodities (Páez, 2016), and because of governmental support for soybean expansion exposed in the Strategic Agrifood Planification for 2020 (Ministry of Agriculture, Livestock and Fisheries, 2010). Nonetheless, this work serves as a warning of a gloomy forecast and highly negative scenario for beekeeping in Argentina and elsewhere, if industrial agriculture continues to expand nationally and worldwide (Aizen et al., 2009, 2019).

5. Conclusions

Industrial agriculture, currently dominant in several agricultural regions of the world, has introduced numerous stressors that can directly and indirectly affect bees and other insects. We provide evidence that a decrease in honey yield can be linked to soybean monoculture intensification in Argentina since 1996. Future experimental and correlative studies should test the underlying mechanisms, interactions and synergies.

More generally, this study contributes to the growing scientific evidence on the negative impacts of industrial agriculture, which is focused exclusively on the production of commodities. These negative effects include impacts on biodiversity (Foley, 2011), agricultural diversification (Aizen et al., 2019), employment generation in the rural sector (Garibaldi and Pérez-Méndez, 2019), expulsion of local ancestral communities (Sella, 2012), food sovereignty and health (Paganelli et al., 2010). In particular, our results give scientific support to the claims of the Argentinean and other beekeepers throughout Latin America that the expansion of soybean monoculture represents an existential threat to beekeeping (Naturaleza de Derechos, 2019; FILAPI, 2018; Osojnik, 2018; Tuñez, 2018). Moreover, the industrial agriculture is likely to impose serious threats to other pollinators, possibly affecting non-*Apis* native bee species to the same or an even greater extent (Goulson et al., 2015).

The commonly made argument regarding the need to produce more food, as a justification for industrial agriculture, contrasts with the facts of a current food overproduction, vast amounts of produced commodity crops wasted, and unequal access to these food products worldwide (Foley, 2011; Kremen et al., 2012; Garibaldi et al., 2018). In contrast, there is an urgent need to protect and encourage pollinator-friendly habitats to improve the environment and quality of human life. Promoting ecological intensification (as opposed to conventional agricultural intensification), the diversification of agricultural systems at different spatial scales, and the maintenance of patches of semi-natural habitat in all landscapes, are some strategies being proposed to achieve sustainable and productive agriculture (Potts et al., 2016). The integral management of ecosystems offers an alternative to produce food sustainably from ecological, social and economic perspectives, valuing and taking advantage of the diversity of species and processes that naturally occur at different spatial and temporal scales. In this respect, the negative relation between honey yield and soybean expansion shown here is an indication that many productive processes that benefit from biodiversity can be disrupted by the implementation of an industrial agriculture.

Author contributions

GSDG, MAA, AS & CLM conceived the idea and the analyses. GSDG collected data. GSDG & MAA performed analyses. GSDG wrote the

initial manuscript. All co-authors contributed significantly to improving the manuscript. All authors gave final approval for publication.

Funding

This work is part of the "Safeguarding Pollination Services in a Changing World: theory into practice" (SURPASS2), an international collaboration funded by the Newton Fund Latin American Biodiversity Programme, awarded through the UKRI Natural Environment Research Council (NERC) NE/S011870/1 and the National Council of Scientific and Technological Research of Argentina (CONICET) RD 1984-19. Support from the National Fund for Scientific and Technological Research of Argentina (FONCYT) [PICT 2015-2333] is also acknowledged. GSDG holds a scholarship of the National Council of Scientific and Technological Research of Argentina (CONICET), and MAA, AS and CLM are researchers at the same institution.

Declaration of Competing Interest

The authors declare that they have no known competing financial interests or personal relationships that could have appeared to influence the work reported in this paper.

Acknowledgements

We thank Amy Toth, Ron Miksha, Gherardo Bogo and Pablo Hüincken for constructive comments on an early version of this manuscript, and INTA ProApi, Beekeepers Association of the Comarca and the Secretary of Urban and Periurban Agriculture of Bariloche for their support.

Appendix A. Supplementary data

Supplementary material related to this article can be found, in the online version, at doi:<https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.107203>.

