

Índice de provisión de hábitat potencial para la biodiversidad de controladores biológicos en un paisaje de interfase urbano rural en Mendoza, Argentina

LUCÍA DEL BARRIO^{1,✉}; ANDREA FRUITOS²; SANTIAGO J. SARANDÓN³; JOSÉ A. PORTELA⁴;
M. JULIETA D'AMARIO⁵; MARÍA J. MARTÍN VELASCO⁶ & MARTÍN A. PÉREZ¹

¹ Estación Experimental Agropecuaria INTA Mendoza. Mendoza, Argentina. ² CONICET Mendoza. Estación Experimental Agropecuaria INTA Junín. Mendoza, Argentina. ³ CIC-LIRA, Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, Universidad Nacional de La Plata. Buenos Aires, Argentina. ⁴ Estación Experimental Agropecuaria INTA La Consulta. Mendoza, Argentina. ⁵ Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Cuyo. Mendoza, Argentina. ⁶ Instituto de Geología de Costas y del Cuaternario, Universidad Nacional de Mar del Plata. Buenos Aires, Argentina.

RESUMEN. La expansión urbana sobre paisajes agrícolas genera interfases urbano-rurales. La coexistencia de usos del suelo agrícolas y residenciales puede promover conflictos en torno al uso de plaguicidas. En Mendoza, Argentina, la escasez del recurso hídrico limita el traslado de la agricultura más allá de las áreas irrigadas, por lo que es importante mejorar esta convivencia. Para disminuir el uso de plaguicidas se necesitan estrategias asentadas en funciones ecosistémicas como el control biológico de plagas por conservación. Esta estrategia depende de la biodiversidad funcional presente en el paisaje; en especial, de las comunidades vegetales con capacidad de brindar hábitat a especies de artrópodos, parasitoides y depredadores generalistas. El objetivo de este trabajo fue construir un índice para evaluar la capacidad de proveer hábitat potencial para los controladores biológicos (IHPB) en diferentes ambientes de un paisaje, con el fin de aportar conocimientos para el ordenamiento ambiental territorial de áreas de interfase. El IHPB se construyó a partir de 5 indicadores y se puso a prueba en el distrito de Lunlunta (Maipú, Mendoza). Se clasificó el área de estudio en 6 unidades de paisaje (UP): Natural de secano, Natural de ribera, Seminatural, Agrícola convencional, Agrícola biodiverso y Urbana. En ellas se realizaron censos de vegetación para calcular los indicadores. El valor más alto de IHPB ocurrió en la UP Natural de secano por la alta diversidad y la cobertura total y de especies arbóreas y arbustivas nativas presentes en su comunidad vegetal; el IHPB más bajo ocurrió en la UP Agrícola convencional. Su aplicación confirmó la importancia de las áreas naturales en cuanto a su potencialidad para sostener a la entomofauna benéfica base para el control biológico de plagas, y la necesidad de mejorar las condiciones de hábitat en los ambientes agrícolas.

[Palabras clave: indicadores, agroecología, funciones ecosistémicas, control biológico por conservación, ordenamiento ambiental territorial]

ABSTRACT. Index of potential habitat provision for biodiversity of biological drivers in an urban interface landscape of biological drivers in a rural-urban interface landscape in Mendoza, Argentina. Urban sprawl over agricultural landscapes generates urban-rural interfaces. The coexistence of agricultural and residential land uses can promote conflicts over the use of pesticides. In Mendoza (Argentina), the scarcity of water resources is a constraint for moving agriculture beyond irrigated areas, so it is important to improve this coexistence. In order to reduce the use of pesticides, strategies based on ecosystem functions such as biological pest control through conservation are necessary. This strategy depends on the functional biodiversity present in the landscape, especially on plant communities with the capacity to provide habitat for arthropod species, parasitoids and generalist predators. The objective of this work was to construct an index to evaluate the capacity to provide potential habitat for biological controllers (IHPB) in different areas of a landscape, in order to provide knowledge for the territorial environmental management of interface areas. The IHPB was constructed from five indicators and evaluated in the Lunlunta district (Maipú, Mendoza). The study area was classified into six landscape units (UP): Dryland natural, Riverside natural, Semi-natural, Conventional agricultural, Biodiverse agricultural and Urban, in which vegetation censuses were conducted for the calculation of the indicators. The IHPB showed the highest value in the Dryland natural UP due to the high diversity, total cover and native tree and shrub species present in its plant community; the lowest was registered in Conventional agriculture. Its application confirmed the importance of natural areas in terms of their potential to sustain the beneficial entomofauna base for the biological control of pests, and the need to improve habitat conditions in agricultural environments.

[Keywords: environmental indicators, agroecology, ecosystem functions, biological pest control by conservation, territorial environmental management]

INTRODUCCIÓN

La expansión de las ciudades sobre paisajes agrícolas genera territorios de interfase urbano rural, en donde los usos del suelo agrícolas y residenciales se encuentran en contacto e interrelación (Martellozzo et al. 2018; Celiz 2020). La convivencia de estos usos del suelo puede promover conflictos socioambientales (Zulaica et al. 2015; Pengue and Rodríguez 2018; Pérez 2020). En la Argentina, los conflictos socioambientales asociados con los efectos del uso de plaguicidas han cobrado especial preocupación por el conjunto de la sociedad (Zulaica et al. 2015; Pengue and Rodríguez 2018; Molpeceres et al. 2020). Según Tittonell (2020), los conflictos en las interfases urbano rurales se deben a la falta o a un inadecuado ordenamiento ambiental territorial (OAT).

Las prácticas de manejo agroecológico se plantean como una solución en estas áreas, ya que se basan en estrategias de conservación y potenciación de funciones ecosistémicas que promueven una dependencia menor de agroquímicos. Esto se logra, principalmente, aumentando la biodiversidad funcional en el paisaje y en los agroecosistemas (Altieri and Nicholls 2000). La biodiversidad funcional es el conjunto de organismos capaces de promover las funciones ecosistémicas necesarias para las prácticas agroecológicas (Nicholls et al. 2015; Sarandón et al. 2016).

El componente vegetal de la biodiversidad funcional constituye la base de las relaciones tróficas que pueden establecerse, por lo que es clave conocer la vegetación del paisaje (Altieri and Nicholls 2000; Dubrovsky Berensztein et al. 2015). En áreas de interfase urbano rural, las comunidades vegetales se encuentran en ambientes que son administrados por actores territoriales con diversos intereses, conocimientos y necesidades (Gargoloff et al. 2011). Por esta razón, para conservar la biodiversidad funcional y promover prácticas agroecológicas se necesitan instrumentos de gestión estatal que tiendan a coordinar las acciones de los actores territoriales, superando los intereses personales (Tittonell 2020).

Para disminuir el uso de plaguicidas es necesario fortalecer los mecanismos de regulación biótica de plagas; entre ellos, el control biológico (Polack et al. 2020). Existen diferentes estrategias para promover la presencia y la actividad de controladores biológicos en los paisajes; entre ellas, el control

biológico por conservación. Éste consiste en mantener comunidades vegetales que ofrecen a los enemigos naturales diferentes recursos como alimento, presas u hospederos alternativos y refugio (Fiedler et al. 2008).

