



Facultad de
Ciencias Agrarias
y Forestales



UNIVERSIDAD
NACIONAL
DE LA PLATA

Tesis de Doctorado en Ciencias Agrarias

**Potencialidades ecológicas y socioculturales para el desarrollo
de un modelo de producción agroecológico en la interfase
urbano rural Lunlunta, Maipú – Mendoza.**



Autora: Ing. Agr. Lucía del Barrio

Director: Ing. Agr. Santiago J. Sarandón

Co-director: Lic. Martín A. Perez

Año 2022



Publicaciones derivadas de esta tesis

del Barrio, L., Fruitos, A., Sarandón, S. J., Portela, J. A., D'Amario, J., Martín Velasco, M. J., & Perez, M. A. (2022). Índice de provisión de hábitat potencial para la biodiversidad de controladores biológicos en un paisaje de interfase urbano rural en Mendoza, Argentina. *Ecología Austral*, 32. Disponible en:

http://ojs.ecologiaaustral.com.ar/index.php/Ecologia_Austral/article/view/1780

Dalmaso, C., Del Barrio, L., Perez, M. A., & Vitale, J. (2022). Transformaciones territoriales en los espacios agrícolas periurbanos bajo riego, en el oasis norte de la provincia de Mendoza (Argentina). In C. Albaladejo, A. Lorda, G. Godoy Garraza, W. Santos de Assis, P. Martins, & P. Moity-Mäizi (Eds.), *Actividad Agropecuaria, Territorio y Sistemas Agroalimentarios Localizados*. Red Agriterris. En edición. Aceptada para su publicación.

Participación en congresos y seminarios

VIII Congreso Latinoamericano de Agroecología "Identidad latinoamericana tejiendo el territorio: transformaciones urgentes para la vida". Presentación oral del trabajo "Valoración de áreas hábitat de biodiversidad según los actores territoriales de la interfase urbano rural en Lunlunta, Mendoza – Argentina". Autores: Lucía del Barrio, Andrea Fruitos y Santiago Sarandón. Realizado en línea del 25 al 27 de noviembre de 2020 en Montevideo, Uruguay.

Ciclo de webinarios "Agroecología en Tierras Secas: experiencias de Mendoza y San Juan". Organizado por la Sociedad Argentina de Agroecología, el día 20 de mayo de 2021, de 16:00 a 19:00 hs. Tema: Ciclo hidrosocial, la importancia del agua y su valoración en el desarrollo de la Agroecología. Expositores: Facundo Martín, Raúl Tapia y Lucía del Barrio.

II Congreso Argentino de Agroecología "Entrelazando saberes hacia el buen vivir". Presentación oral del trabajo "Valoración de la provisión de hábitat para la biodiversidad funcional en área de interfase urbano-rural: Lunlunta, Mendoza". Eje temático: Diseño y manejo de la producción agroecológica y en transición. Autores: Lucía del Barrio; Santiago Sarandón; Andrea Fruitos; José Portela; Martín Perez. Realizado en línea del 13 al 15 de octubre de 2021 en Resistencia, Chaco – Argentina.

Curso Virtual Gestión Integrada de los Recursos Hídricos y Ordenamiento Territorial de Espacios Periurbanos. Organizado por la Red Argentina de Capacitación y Fortalecimiento en Gestión Integrada de los Recursos Hídricos (Arg Cap-Net) y la Universidad de Congreso (Mendoza). Fecha: del 1 de noviembre al 10 de diciembre de 2021. Exposición: "Servicios Ecosistémicos en ambientes periurbanos. Su relación con el Ordenamiento Territorial y la Gestión Integrada de Recursos Hídricos. Aspectos conceptuales y operativos".



Tesinas dirigidas en el marco de esta tesis

Dirección de la tesina de grado de María José Martín Velasco. Para alcanzar el título de Licenciada en Ciencias Ambientales de la Facultad de Veterinaria y Ciencias Ambientales de la Universidad J. A. Maza. Título: “Especies vegetales del distrito de Lunlunta: comparación de la diversidad en áreas naturales y seminaturales”. Fecha de defensa: 14 de diciembre de 2020. Nota alcanzada: 10 (diez).

Dirección de la tesina de grado de Marcos Guevara, para alcanzar el título de Ingeniero en Recursos Naturales Renovables de la Facultad de Ciencias Agrarias de la Universidad Nacional de Cuyo. Título: Estudio de los cambios del paisaje de Lunlunta (Maipú - Mendoza) en el período 1990-2021. Fecha de defensa: 30 de marzo de 2022. Nota alcanzada: 10 diez.

Dirección de la tesina de grado de Ariadna Comisso, para alcanzar el título de Ingeniera en Recursos Naturales Renovables de la Facultad de Ciencias Agrarias de la Universidad Nacional de Cuyo. Título: “Estudio de la estructura del paisaje en Barrancas, Maipú, en el periodo comprendido entre 1990 y 2021”. Fecha de defensa: 16 de marzo de 2022. Nota alcanzada: 10 diez.