References

- Agroindustry Open Data, 2018. Agroindustry Secretary, Ministry of Production and Labor, Argentina. <https://www.agroindustria.gov.ar/datosabiertos/>.
- Aizen, M.A., Harder, L., 2009a. The truth about honeybees. *New Sci.* 204, 26–27. [https://doi.org/10.1016/S0262-4079\(09\)62810-4](https://doi.org/10.1016/S0262-4079(09)62810-4).
- Aizen, M.A., Harder, L., 2009b. The global stock of domesticated honeybee is growing slower than agricultural demand for pollination. *Curr. Biol.* 19, 915–918. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2009.03.071>.
- Aizen, M.A., Garibaldi, L.A., Dondo, M., 2009. Expansión de la soja y diversidad de la agricultura argentina. *Ecol. Austral* 19, 45–54.
- Aizen, M.A., Aguiar, S., Biesmeijer, J.C., Garibaldi, L.A., Inouye, D.W., Jung, C., Martins, D.J., Medel, R., Morales, C.L., Ngo, H., Pauw, A., Paxton, R.J., Sáez, A., Seymour, C.L., 2019. Global agricultural productivity is threatened by increasing pollinator dependence without a parallel increase in crop diversification. *Glob. Change Biol.* 25, 3516–3527. <https://doi.org/10.1111/gcb.14736>.
- Alaux, C., Ducloz, F., Crauser, D., Le Conte, Y., 2010. Diet effects on honeybee immunocompetence. *Biol. Lett.* 6, 562–565. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2009.0986>.
- Basilio, A., Noetinger, M., 2002. Análisis polínico de mieles de la región chaqueña: comparación del origen floral entre las zonas: domo central y esteros, cañadas y selvas de ribera. *Revista de Investigaciones Agropecuarias* 31, 127–134.
- Blengino, C., 2013. Sector apícola 2013. Informe de coyuntura 3. Available at: http://www.alimentosargentinos.gov.ar/contenido/sectores/otros/apicola/informe_s/2013_02Feb.pdf.
- Bommarco, R., Kleijn, D., Potts, S.G., 2013. Ecological intensification: harnessing ecosystem services for food security. *Trends Ecol. Evol.* 28, 230–238. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2012.10.012>.
- Branchiccela, B., Castelli, L., Corona, M., Díaz-Cetti, S., Invernizzi, C., Martínez de la Escalera, G., Mendoza, Y., Santos, E., Silva, C., Zunino, P., Antúnez, K., 2019. Impact of nutritional stress on the honeybee colony health. *Sci. Rep.* 9, 1–11. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-46453-9>.
- Brodschneider, R., Crailsheim, K., 2010. Nutrition and health in honey bees. *Apidologie* 41, 278–294. <https://doi.org/10.1051/apido/2010012>.
- Cabrera, A.L., Willink, A., 1973. *Biogeografía de América Latina*. Washington DC: Programa Regional de Desarrollo Científico y Tecnológico.
- Cadenazzi, L.G., 2009. De granero a aceitera del mundo. *Las exportaciones agrarias argentinas entre 1930 y 1970. Agroalimentaria* 17, 35–50.