Estudios realizados en diferentes sistemas agrícolas del país señalan que la cobertura vegetal, la diversidad y la presencia de especies de origen nativo son atributos importantes de las comunidades vegetales, ya que tienen una relación positiva con la presencia de organismos herbívoros y con sus controladores biológicos (Iermanó et al. 2015; Paleologos et al. 2015; Stupino 2018; Fernández et al. 2019; López García et al. 2019; Alemanno 2020). En especial, las especies con flores proveen néctar y polen que sirven de alimento para insectos controladores biológicos de tipo parasitoides y para algunos estadios de depredadores (Dubrovsky Berensztein et al. 2015; Polack et al. 2020). Además, se encontró que los controladores biológicos prefieren como fuentes de alimento a las familias botánicas Fabaceae, Apiaceae, Asteraceae, Brassicaceae, Malvaceae, Convolvulaceae y Polygonaceae (Montero 2008; Batáry et al. 2012; Dubrovsky Berensztein et al. 2015; Pfiffner et al. 2018; Simao et al. 2018).

Por otra parte, se reconoció a las especies de la familia Poaceae por alojar diversidad de parasitoides (Alemanno 2020) y, en particular, a las gramíneas perennes como proveedoras de refugios invernales (Cánepa et al. 2015). La disponibilidad de sitios de refugio dependerá de los estratos que conforman la estructura de la vegetación (Sarandón and Flores 2014; Fernández et al. 2019; Polack et al. 2020). Esto se debe a que cada estrato recibe diferentes grados de exposición a la luz del sol, humedad y temperatura, y se generan microhábitats que aportan una gama amplia de recursos (Rosas-Ramos et al. 2018; Fernández et al. 2019).

Otra característica importante es la presencia de especies leñosas. Baudino et al. (2020), en la región árida de Los Llanos riojanos, encontraron que la abundancia, la riqueza y la composición de especies de insectos se asociaron con esta característica de la vegetación. Por lo tanto, las comunidades vegetales que presentan estos atributos tienen un valor alto de conservación en los paisajes para potenciar la presencia de la función ecosistémica de control biológico de plagas.

Evaluar características complejas como la biodiversidad funcional no es sencillo y

requiere de nuevos abordajes y metodologías. El uso de índices e indicadores demostró ser un instrumento adecuado para estos desafíos, dado que traducen aspectos ecológicos complejos en valores sencillos y claros. Los índices e indicadores brindan información útil para la toma de decisiones (Sarandón and Flores 2014; Stupino 2018; Fernández et al. 2019).

En Mendoza, el avance urbano sobre las tierras agrícolas de los oasis de riego ha venido en aumento en los últimos 30 años (Rojas et al. 2020). En esta provincia, mejorar la convivencia de actividades agrícolas y urbanas es aun más importante que en otras regiones del país, dado que la escasez del recurso hídrico es una limitante para el traslado de la agricultura más allá de las áreas irrigadas. Por lo tanto, las decisiones acerca de qué ambientes se deben conservar y cuáles pueden ser destinados a otros usos adquiere una gran relevancia.

En este contexto, se busca aportar conocimientos a los procesos de OAT de las áreas de interfase urbano rural, a fin de disminuir los conflictos socioambientales por el uso de plaguicidas a partir de la

promoción de prácticas agroecológicas. Para esto, es importante conocer la disponibilidad de funciones ecosistémicas en diferentes unidades de paisaje de estos territorios (Sarandón 2020). El objetivo de este trabajo fue construir un índice y evaluar la capacidad de diferentes unidades de paisaje de proveer hábitat potencial para los controladores biológicos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El estudio se llevó a cabo en el distrito de Lunlunta (departamento de Maipú), ubicado en la zona de interfase urbano rural del Oasis Norte de la provincia de Mendoza (Argentina). A diferencia de los poblados aledaños — que se encuentran muy urbanizados —, este distrito se caracteriza por mantener gran parte de su superficie con agricultura y coberturas naturales y seminaturales (Figura 1, Material Suplementario 1).

El sistema de cultivo predominante es de vid (*Vitis vinifera* var. *Malbec*) consociada con olivo (*Olea europaea*), aunque también se observan algunos cultivos de durazneros (*Prunus*

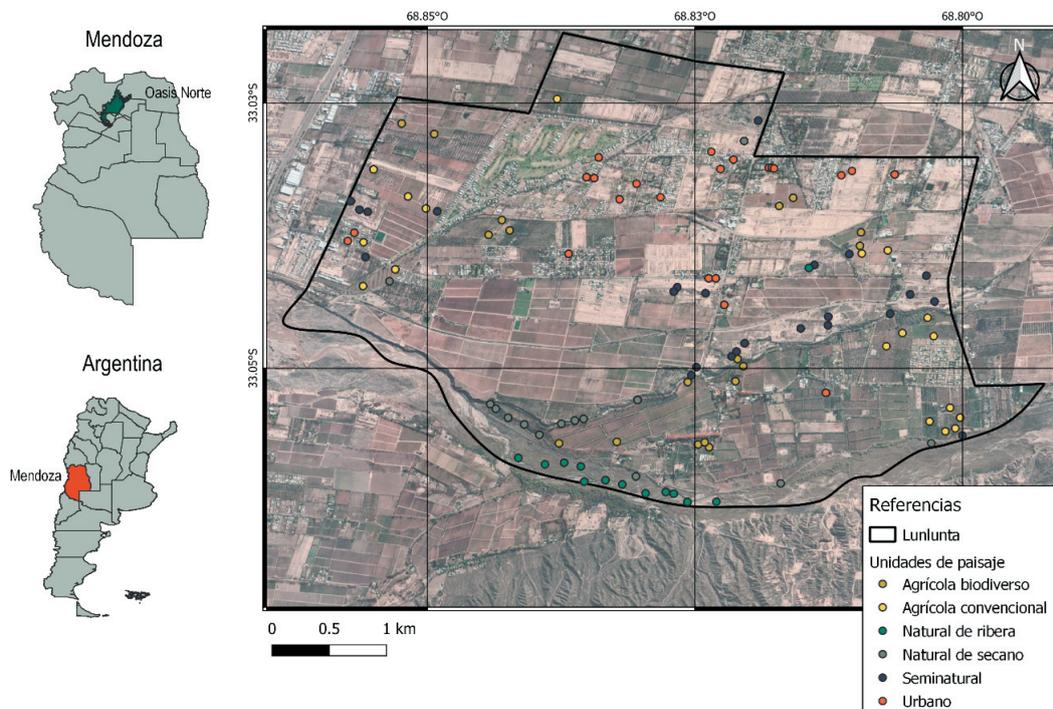


Figura 1. Ubicación de los censos de vegetación según unidades de paisaje en el distrito de Lunlunta, Mendoza, Argentina.

Figure 1. Location of vegetation censuses according to landscape units in the Lunlunta district, Mendoza, Argentina.

persica) (Van den Bosch and Brés 2021). Según Méndez (2014), las comunidades de especies arvenses que acompañan los viñedos y que son dominantes en toda la zona agrícola del Oasis Norte corresponden sobre todo a especies introducidas de las familias Solanaceae, Polygonaceae y Chenopodiaceae, junto con especies nativas como el clavel amarillo (*Wedelia glauca*) y la papilla (*Pitiraea cuneato-ovata*).

La vegetación nativa que puede encontrarse en los sectores no irrigados ni perturbados corresponde a las especies dominantes de la provincia fitogeográfica del Monte, consistente en arbustos xerofíticos de follaje perenne pertenecientes en su mayoría a la familia Zigoofilaceae, con escasez de gramíneas y árboles. También se identifican algunas variantes azonales como especies arbustivas de halófitas y bosques abiertos freatofíticos (Oyarzabal et al. 2018). En el límite sur del distrito, sobre las márgenes del río se distinguen bosques naturales de sauces (*Salix* sp.) y cortaderas (*Cortadeira selloana*) (Méndez 1998).

Unidades de paisaje

Para estudiar la biodiversidad funcional del paisaje se definieron unidades de paisaje (UP), que se diferencian principalmente por los componentes de la vegetación (Barchuk et al. 2007; Mazzoni 2014). Esto facilitó organizar la información espacial y permitió integrar

aspectos del sistema territorial, lo que facilitó su comprensión para la toma de decisiones (Gómez Orea 1994).

En la definición de las UP se partió del supuesto de que ambientes con distintos usos del suelo conllevan el establecimiento de diferentes comunidades vegetales (Faggi et al. 2006; Martínez Carretero 2010). Para determinarlas se utilizó el mapa de coberturas del suelo, su verificación a campo que resultó en el uso actual del suelo y, para los ambientes agrícolas, se definieron subáreas en función del manejo de las coberturas vegetales. De esta manera, quedaron definidas seis UP: Agrícola biodiverso, Agrícola convencional, Natural de secano, Natural de ribera, Seminatural y Urbana (Tabla 1, Figura 2, Material Suplementario 1).

Construcción del índice

Tomando como base la metodología de indicadores de sustentabilidad de Sarandón y Flores (2014), construimos un instrumento para evaluar la capacidad de diferentes unidades de paisaje de proveer hábitat para controladores biológicos, denominado Índice de Hábitat Potencial para la Biodiversidad (IHPB). Nos referimos a hábitat potencial, ya que no se midió la presencia de controladores biológicos ni las tasas de depredación o parasitismo, sino que se construyeron indicadores para caracterizar las coberturas vegetales en función de dicha capacidad.

Tabla 1. Descripción de las unidades de paisaje para el área de interfase urbano rural, Lunlunta, Mendoza, Argentina.

Table 1. Description of landscape units for the urban-rural interface area, Lunlunta, Mendoza, Argentina.

| Unidad de paisaje | Descripción |
|-----------------------|--|
| Agrícola biodiversa | Unidad de paisaje compuesta por agroecosistemas de cultivos perennes — principalmente vid y olivo — en sistemas de cultivo mixtos en los que se conserva vegetación espontánea en espacios no cultivados (i.e., interfilares, bordes de cultivo y caminos internos utilizados para las labores culturales) |
| Agrícola convencional | Unidad de paisaje compuesta por agroecosistemas de cultivos perennes — principalmente vid y olivo — en sistemas de cultivo mixtos en los que se mantienen descubiertos tanto la línea de plantación como los espacios no cultivados, mediante uso intensivo de labranza mecánica o herbicidas |
| Natural de ribera | Unidad de paisaje colindante con el río Mendoza. Compuesta por zonas de vegetación natural ribereña con elevada presencia de especies autóctonas y donde el recurso hídrico es más abundante que en resto del área de estudio |
| Natural de secano | En esta unidad de paisaje se diferenciaron ambientes con vegetación xerófila típica de la Provincia Biogeográfica del Monte (Villagra et al. 2004; Oyarzabal et al. 2018), cuya única fuente de agua son las escasas precipitaciones |
| Seminatural | Conformada por ambientes antropizados que han cambiado de uso, mayoritariamente fincas abandonadas y desmontes para fines urbanísticos. La vegetación corresponde a diferentes estadios sucesionales dependiendo del tiempo que lleven en desuso |
| Urbana | Conformada por la vegetación de jardines residenciales y plazas públicas |

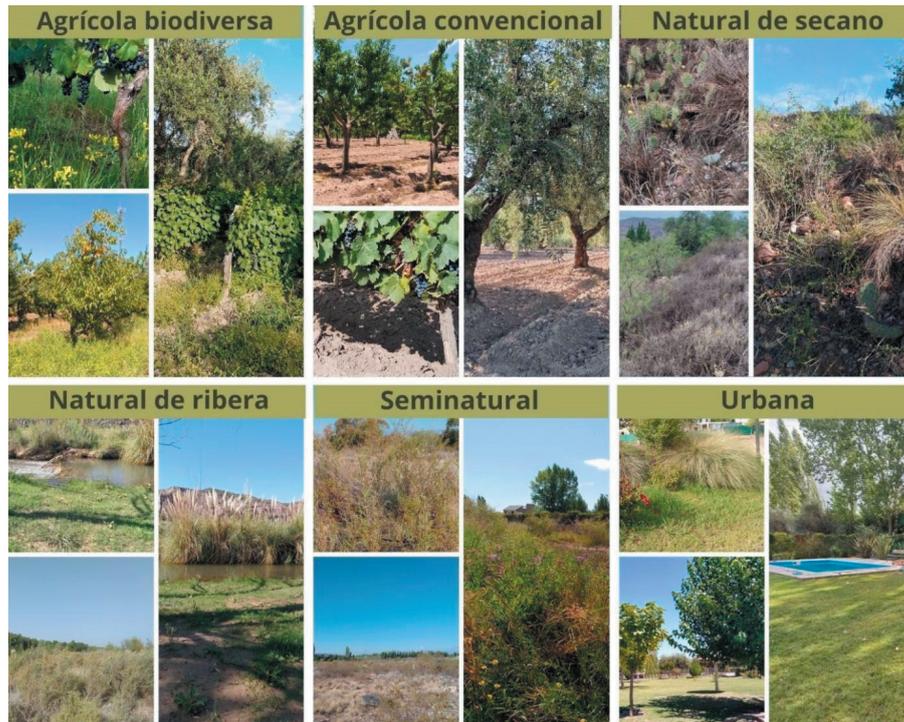


Figura 2. Fotos representativas de las unidades de paisaje (UP) definidas para el distrito de Lunlunta, Mendoza, Argentina.

Figure 2. Representative photos of the landscape units (LUs) defined for the Lunlunta district, Mendoza, Argentina.

Se elaboraron cinco indicadores basados en características de la vegetación. Los mayores valores del IHPB, indican mayor provisión de hábitat potencial para la biodiversidad de controladores biológicos, siendo 4.5 el máximo valor que podría alcanzar dicho índice. Para su cálculo se utilizó la siguiente fórmula:

$$IHPB = CV + H + CRFF + CRPG + CRAAN$$

Ecuación 1

donde CV = cobertura vegetal, H = diversidad vegetal, CRFF = cobertura relativa de familias relevantes con flor, CRPG = cobertura relativa de gramíneas perennes y CRAAN = cobertura relativa de especies arbóreas y arbustivas nativas.