- Chacoff, N.P., Morales, C.L., Garibaldi, L.A., Ashworth, L., Aizen, M.A., 2010. Pollinator dependence of Argentinean agriculture: current status and temporal analysis. *Am. J. Plant Sci. Biotechnol.* 3, 106–116.
- De Groot, A.P., 1953. Protein and amino acid requirements of the honeybee (*Apis mellifera* L.). *Physiol. Comp. Oecol.* 3, 197–285.
- DeGrandi-Hoffman, G., Chen, Y., 2015. Nutrition, immunity and viral infections in honeybee. *Curr. Opin. Insect Sci.* 10, 170–176. <https://doi.org/10.1016/j.cois.2015.05.007>.
- Di Pasquale, G., Salignon, M., Le Conte, Y., Belzunces, L.P., Decourtye, A., Kretzschmar, A., Suchail, S., Brunet, J.L., Alaux, C., 2013. Influence of pollen nutrition on honeybee health: Do pollen quality and diversity matter? *PLoS One* 8, e72016. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0072016>.
- Di Pasquale, G., Alaux, C., Conte, Y., Le, Odoux, J.F., Pioz, M., Vaissière, B.E., Belzunces, L.P., Decourtye, A., 2016. Variations in the availability of pollen resources affect honeybee health. *PLoS One* 11, e0162818. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0162818>.
- Dolezal, A.G., Clair, A.L.S., Zhang, G., Toth, A.L., O'Neal, M.E., 2019a. Native habitat mitigates feast–famine conditions faced by honeybee in an agricultural landscape. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 116, 25147–25155. <https://doi.org/10.1073/pnas.1912801116>.
- Dolezal, A.G., Carrillo-Tripp, J., Judd, T.M., Allen Miller, W., Bonning, B.C., Toth, A.L., 2019b. Interacting stressors matter: diet quality and virus infection in honeybee health. *R. Soc. Open Sci.* 6, 181803 <https://doi.org/10.1098/rsos.181803>.
- Dolezal, A.G., Toth, A.L., 2018. Feedbacks between nutrition and disease in honeybee health. *Curr. Opin. Insect Sci.* 26, 114–119. <https://doi.org/10.1016/j.cois.2018.02.006>.
- Dolezal, A.G., Carrillo-Tripp, J., Miller, W.A., Bonning, B.C., Toth, A.L., 2015. Pollen contaminated with field-relevant levels of cyhalothrin affects honeybee survival, nutritional physiology, and pollen consumption behaviour. *J. Econ. Entomol.* 109, 41–48. <https://doi.org/10.1093/jeet/tov301>.
- Dolezal, A.G., Carrillo-Tripp, J., Allen Miller, W., Bonning, B.C., Toth, A.L., 2016. Intensively cultivated landscape and varroa mite infestation are associated with reduced honeybee nutritional state. *PLoS One* 11, e0153531. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0153531>.
- Dominguez, D., Sabatino, P., 2006. Con la soja al cuello: Crónicas de un país hambriento productor de divisas. In: Alimonda, H. (Ed.), *Los Tormentos de La Materia: Aportes Para Una Ecología Política Latinoamericana*. Consejo Latinoamericano de Ciencias Sociales. CLACSO, pp. 249–274. Available at: <http://biblioteca.clacso.edu.ar/ar/libros/grupos/hali/C9DominguezSabatino.pdf>.
- Dros, J.M., 2004. Manejo del boom de la soja: Dos escenarios sobre la expansión de la producción de la soja en América del Sur. *AID Environment*. Available at: <http://www.wassets.panda.org/downloads/managingthesoyboomspanish57b6.pdf>.
- Erickson, E.H., 1975. Effect of honeybee on yield of three soybean cultivars. *Crop Sci.* 15, 84–86. <https://doi.org/10.2135/cropsci1975.0011183x001500010025x>.
- Erickson, E.H., Garment, M.B., 1979. Soybean flowers: nectary ultrastructure, nectar guides, and orientation on the flower by foraging honeybee. *J. Apic. Res.* 18, 3–11. <https://doi.org/10.1080/00218839.1979.11099935>.
- European Commission, 2018. Commission Implementing Regulation (EU) 2018/783, 2018/784 and 2018/785. Off. J. Eur. Union [WWW Document]. URL: <https://eur-lex.europa.eu/homepage.html>.
- FAOSTAT, 2018. Food and Agriculture Organization Corporate Statistical Database. <http://www.fao.org/faostat/en>.
- Fehlenberg, V., Baumann, M., Gasparri, N.I., Piquer-Rodríguez, M., Gavier-Pizarro, G., Kuemmerle, T., 2017. The role of soybean production as an underlying driver of deforestation in the South American Chaco. *Glob. Environ. Change* 45, 24–34. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2017.05.001>.