Cobertura Vegetal (CV). Representa el porcentaje de la superficie censada que se encontró cubierta con vegetación al momento del censo, afectada por un coeficiente de 0.5.

$$CV = CVT * 0.5$$

Ecuación 2

Naturalmente, la cobertura del suelo promedio de la provincia biogeográfica del Monte oscila entre 30 y 50% (Villagra et al. 2004). Sin embargo, en el área de estudio puede alcanzar valores superiores al 95% por el aporte del riego (Méndez 2003, 2014). Por

este motivo, el valor de la cobertura vegetal total se ponderó por el coeficiente 0.5 con el objetivo de que los máximos valores de cobertura no superen el 50%, acorde a las características de la región.

Diversidad vegetal (H). La diversidad de un área será mayor cuanto mayor sea la riqueza de especies y más equitativa la distribución de los individuos de cada especie (Pla 2006). Para analizar la diversidad vegetal se utilizó el índice de Shannon (H), siguiendo la ecuación descrita por Shannon-Weaver (Peet 1974):

$$H = - \sum_{x=1}^{113} (p_i * \ln p_i) / \sum_{x=1}^{113} (p_i * \ln p_i)$$

Ecuación 3

donde pi =cobertura relativa de la especie i para el censo x. Los valores de H más cercanos a uno corresponden a una alta riqueza o a una buena distribución de las especies en cada unidad de paisaje.

Cobertura relativa de familias relevantes con flor (CRFF).

$$CRFF = p \text{ flores} / p \text{ total}$$

Ecuación 4

donde p flores es la cobertura de las especies herbáceas dicotiledóneas de las familias consideradas relevantes (i.e., Fabaceae,

Apiaceae, Asteraceae, Brassicaceae, Malvaceae y Convolvulaceae y Polygonaceae), y p total es igual a la cobertura de todas las especies inventariadas en cada censo. Cabe aclarar que p total puede tomar valores mayores a 100, ya que se obtiene a partir de la sumatoria de las coberturas de cada especie censada. El indicador varía de cero a uno, siendo uno el valor obtenido cuando toda la cobertura del censo corresponde a especies dicotiledóneas de familias relevantes.

Cobertura relativa de gramíneas perennes (CRGP). Es la relación entre la proporción de suelo cubierto con especies perennes de la familia Poaceae (p gramíneas perennes) y la cobertura de todas las especies inventariadas en cada censo (p total).

$$\text{CRGP} = \frac{\text{p gramíneas perennes}}{\text{p total}}$$

Ecuación 5

Cobertura relativa de especies arbóreas y arbustivas nativas (CRAAN). Representa la relación entre la cobertura de las especies arbóreas y arbustivas de origen nativo (p nativas arbustivas y arbóreas) y la cobertura de todas las especies inventariadas en cada censo (p total). Varía de cero a uno, siendo uno cuando toda la cobertura del censo corresponde a especies arbóreas y arbustivas de origen nativo.

$$\text{CRAAN} = \frac{\text{p nativas arbustivas y arbóreas}}{\text{p total}}$$

Ecuación 6

Relevamiento de vegetación

Los relevamientos se realizaron durante los meses de verano (diciembre a febrero del 2020), coincidiendo con la época de mayor frecuencia de lluvias. Esto nos permitió relevar elementos anuales de la vegetación y nos facilitó identificar las especies por encontrarse mayormente en estadios de floración y fructificación.

Se realizaron 113 censos de vegetación ubicados en las seis UP (Figura 1). La cantidad de relevamientos se consideró acorde al tamaño del área de estudio, según la consulta a expertos de la Cátedra de Ecología Agrícola de la Facultad de Ciencias Agrarias de la Universidad Nacional de Cuyo. Para cada UP, la cantidad de relevamientos se determinó a partir de la variación de la composición florística. En las UP Agrícola biodiversa y convencional se realizaron 18 censos, respectivamente, 25 en los ambientes

Seminatural y Urbana, 14 en sitios Naturales de secano y 13 en Natural de ribera. En los ambientes de composición más homogénea, las especies y sus valores de cobertura fueron redundantes en menos repeticiones.

El tamaño de la unidad a censar fue de 10x10 m (100 m²), siguiendo antecedentes realizados en otros ecosistemas antropizados de la provincia (Méndez 2005). Las unidades censales fueron ubicadas con el objetivo de abarcar la mayor diversidad de especies presentes; para esto, en áreas naturales y seminaturales fueron ubicadas a razón de 1000 m de distancia entre una y otra. En unidades urbanas, en función de los diferentes manejos de la vegetación, y en las UP agrícolas se realizaron dentro del área cultivada, en los bordes de los cuadros de cultivo y caminos de las fincas que se encontraban vegetados.

Los censos se realizaron siguiendo el método de abundancia dominancia Braun-Blanquet (Matteucci and Colma 1982). Consistieron en inventariar las especies presentes dentro de la unidad censal y asignarles un valor de cobertura estimada visualmente en base a la superficie ocupada por los individuos de una misma especie. La escala de valoración de coberturas se ajustó mediante una reducción de los rangos de superficie respecto a la escala original, con el fin de lograr un registro más sensible ante pequeñas variaciones, acorde a las características del área de estudio (Material Suplementario 2).

Además, se estimó la cobertura vegetal total y se registró el estrato de las especies relevadas según correspondiera a: árboles, arbustos o herbáceas. Para cada especie inventariada se registró la familia botánica y su origen (nativo o exótico) según bibliografía y herbarios digitales (Ruiz Leal 1972; Zuloaga et al. 2008). Los inventarios de cada censo, fueron transcritos en planillas Excel en las que se sistematizaron los datos base para el cálculo de los indicadores (Material Suplementario 3).

RESULTADOS

El IHPB varió según los ambientes. Alcanzó el valor más alto (2.10) en la UP Natural de secano, y el más bajo (1.23), en la Agrícola convencional. Las unidades de paisaje Seminatural, Natural de ribera y Urbana presentaron valores medios del IHPB, más similares entre sí que con las UP Natural de secano y Agrícolas (Figura 3).

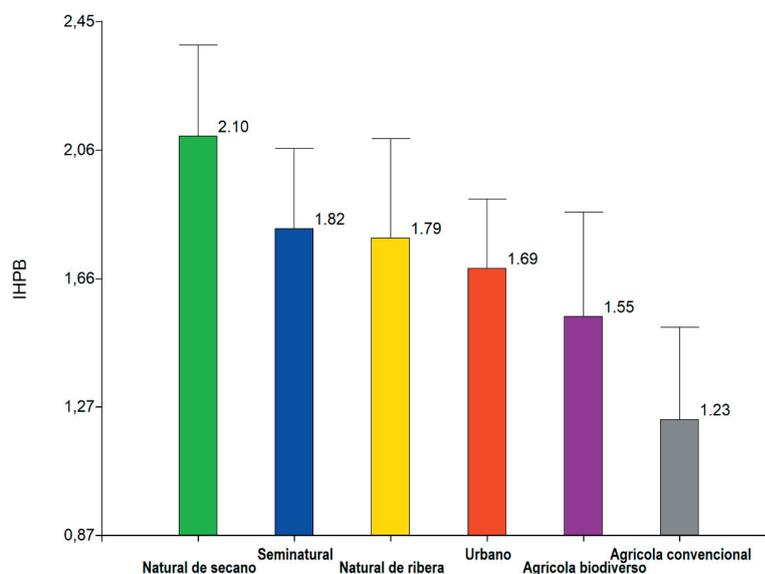


Figura 3. Promedio y desviación estándar del IHPB para las unidades de paisaje de Lunlunta, Mendoza, Argentina.

Figure 3. Average and standard deviation of the IHPB for the landscape units of Lunlunta, Mendoza, Argentina.

La comunidad vegetal de la UP Natural de secoano se caracterizó por su elevada diversidad y cobertura vegetal. A su vez, presentó una alta cobertura relativa de especies arbóreas y arbustivas nativas (CRAAN), observándose especies como *Geoffroea decorticans*, *Lycium sp.*, *Baccharis salicifolia* y *Prosopis flexuosa*. Sin embargo, fue la UP Seminatural en la que se obtuvo el mayor valor de este indicador y las especies arbustivas más frecuentes fueron *Lycium sp.*, *Baccharis salicifolia* y *Senecio subulatus*, además de *Aristida mendocina* y *Solanum elaeagnifolium* que pertenecen al estrato herbáceo. En relación con esta UP, es importante señalar que su cobertura vegetal fue una de las más bajas.

La UP Natural de ribera presentó una mayor cobertura relativa de especies con flores de familias relevantes (CRFF), siendo las especies más frecuentes *Baccharis salicifolia*, *Tessaria absinthioides*, *Melilotus albus* y *Sisymbrium sp.* También fueron identificadas como especies muy frecuentes *Salix sp.* y *Cortaderia selloana*. Esta UP mostró un valor promedio de cobertura vegetal con una desviación del 25.6%, lo cual indica una gran variabilidad de este atributo entre el conjunto de censos (Tabla 2).

La UP Urbana presentó el mayor valor de riqueza. Las especies más frecuentes fueron *Cynodon dactylon*, *Taraxacum officinale*, *Rosa*

Tabla 2. Valores promedio de los principales atributos de la comunidad vegetal presente en cada unidad de paisaje. p total: cobertura promedio de todas las especies inventariadas en cada censo. p flores: cobertura promedio de las especies herbáceas dicotiledóneas de las familias consideradas relevantes (Fabaceae, Apiaceae, Asteraceae, Brassicaceae, Malvaceae, Convolvulaceae y Polygonaceae). p gramíneas perennes: cobertura promedio de las especies perennes de la familia Poaceae. p arbóreas y arbustivas nativas: cobertura promedio de este grupo.

Table 2. Average values of the main attributes of the plant community present in each landscape unit. p total: average cover of all species inventoried in each census. p flores: average cover of herbaceous dicotyledonous species of the families considered relevant (Fabaceae, Apiaceae, Asteraceae, Brassicaceae, Malvaceae, Convolvulaceae and Polygonaceae). p gramíneas perennes: average cover of perennial species of the Poaceae family. p arbóreas y arbustivas nativas: average cover of this group

| Atributos/ UP | Cobertura Vegetal Total (%) | | Riqueza | p total | p flores | p gramíneas perennes | p arbóreas y arbustivas nativas |
|-----------------------|-----------------------------|-----------------|---------|---------|----------|----------------------|---------------------------------|
| | Media | Desvío estándar | | | | | |
| Agrícola biodiverso | 80.3 | 11.6 | 79 | 193.6 | 47.6 | 58.2 | 2.5 |
| Agrícola convencional | 56.3 | 12.3 | 43 | 100.1 | 27.2 | 17.9 | 0.1 |
| Natural de ribera | 72.1 | 25.6 | 50 | 172.5 | 40.3 | 44.2 | 26.5 |
| Natural de secoano | 86.4 | 8.6 | 79 | 192.6 | 63.5 | 39.5 | 84.4 |
| Seminatural | 58.3 | 11.3 | 69 | 92.9 | 26.3 | 31.3 | 42.8 |
| Urbana | 91.1 | 15.4 | 162 | 231.7 | 33.1 | 85.2 | 4.5 |

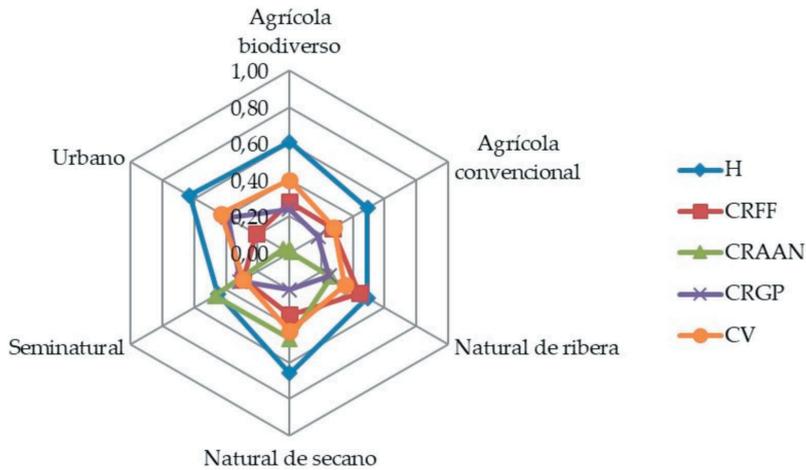


Figura 4. Valores medios de los indicadores de provisión de hábitat potencial para biodiversidad en las unidades de paisaje estudiadas (Lunlunta, Mendoza, Argentina).

Figure 4. Mean values of indicators of potential habitat provision for biodiversity in the studied landscape units (Lunlunta, Mendoza, Argentina).

sp. y *Pyracantha angustifolia*. Su comunidad vegetal estaba compuesta en gran parte por especies de gramíneas perennes, siendo las más frecuentes *Cynodon dactylon*, *Festuca* sp. y *Lolium perenne*.

Los valores mínimos del indicador CRAAN fueron obtenidos en las UP agrícolas. En la UP Agrícola biodiversa se observaron valores de riqueza y diversidad medios, siendo las especies más frecuentes *Vitis vinifera*, *Cynodon dactylon*, *Sonchus oleraceus* y *Wedelia glauca*. Mientras que en la UP Agrícola convencional se obtuvieron valores bajos en todos los indicadores, y los valores mínimos de cobertura relativa de gramíneas perennes (CRGP) y cobertura vegetal (CV). Sin embargo, la composición de su comunidad vegetal fue muy similar a la Agrícola biodiversa, siendo las especies más frecuentes *Vitis vinifera*, *Sorghum halepense*, *Olea europea* y *Wedelia glauca*.

En el área de estudio, los valores de CRFF, CV y CRGP fueron bajos. Los valores de los indicadores oscilaron entre 0.01 y 0.66, siendo el índice de Shannon (H) y el CRAAN los indicadores que alcanzaron los valores más altos (Figura 4). Se destaca que H fue superior a 0.5 en todas las UP y que CRAAN mostró mayor variabilidad entre las unidades de paisaje, presentando el valor máximo en las UP Seminatural y Natural de secano, y valores cercanos a cero en las UP Agrícola convencional, Agrícola biodiversa y Urbana.