- Fehr, W.R., Caviness, C.E., 1977. Stages of Soybean Development, Special Report 80. Available at: Iowa State University, Ames. <https://lib.dr.iastate.edu/cgi/viewcontent.cgi?article=1076&context=specialreports>.
- Ferrari, C., Currao, H., Bessone, J., 2011. La apicultura argentina y sus regiones. Una visión panorámica. Consejo Federal de Inversiones. Available at: <http://biblioteca.cfi.org.ar/wp-content/uploads/sites/2/2017/06/apicultura-argentina.pdf>.
- FILAPI, 2018. Declaración de la ciudad de Montevideo. Congreso Latinoamericano de Apicultura [WWW Document] URL: <https://sada.org.ar/declaracion-de-la-ciudad-de-montevideo-del-congreso-latinoamericano-de-apicultura-filapi-2018/>.
- Foley, J.A., 2011. Can we feed the world & sustain the planet? *Sci. Am.* 305, 60–65. <https://doi.org/10.1038/scientificamerican1111-60>.
- Garibaldi, L.A., Pérez-Méndez, N., 2019. Positive outcomes between crop diversity and agricultural employment worldwide. *Ecol. Econ.* 164, 106358 <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2019.106358>.
- Garibaldi, L.A., Andersson, G., Fernández Ferrari, C., Pérez-Méndez, N., 2018. Seguridad alimentaria, medioambiente y nuestros hábitos de consumo. *Ecol. Austral* 28, 572–580. <https://doi.org/10.25260/ea.18.28.3.0.768>.
- Gibbs, H.K., Ruesch, A.S., Achard, F., Clayton, M.K., Holmgren, P., Ramankutty, N., Foley, J.A., 2010. Tropical forests were the primary sources of new agricultural land in the 1980s and 1990s. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 107, 16732–16737. <https://doi.org/10.1073/pnas.0910275107>.
- Goulson, D., Nicholls, E., Botias, C., Rotheray, E.L., 2015. Bee declines driven by combined stress from parasites, pesticides, and lack of flowers. *Science* 347, 1255957. <https://doi.org/10.1126/science.1255957>.
- Grau, H.R., Gasparri, N.I., Aide, T.M., 2005. Agriculture expansion and deforestation in seasonally dry forests of north-west Argentina. *Environ. Conserv.* 32, 140–148. <https://doi.org/10.1017/S0376892905002092>.
- Haydak, M., 1970. Honey bee nutrition. *Annu. Rev. Entomol.* 15, 143–156.
- Henry, M., Béguin, M., Requier, F., Rollin, O., Odoux, J.F., Aupinel, P., Aptel, J., Tchamitchian, S., Decourtye, A., 2012. A common pesticide decreases foraging success and survival in honeybee. *Science* 336, 348–350. <https://doi.org/10.1126/science.1215039>.
- Herbert, E.W., Shimanuki, H., Caron, D., 1977. Optimum protein levels required by honeybee (Hymenoptera, Apidae) to initiate and maintain brood rearing. *Apidologie* 8, 141–146. <https://doi.org/10.1051/apido:19770204>.
- Herbert, L.T., Vázquez, D.E., Arenas, A., Farina, W.M., 2014. Effects of field-realistic doses of glyphosate on honeybee appetitive behaviour. *J. Exp. Biol.* 217, 3457–3564. <https://doi.org/10.1242/jeb.109520>.
- Hillebrand, H., Bennett, D.M., Cadotte, M.W., 2008. Consequences of dominance: a review of evenness effects on local and regional ecosystem processes. *Ecology* 89, 1510–1520. <https://doi.org/10.1890/07-1053.1>.
- Hünicken, P.L., Morales, C.L., Garibaldi, L., 2020. Insect pollination, more than plant nutrition, determines yield quantity and quality in apple and pear. *Neotrop. Entomol.* 1–8. <https://doi.org/10.1007/s13744-020-00763-0>.
- Kahl, M.B., 2012. Principales características de los insecticidas utilizados en el cultivo de soja. Available at: Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA). <https://inta.gov.ar/documentos/principales-caracteristicas-de-los-insecticidas-utilizados-en-el-cultivo-de-soja>.
- Keller, I., Fluri, P., Imdorf, A., 2005. Pollen nutrition and colony development in honeybee: part I. *Bee World* 86, 3–10. <https://doi.org/10.1080/0005772X.2005.11099641>.
- Kremen, C., Iles, A., Bacon, C., 2012. Diversified farming systems: an agroecological, systems-based alternative to modern Industrial Agriculture. *Ecol. Soc.* 17 (4), 44. <https://doi.org/10.5751/ES-05103-170444>.
- Krupke, C.H., Hunt, G.J., Eitzer, B.D., Andino, G., Given, K., 2012. Multiple routes of pesticide exposure for honeybee living near agricultural fields. *PLoS One* 7, e29268. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0029268>.