DISCUSIÓN

El IHPB y los indicadores que lo constituyen mostraron sensibilidad para evaluar la provisión de hábitat potencial para controladores biológicos de las diferentes

unidades de paisaje del área de estudio. Tal como lo señalado para los indicadores que permiten evaluar sustentabilidad y otros aspectos complejos de los agroecosistemas (Sarandón and Flores 2014; Iermanó et al. 2015; Paleologos et al. 2015; Stupino 2018; Fernández et al. 2019), el uso del IHPB permitió evaluar características ecológicas y sintetizar variables en un único valor, lo que facilita la toma de decisiones en problemáticas multidimensionales.

Su aplicación en el distrito de Lunlunta (Maipú, Mendoza) mostró que las comunidades vegetales presentes en las UP Natural de ribera, Natural de secano y Seminatural ofrecen mejores recursos para los enemigos naturales que las de los sistemas agrícolas. Numerosos antecedentes demostraron que los ambientes naturales y seminaturales, en general, funcionan como reservorios de biodiversidad funcional, y que para mejorar el potencial de control biológico es necesario preservarlos dentro o alrededor de los agroecosistemas (Paleologos et al. 2008; Weyland and Zaccagnini 2008; Veres et al. 2013; Gonthier et al. 2014; Haan et al. 2020). En este sentido, también López García et al. (2019) encontraron, en viñedos de Mendoza, mayor riqueza de artrópodos polinizadores y depredadores en cauces de río secos cubiertos con vegetación natural, que en el borde y centro de los viñedos.

En relación con las unidades de paisaje agrícolas, en la UP Agrícola biodiversa se observó un valor mayor del índice que en la Agrícola convencional. Esto coincide con los escasos trabajos en los que se evalúa la relación entre especies vegetales y entomofauna benéfica realizados en sistemas agrícolas de

Mendoza. Alemanno (2020) identificó, en viñedos de Barrancas (distrito ubicado a ~13 km del área de estudio), qué himenópteros depredadores y parasitoides fueron más abundantes en agroecosistemas que presentaban una alta cobertura vegetal total y alta cobertura de gramíneas. Por su parte, Mazzitelli et al. (2021), en su estudio realizado en montes de durazneros, identificaron que *Sonchus oleraceus* (Asteraceae) y *Rapistrum rugosum* (Brassicaceae) albergan especies de pulgones que son presa y huéspedes alternativos para depredadores generalistas (sírpidos) y parasitoides (himenópteros). Estos antecedentes respaldan la selección de las variables para caracterizar las comunidades vegetales y la confección de los indicadores, y justifican que la unidad de paisaje Agrícola biodiversa provea más recursos para los controladores biológicos que la UP Agrícola convencional.

Se encontraron trabajos de ecología urbana realizados en la provincia y en otras regiones del país que permiten explicar los valores de los indicadores obtenidos para la UP Urbana. Faggi et al. (2006) señalan que áreas urbanizadas exhiben mayor riqueza de especies vegetales que sitios agrícolas de Buenos Aires, y que el porcentaje de especies vegetales nativas disminuye a medida que aumenta la urbanización. También Martínez Carretero (2010) identificó que en jardines, parques y plazas de la ciudad de Mendoza son predominantes las especies exóticas por sobre las nativas. En coincidencia con estos hallazgos, en los espacios urbanos censados en este trabajo se encontró una cobertura elevada de especies exóticas, una gran riqueza de especies y un bajo valor de cobertura de especies arbóreas y arbustivas nativas.

Tal como sucede con otros índices, la interpretación correcta de sus valores es fundamental para tomar decisiones. Este es el caso de la UP Seminatural, dado que si bien los valores del índice indican un importante aporte de hábitat potencial, los ambientes censados fueron fincas abandonadas y terrenos desmontados en proceso de urbanización (i.e., lotes de emprendimientos inmobiliarios). Una posible estrategia de ordenamiento territorial para esta unidad de paisaje sería limitar las áreas de expansión urbana a aquellas zonas más consolidadas y con mejor acceso a servicios públicos.

Los resultados de la aplicación del IHPB sirvieron para demostrar que las UP del

área de estudio presentan condiciones para mantener los enemigos naturales y que se podrían traducir en el control biológico de plagas. Sin embargo, la decisión de disminuir el uso de plaguicidas o de implementar prácticas agroecológicas está en manos de los productores agrícolas. Por esto, para promover prácticas agroecológicas en estos territorios es necesario generar información para los tomadores de decisiones de procesos que superan los intereses individuales, como son los de gestión territorial. En este sentido, el IHPB es un elemento valioso en la formulación de propuestas que se enmarquen en los procesos de ordenamiento territorial. Además, los indicadores son de fácil y rápida medición, y al estar basados en las características de la vegetación se podrán utilizar en otras zonas productivas de la región.

Para el área de interfase estudiada, el uso del índice destacó la importancia de proteger de la expansión urbana a las UP Natural de secano y Natural de ribera por su aporte de recursos para los artrópodos parasitoides y depredadores generalistas, así como la necesidad de fomentar prácticas agrícolas que mejoren las condiciones de hábitat dentro de los agroecosistemas. Esta estrategia es prioritaria, dado que la cobertura agrícola ocupa gran parte de la superficie del distrito de Lunlunta (Material Suplementario 1).

Dados los valores que tomaron los indicadores para la UP Urbana, el aporte principal que se podría hacer desde las políticas públicas para aumentar la provisión de hábitat para la biodiversidad funcional de este ambiente es implantar especies nativas para usos ornamentales y reemplazar las exóticas. Las plantas nativas no sólo ofrecen refugio y recursos alimenticios para los controladores biológicos; al estar adaptadas a las condiciones de clima local, también presentan un bajo requerimiento hídrico y permiten usar más eficientemente el agua (Codina et al. 2003).

Para finalizar, se debe destacar la importante responsabilidad de los decisores públicos privados, urbanos y agrícolas en la definición de la capacidad del paisaje de proveer hábitat para la biodiversidad funcional y mejorar las condiciones de su paisaje para implementar un modelo de producción de base agroecológica. Por ello, se plantea que si bien el IHPB se puede utilizar en los procesos de OAT, éste debe ser complementado con estudios a diferentes escalas para mejorar su aporte. A

una escala mayor a las comunidades vegetales es necesario profundizar en el estudio de la ecología del paisaje. A una escala menor, profundizar con estudios entomológicos locales que permitan identificar la presencia de insectos depredadores y parasitoides y su efectividad en el control de las principales plagas de los cultivos de la zona.

AGRADECIMIENTOS. Este trabajo fue realizado en el marco del Programa de Becas Institucionales de INTA y del Proyecto Estructural I020 de INTA "Intensificación sostenible basada en múltiples servicios ecosistémicos". Agradecemos a C. Baldini, P. Barral y P. Villagra cuyos comentarios contribuyeron a mejorar este artículo.

REFERENCIAS

- Alemanno, V. 2020. Evaluación del efecto de diversas prácticas de manejo en el interfilas en viñedos de Maipú- Mendoza, sobre la diversidad específica y los grupos funcionales de himenópteros. Tesis de grado. Ingeniería en Recursos Naturales Renovables, Universidad Nacional de Cuyo, Luján de Cuyo. Mendoza. Argentina. Pp. 34.
- Altieri, M. A., and C. I. Nicholls. 2000. Agroecología: Teoría y práctica para una agricultura sustentable. Primera edición. Serie Textos Básicos para la Formación Ambiental, Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, Red de Formación Ambiental para América Latina y el Caribe, México D.F., México.
- Barchuk, A. H., S. Basconcelo, H. Britos, J. A. Santa, and M. de R. Iglesias. 2007. Unidades de paisaje para el desarrollo sustentable y manejo de los recursos naturales en el NO de Córdoba. Pp. 139-163 in S. D. Matteucci (ed.). Panorama de la ecología de paisajes en Argentina y países Sudamericanos. INTA Ediciones. Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Buenos Aires, Argentina.
- Baudino, F., N. R. Cecchetto, L. M. Buffa, and A. M. Visintin. 2020. De artrópodos y plantas: Diversidad de la artropodofauna en un gradiente de vegetación en Los Llanos riojanos, Argentina. *Ecología Austral* 30(1):63-76. <https://doi.org/10.25260/ea.20.30.1.0.867>.
- Cánepa, M. E., G. A. Montero, and I. M. Barberis. 2015. Tussock grasses as shelters for overwintering arthropods in Pampean agroecosystems: Effects of plant size, clustering and architecture. *Ecología Austral* 25(2):119-127. <https://doi.org/10.25260/EA.15.25.2.0.156>.
- Celiz, Y. 2020. Una construcción compleja de la interfase territorial. Revisión conceptual para la generación de variables de análisis. *Papeles de Geografía* 66:151-176. <https://doi.org/10.6018/geografia.411721>.
- Codina, R. A., E. R. Manzano, S. A. Carrieri, and S. B. Fioretti. 2003. Paisajismo sustentable en zonas áridas: especies útiles para parquizaciones xéricas. *Revista de la Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Cuyo* 35(2): 33-44.
- Dubrovsky Beresztein, N., V. Fernández, and M. Marasas. 2015. Análisis de las interacciones entre los componentes de la agrobiodiversidad como estrategia para el control biológico por conservación en el Cinturón Hortícola de La Plata, Bs. As. Argentina in S. J. Sarandón and E. A. Abbona (comp.). *Memorias del V Congreso Latinoamericano de Agroecología - SOCLA: Trabajos científicos y relatos de experiencias: la agroecología, un nuevo paradigma para redefinir la investigación, la educación y la extensión para una agricultura sustentable*. La Plata, Buenos Aires, Argentina.
- Faggi, A. M., K. Krellenberg, R. Castro, M. Arriaga, and W. Endlicher. 2006. Biodiversity in the Argentinean rolling pampa ecoregion: changes caused by agriculture and urbanization. *Erdkunde* 60:127-138. <https://doi.org/10.3112/erdkunde.2006.02.04>.
- Fiedler, A. K., D. A. Landis, and S. D. Wratten. 2008. Maximizar los servicios ecosistémicos a partir del control biológico de la conservación: el papel de la gestión del hábitat. *Control Biológico* 45(2):254-271. <https://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2007.12.009>.
- Fernández, V., M. Marasas, and S. Sarandón. 2019. Indicadores de Heterogeneidad vegetal. Una herramienta para evaluar el potencial de regulación biótica en agroecosistemas hortícolas del periurbano platense, provincia de Buenos Aires, Argentina. *Revista de la Facultad de Agronomía* 118(2):1-17. <https://doi.org/10.24215/16699513e030>.
- Gargoloff, N. A., C. Albaladejo, and S. Sarandón. 2011. La entrevista paisajística: un método para situar las prácticas y saberes de los agricultores. *Cadernos de Agroecología* 6(2):1-5.
- Gómez Orea, D. 1994. Ordenación del territorio. Una aproximación desde el medio rural. Primera edición. *Agrícola Española S.A.*, Madrid, España.
- Gonthier, D. J., K. K. Ennis, S. Farinas, H. Hsieh, A. L. Iverson, et al. 2014. Biodiversity conservation in agriculture requires a multi-scale approach. *Proceedings of the Royal Society Publishing* 281:9-14. <https://doi.org/10.1098/rspb.2014.1358>.
- Haan, N. L., Y. Zhang, and D. A. Landis. 2020. Predicting Landscape Configuration Effects on Agricultural Pest Suppression. *Trends in Ecology and Evolution* 35(2):175-186. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2019.10.003>.
- Iermanó, M., S. Sarandón, N. Tamagno, and A. Maggio. 2015. Evaluación de la agrobiodiversidad funcional como indicador del potencial de regulación biótica en agroecosistemas del sudeste bonaerense. *Universidad de La Plata. Revista de la Facultad de Agronomía de La Plata* 114(Núm. Esp. 1):1-14.
- López García, G. P., M. E. Mazzitelli, A. Frutos, M. González, B. Marcucci, R. Giusti, V. Alemanno, L. del Barrio, J. Portela, and G. Debandi. 2019. Biodiversidad de insectos polinizadores y depredadores en agroecosistemas vitícolas de Mendoza, Argentina: Consideraciones para el manejo del hábitat. *Revista de la Facultad de Ciencias Agrarias Universidad Nacional de Cuyo* 51(1):309-322.