- Manzanal, M., 2017. Territorio, poder y sojización en el cono sur latinoamericano. El caso argentino. *Mundo Agrario* 18, 1–26. <https://doi.org/10.24215/15155994e048>.
- Marceau, J., Boily, R., Perron, J.M., 1990. The relationship between hive productivity and honeybee flight activity. *J. Api. Res.* 29, 28–34. <https://doi.org/10.1080/00218839.1990.11101194>.
- Medici, S.K., Blando, M., Sarlo, E., Maggi, M., Espinosa, J.P., Ruffinengo, S., Bianchi, B., Eguaras, M., Recavarren, M., 2019. Pesticide residues used for pest control in honeybee colonies located in agroindustrial areas of Argentina. *Int. J. Pest Manag.* 1–10. <https://doi.org/10.1080/09670874.2019.1597996>.
- Ministry of Agriculture, Livestock and Fisheries, 2010. Plan estratégico agroalimentario Argentina 2010–2020. Available at: <https://inta.gov.ar/documentos/pea%2C%2B2-ag-entina-agroalimentario-2010-2020>.
- Motta, E.V.S., Raymann, K., Moran, N.A., 2018. Glyphosate perturbs the gut microbiota of honeybee. *Natl. Acad. Sci.* 115, 10305–10310. <https://doi.org/10.1073/pnas.1803880115>.
- Muggeo, V.M.R., 2003. Estimating regression models with unknown break-points. *Stat. Med.* 22, 3055–3071. <https://doi.org/10.1002/sim.1545>.
- Mullin, C.A., Frazier, M., Frazier, J.L., Ashcraft, S., Simonds, R., vanEngelsdorp, D., Pettis, J.S., 2010. High levels of miticides and agrochemicals in North American apiaries: implications for honeybee health. *PLoS One* 5, e9754. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0009754>.
- Naturaleza de Derechos, 2019. Acción judicial por las abejas [WWW Document] URL: <http://www.naturalezadederechos.org/abejas4.htm>.
- Naug, D., 2009. Nutritional stress due to habitat loss may explain recent honeybee colony collapses. *Biol. Conserv.* 142, 2369–2372. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.04.007>.
- Odoux, J.F., Feuillet, D., Aupinel, P., Loublier, Y., Tasei, J.N., Mateescu, C., 2012. Territorial biodiversity and consequences on physico-chemical characteristics of pollen collected by honeybee colonies. *Apidologie* 43, 561–575. <https://doi.org/10.1007/s13592-012-0125-1>.
- Osojnik, 2018. El otro riesgo de los agrotóxicos. Página 12 online. [WWW Document] URL: <https://www.pagina12.com.ar/115771-el-otro-riesgo-de-los-agrototoxicos>.
- Páez, S., 2016. Soja en Argentina a principios del siglo XXI: El sistema agropecuario y la competencia por el uso del suelo productivo. *Cuaderno de Economía Crítica* 5, 135–169.
- Paganelli, A., Gnazzo, V., Acosta, H., López, S.L., Carrasco, A.E., 2010. Glyphosate-based herbicides produce teratogenic effects on vertebrates by impairing retinoic acid signaling. *Chem. Res. Toxicol.* 23, 1586–1595. <https://doi.org/10.1021/tx1001749>.
- Pengue, W., 2001. Impactos de la expansión de la soja en Argentina. *Globalización, desarrollo agropecuario e ingeniería genética: Un modelo para armar*. *Revista Biodiversidad* 29, 7–14.
- Pengue, W., Altieri, M., 2005. La soja transgénica en América Latina. *Una maquinaria de hambre, deforestación y devastación socio ecológica*. *Ecología política* 30, 87–94.
- Pinheiro, J., Bates, D., DebRoy, S., Sarkar, D., Team, R.C., 2017. Nlme: Linear and Nonlinear Mixed Effects Models [WWW Document]. URL: <https://cran.r-project.org/package=nlme>.
- Potts, S.G., Biesmeijer, J.C., Kremen, C., Neumann, P., Schweiger, O., Kunin, W., 2010. Global pollinator declines: trends, impacts and drivers. *Trends Ecol. Evol.* 25, 345–353. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2010.01.007>.
- Potts, S.G., Imperatriz-Fonseca, V., Ngo, H.T., Aizen, M.A., Biesmeijer, J.C., Breeze, T.D., Dicks, L.V., Garibaldi, L.A., Hill, R., Settele, J., Vanbergen, A.J., 2016. Safeguarding pollinators and their values to human well-being. *Nature* 540, 220–229. <https://doi.org/10.1038/nature20588>.
- R Core Team, 2015. R: A Language and Environment for Statistical Computing [WWW Document]. URL: <http://www.r-project.org/>.
- Rabaglio, M.D., Castignani, H., 2015. Exportaciones apícolas por provincial de origen [WWW Document] URL: Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA). <https://inta.gov.ar/documentos/exportaciones-apicolas-por-provincia-origen>.