- Martellozzo, F., F. Amato, B. Murgante, and K. C. Clarke. 2018. Modelling the impact of urban growth on agriculture and natural land in Italy to 2030. *Applied Geography* 91:156-167. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2017.12.004>.
- Martínez Carretero, E. E. 2010. The synanthropic flora in the Mendoza (Argentina) urban area. *Urban Ecosystems* 13(2): 237-242. <https://doi.org/10.1007/s11252-009-0117-8>.
- Matteucci, D. S., and A. Colma. 1982. Metodología para el estudio de la vegetación. Secretaría General de la Organización de los Estados Americanos, Washington D. C., Estados Unidos.
- Mazzitelli, E., G. López-García, J. Villacida, and M. Ricci. 2021. Biodiversidad funcional: trama trófica asociada al pulgón verde del duraznero. Libro de Resúmenes XXIX Reunión Argentina de Ecología. Pp. 259. <https://ier.conicet.gov.ar/rae-tucuman-2021>.
- Mazzoni, E. 2014. Unidades de paisaje como base para la organización y gestión territorial. *Estudios Socioterritoriales* 2(16):51-81.
- Méndez, E. 1998. Bosque de Salix en las terrazas aluviales del río Mendoza, Argentina. *Lilloa* 39(2):83-190.
- Méndez, E. 2003. Flora y vegetación de céspedes de parques públicos. Mendoza (Argentina). *Revista de la Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Cuyo* 35(1):51-61.
- Méndez, E. 2005. Flora y vegetación del centro urbano de Luján de Cuyo. Mendoza (Argentina). *Revista de la Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Cuyo* 37(1):67-74.
- Méndez, E. 2014. Cambios estacionales de las comunidades vegetales de malezas en viñedos de Mendoza, Argentina. *Boletín de Estudios Geográficos* 113:9-18.
- Molpeceres, C., L. Zulaica, and A. Barsky. 2020. De la restricción del uso de agroquímicos a la promoción de la agroecología. Controversias ante el conflicto por las fumigaciones en el periurbano hortícola de Mar del Plata (2000-2020). *Proyección: estudios geográficos y de ordenamiento territorial* 14(27):160-186.
- Montero, G. 2008. Bordes con vegetación espontánea en agroecosistemas pampeanos ¿Reservorios de plagas? *Revista Agromensajes* 25:25-30.
- Nicholls, C. I., M. A. Altieri, and L. L. Vázquez. 2015. Agroecología: Principios para la conversión y el rediseño de sistemas agrícolas. *Agroecología* 10:61-72.
- Oyarzabal, M., J. R. Clavijo, L. J. Oakley, F. Biganzoli, P. M. Tognetti, et al. 2018. Unidades de vegetación de la Argentina. *Ecología Austral* 28(1):40-63. <https://doi.org/10.25260/EA.18.28.1.0.399>.
- Paleologos, M. F., C. C. Flores, S. J. Sarandon, S. A. Stupino, and M. M. Bonicatto. 2008. Abundancia y diversidad de la entomofauna asociada a ambientes semi-naturales en fincas hortícolas de La Plata, Buenos Aires, Argentina. *Rev Bras de Agroecología* 3(1):28-40.
- Paleologos, M. F., P. Pereyra, A. Cicchino, and S. J. Sarandon. 2015. El rol de los ambientes seminaturales en la abundancia y diversidad de coleópteros edáficos en los viñedos de la Costa de Berisso, Argentina. *Revista de la Facultad de Agronomía* 114:74-84.
- Peet, R. K. 1974. The measurement of species diversity. *Annual Review of Ecology and Systematics* 5:285-307. <https://doi.org/10.1146/annurev.es.05.110174.001441>.
- Pengue, W., and A. F. Rodríguez (eds.). 2018. *Agroecología, Ambiente y Salud: Escudos Verdes Productivos y Pueblos Sustentables*. Fundación Heinrich Böll, Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Buenos Aires, Argentina. Santiago, Región Metropolitana, Chile.
- Pérez, M. A. 2020. Espacios agrícolas periurbano en el siglo XXI. *Proyección: estudios geográficos y de ordenamiento territorial* XIV(27):1-5.
- Pfiffner, L., L. Jamar, F. Cahenzli, M. Korsgaard, W. Swiergiel, and L. Sigsgaard. 2018. Guía técnica Franjas de flores perennes - una herramienta para mejorar el control de plagas en frutales. Research Institute of Organic Agriculture, University of Agricultural Science (SLU) Dep. of Plant Protection Biology - Unit of Integrated Plant Protection P.O. Frick, Switzerland. <https://doi.org/978-3-03736-098-9>.
- Pla, L. (2006). Biodiversidad: Inferencia basada en el índice de Shannon y la riqueza. *Interciencia* 31(8):583-590.
- Polack, L. A., R. E. Lecuona, and S. N. López. 2020. Control biológico de plagas en horticultura. Experiencias argentinas de las últimas tres décadas. Ediciones INTA. Ciudad de Buenos Aires, Buenos Aires, Argentina.
- Rojas, F., C. Rubio, M. Rizzo, M. Bernabeu, N. Akil, and F. Matín. 2020. Land Use and Land Cover in Irrigated Drylands: a Long-Term Analysis of Changes in the Mendoza and Tunuyán River Basins, Argentina (1986 - 2018). *Applied Spatial Analysis* 13:875-899. <https://doi.org/10.1007/s12061-020-09335-6>.
- Rosas-Ramos, N., L. Baños-Picón, E. Tobajas, V. de Paz, J. Tormos, and J. D. Asís. 2018. Value of ecological infrastructure diversity in the maintenance of spider assemblages: A case study of Mediterranean vineyard agroecosystems. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 265:244-253. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.06.026>.
- Ruiz Leal, A. 1972. Flora Popular Mendocina, *Deserta* 3:9-296.
- Sarandón, S., and C. Flores. 2014. *Agroecología: bases teóricas para el diseño y manejo de agroecosistemas sustentables*. Editorial de la Universidad de La Plata. La Plata, Buenos Aires, Argentina. <https://doi.org/10.35537/10915/37280>.
- Sarandón, S. J., M. M. Bonicatto, and N. A. Gargoloff. 2016. Rol de la agrobiodiversidad para un manejo sustentable y resiliente de los agrosistemas: importancia del componente cultural. *Cuadernos de la Biored* 1:21-33.
- Sarandón, S. J. 2020. El papel de la agricultura en la Transformación Social-Ecológica de América Latina. Pp. 1-56 en A. Becker (ed.). *Cuadernos de la Transformación*. Proyecto regional FES transformación social-ecológica en América Latina. Ciudad de México, México.
- Simao, M. C. M., J. Matthijs, and I. Perfecto. 2018. Experimental small-scale flower patches increase species density

- but not abundance of small urban bees. *Journal of Applied Ecology* 55(4):1759-1768. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13085>.
- Stupino, S. 2018. Diversidad vegetal espontánea en agroecosistemas hortícolas de La Plata y su relación con diferentes estilos de agricultura: importancia para la sustentabilidad. Tesis doctoral. Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, Universidad Nacional de La Plata, La Plata. Buenos Aires. Argentina. Pp. 188.
- Tittonell, P. 2020. Presentación: El enfoque jurisdiccional y el orden del territorio. Pp. 18-19 *en* B. Giobellina, N. Murillo and Y. Celiz (eds.). 2020. Aportes para el ordenamiento territorial de Argentina Estudios de casos y experiencias en marcha. Primera edición. Ediciones INTA, Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Buenos Aires, Argentina.
- Van den Bosch, M. E., and E. Brés. 2021. Dinámica de la estructura agraria en los distritos del Oasis Norte de Mendoza: Periodo 1988 -2008. Ediciones INTA, Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Buenos Aires, Argentina.
- Veres, A., S. Petit, C. Conord, and C. Lavigne. 2013. Does landscape composition affect pest abundance and their control by natural enemies? A review. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 166:110-117. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.05.027>.
- Villagra, P. E., M. A. Cony, N. G. Mantován, B. E. Rossi, M. M. González Loyarte, et al. 2004. Ecología y manejo de los algarrobales de la Provincia Fitogeográfica del Monte. Pp. 1-32 *en* M. F. Arturi, J. L. Frangi and J. F. Goya (eds.). Ecología y manejo de bosques nativos de Argentina. Editorial Universidad Nacional de La Plata, La Plata, Buenos Aires, Argentina.
- Weyland, F., and M. E. Zaccagnini. 2008. Efecto de las terrazas sobre la diversidad de artrópodos caminadores en cultivos de soja. *Ecología Austral* 18(3):357-366.
- Zulaica, L., S. Bocero, J. Tribó, V.N. Cabral, A. Di Bona, et al. 2015. Agroquímicos en áreas de transición urbano-rural. Problemas sociales y ambientales en el Partido de General Pueyrredón. 1a ed. Universidad Nacional de Mar del Plata, Mar del Plata, Buenos Aires, Argentina.
- Zuloaga, F. O., O. Morrone, and M. J. Belgrano. 2008. Catálogo de las Plantas Vasculares del Cono Sur. *Monogr Syst Bot Missouri Bot Gard* (107):609-967.