- Requier, F., Odoux, J.F., Tamic, T., Moreau, N., Henry, M., Decourtye, A., Bretagnolle, V., 2015. Honeybee diet in intensive farmland habitats reveals an unexpectedly high flower richness and a major role of weeds. *Ecol. Appl.* 25, 881–890. <https://doi.org/10.1890/14-1011.1>.
- Requier, F., Odoux, J.F., Henry, M., Bretagnolle, V., 2017. The carry-over effects of pollen shortage decrease the survival of honeybee colonies in farmlands. *J. Appl. Ecol.* 54, 1161–1170. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12836>.
- Requier, F., Antúnez, K., Morales, C.L., Aldea Sánchez, P., Castilhos, D., Garrido, P.M., Giacobino, A., Reynaldi, F.J., Rosso Londoño, J.M., Santos, E., Garibaldi, L.A., 2018. Trends in beekeeping and honeybee colony losses in Latin America. *J. Apic. Res.* 57, 657–662. <https://doi.org/10.1080/00218839.2018.1494919>.
- Roulston, T.H., Cane, J.H., 2000. Pollen nutritional content and digestibility for animals. *Plant Syst. Evol.* 222, 187–209. <https://doi.org/10.1007/BF00984102>.
- Sanchez, C., Castignani, H., Rabaglio, M., 2018. El mercado apícola internacional. Available at: Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA). https://inta.gob.ar/sites/default/files/inta_cicipes_instdeconomia_sanchez_mercado_apicola_internacional.pdf.
- Sande, S.O., Crewe, R.M., Raina, S.K., Nicolson, S.W., Gordon, I., 2009. Proximity to a forest leads to higher honey yield: another reason to conserve. *Biol. Conserv.* 142, 2703–2709. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.06.023>.
- Satorre, E.H., 2005. Cambios tecnológicos en la agricultura argentina actual. *Ciencia Hoy* 87, 24–31.
- Scofield, H.N., Mattila, H.R., 2015. Honeybee workers that are pollen stressed as larvae become poor foragers and waggle dancers as adults. *PLoS One* 10, e0121731. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0121731>.
- Sella, A., 2012. Carta al gobernador de Salta: Vulneración a los derechos de pobladores criollos e indígenas por deslindes y desmontes irregulares [WWW Document]. URL: <http://www.dpn.gob.ar/articulo.php?id=117&pagN=1>.
- Shipley, B., 2000. Cause and Correlation in Biology. A User's Guide to Path Analysis, Structural Equations and Causal Inference. Cambridge University Press, Cambridge, UK. <https://doi.org/10.1017/cbo9781139979573>.
- Shipley, B., 2009. Confirmatory path analysis in a generalized multilevel context. *Ecology* 90, 363–368. <https://doi.org/10.1890/08-1034.1>.
- Smart, M., Pettis, J., Rice, N., Browning, Z., Spivak, M., 2016. Linking measures of colony and individual honeybee health to survival among apiaries exposed to varying agricultural land use. *PLoS One* 11, e0152685. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0152685>.
- Smith, G.W., Debinski, D.M., Scavo, N.A., Lange, C.J., Delaney, J.T., Moranz, R.A., Miller, J.R., Engle, D.M., Toth, A.L., 2016. Bee abundance and nutritional status in relation to grassland management practices in an agricultural landscape. *Environ. Entomol.* 45, 338–347. <https://doi.org/10.1093/ee/nvw005>.
- Sokal, R.R., Rohlf, F.J., 1981. Biometry: The Principles And Practice Of Statistics In Biological Research. <https://doi.org/10.2307/2343822>.
- Standifer, L.N., 1967. A comparison of the protein quality of pollens for growth-stimulation of the hypopharyngeal glands and longevity of honeybee, *Apis mellifera* L. (Hymenoptera: Apidae). *Insectes Soc.* 14, 415–425. <https://doi.org/10.1007/BF02223687>.
- Tosi, S., Nieh, J.C., Sgolastra, F., Cabbri, R., Medrzycki, P., 2017. Neonicotinoid pesticides and nutritional stress synergistically reduce survival in honeybee. *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.* 284, 20171711. <https://doi.org/10.1098/rspb.2017.1711>.
- Tosi, S., Costa, C., Vesco, U., Quaglia, G., Guido, G., 2018. A 3-year survey of Italian honeybee-collected pollen reveals widespread contamination by agricultural pesticides. *Sci. Total Environ.* 615, 208–218. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.226>.
- Toth, A.L., Kantarovich, S., Meisel, A.F., Robinson, G.E., 2005. Nutritional status influences socially regulated foraging ontogeny in honeybee. *J. Exp. Biol.* 208, 4641–4649. <https://doi.org/10.1242/jeb.01956>.
- Tuñez, G., 2018. Los apicultores de Argentina alertan de muerte de abejas por los agrotóxicos [WWW Document] URL: <https://medium.com/@gabtunez/los-apicultores-de-argentina-alertan-de-muerte-de-abejas-por-los-agrot%C3%B3xicos-bdcb2e06c8c2>.
- Vallejos, M., Volante, J.N., Mosciaro, M.J., Vale, L.M., Bustamante, M.L., Paruelo, J.M., 2015. Transformation dynamics of the natural cover in the dry chaco ecoregion: A plot level geo-database from 1976 to 2012. *J. Arid Environ.* 123, 3–11. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2014.11.009>.
- Vázquez, D.E., Iliina, N., Pagano, E.A., Zavala, J.A., Farina, W.M., 2018. Glyphosate affects the larval development of honeybee depending on the susceptibility of colonies. *PLoS One* 13, e0205074. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0205074>.
- Vázquez, D.E., Latorre-Estivalis, J.M., Ons, S., Farina, W.M., 2020. Chronic exposure to glyphosate induces transcriptional changes in honey bee larva: a toxicogenomic study. *Environ. Poll.* 261, 114148.
- Villalba, A., Maggi, M., Ondarza, P.M., Szawarski, N., Miglironza, K.S.B., 2018. Influence of land use on chlorpyrifos and persistent organic pollutant levels in honeybee, bee bread and honey: beehive exposure assessment. *Sci. Total Environ.* 713, 136554. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136554>.
- Villanueva-Gutiérrez, R., Echazarreta-González, C., Roubik, D.W., Moguel-Ordóñez, Y.B., 2014. Transgenic soybean pollen (*Glycine max* L.) in honey from the Yucatán peninsula, Mexico. *Sci. Rep.* 4, 4022. <https://doi.org/10.1038/srep04022>.
- Vossier, F.G., 2014. A tight relationship between the solitary bee *Calliopsis* (Ceroliopoeum) *laeta* (Andrenidae, Panurginae) and *Proscopis* pollen hosts (Fabaceae, Mimosoideae) in xeric South American woodlands. *J. Pollinat. Ecol.* 14, 270–277. [https://doi.org/10.26786/1920-7603\(2014\)24](https://doi.org/10.26786/1920-7603(2014)24).
- Wei, W.W.S., 2006. Time Series Analysis: Univariate and Multivariate Methods, 2nd ed. Pearson Education, Inc. <https://doi.org/10.2307/2289741>.
- Wood, S.N., 2011. Fast stable restricted maximum likelihood and marginal likelihood estimation of semiparametric generalized linear models. *J. R. Stat. Soc. Ser. B Stat. Methodol.* 73, 3–36. <https://doi.org/10.1111/j.1467-9868.2010.00749.x>.
- Yang, E.C., Chuang, Y.C., Chen, Y.L., Chang, L.H., 2008. Abnormal foraging behavior induced by sublethal dosage of imidacloprid in the honeybee (Hymenoptera: Apidae). *J. Econ. Entomol.* 101, 1743–1748. <https://doi.org/10.1603/0022-0493-101.6.1743>.
- Zak, M.R., Cabido, M., Cáceres, D., Díaz, S., 2008. What drives accelerated land cover change in central Argentina? Synergistic consequences of climatic, socioeconomic, and technological factors. *Environ. Manag.* 42, 181–189. <https://doi.org/10.1007/s00267-008-9101-y>.