Divulgación

Artículo de divulgación en Sección Ciencia del Diario El Sol de Mendoza. Titulado: “#Thirtyearchallenge: como cambió la vegetación de Maipú y Guaymallén en 30 años”. Fecha de publicación: 26 de febrero de 2019. Disponible en:

<https://www.elsol.com.ar/thirtyearchallenge-como-cambio-la-vegetacion-de-maipu-y-guaymallen-en-30-anos>

Participación en la convocatoria Tesis en 2 minutos organizada por la Dirección General de Sistemas de Información, Comunicación y Procesos del INTA. El video presentado fue seleccionado por el Jurado como uno de los tres mejores en la categoría Tesis de doctorado en curso. Fecha: noviembre de 2019. Disponible en:

https://www.youtube.com/watch?v=QQI3yvRc5X4&ab_channel=INTAArgentina



Resumen

La expansión urbana sobre paisajes agrícolas genera interfases urbano rurales, que se caracterizan por la imbricación de diversos usos del suelo. Estas áreas son gestionadas por diferentes tipos de actores territoriales, cuyos modos de vida y actividades están asociadas a prácticas sociales y espaciales que responden a percepciones, conocimientos e intereses distintos. Esta interacción deriva, frecuentemente, en disputas como los conflictos asociados con los efectos del uso de agroquímicos (plaguicidas) en cercanía a centros poblados.

El manejo agroecológico, se plantea como una solución en las áreas de interfase urbano rural dado que se basa funciones ecosistémicas como el control biológico de plagas por conservación que permiten disminuir el uso de plaguicidas. Para que la función ecosistémica de control biológico de plagas esté presente en el paisaje, es necesario conservar biodiversidad. Especialmente las comunidades vegetales con capacidad de brindar hábitat a las especies de artrópodos, parasitoides y depredadores generalistas.

Para el desarrollo de prácticas agroecológicas es importante conocer aquellos sectores del paisaje que puedan constituir un hábitat adecuado para la biodiversidad. El diseño y manejo de las coberturas vegetales en los diferentes ambientes del paisaje de interfase, dependerá de las valoraciones de actores dedicados con ocupaciones *agrícolas* y *no agrícolas*. Identificar el valor que le asignan los actores territoriales al paisaje en el que viven y/o trabajan, y las razones de dichos juicios de valor permite establecer los mecanismos de gestión adecuados para preservar y conservar las áreas hábitat de la biodiversidad. Estos conocimientos son esenciales para la gestión ambiental y el diseño participativo de políticas de Ordenamiento Ambiental Territorial.

En las áreas de interfase urbano rural de Mendoza, las estrategias que faciliten la coexistencia de actividades y eviten conflictos entre los actores territoriales, tienen especial importancia dado que la agricultura está limitada a la superficie irrigada y el traslado de la actividad hacia otras zonas no es posible por los escasos suelos productivos, recursos hídricos y por los altos costos económicos, sociales y ambientales que conlleva. En Lunlunta (Maipú, Mendoza), la promoción de prácticas agroecológicas se plantea como una solución preventiva a los conflictos por el uso de plaguicidas.

En esta tesis se busca, aportar instrumentos para el desarrollo de planes de Ordenamiento Ambiental Territorial, tendientes a promover prácticas de base agroecológica en los paisajes de interfase. El objetivo general es evaluar la potencialidad ecológica y sociocultural para el desarrollo de un modelo de producción de base agroecológica en Lunlunta.

Los instrumentos metodológicos escogidos y desarrollados en esta tesis, permitieron analizar la potencialidad ecológica y sociocultural de Lunlunta, a partir de su zonificación en unidades de paisaje. El uso de las unidades de paisaje permitió clasificar el paisaje de Lunlunta en áreas homogéneas, facilitando su evaluación.



La elaboración de mapas de cobertura del suelo de diferentes años y la aplicación de métricas de paisaje a dichos mapas, permitió identificar las coberturas y zonas en las que se han producido mayores transformaciones y aquellas que pueden conservarse (Capítulo 3). Los resultados mostraron que, en Lunlunta entre los años 1990 y 2021 aumentó la superficie urbanizada y que tanto la vegetación natural, como las coberturas agrícolas, han sufrido un retroceso en su superficie y una gran fragmentación (Capítulo 3).

Para evaluar la capacidad potencial de cada unidad de paisaje de proveer hábitat para controladores biológicos, se construyó el Índice de Hábitat Potencial para la Biodiversidad (IHPB). Para el cálculo del índice y de los indicadores que lo componen, se obtuvo información a partir de censos de vegetación (técnica de Braun-Blanquet) (Capítulo 4). Por su parte, para conocer la potencialidad sociocultural, se indagó la valoración que hacen los actores territoriales de las unidades de paisaje. Para esto, se adoptó una metodología mixta de recogida de la información organizada en dos etapas. En primer lugar, se abarcó el mayor número de casos con una encuesta web basada en la puntuación de tests de fotos de cada unidad de paisaje y, posteriormente, se completaron vacíos con entrevistas presenciales semiestructuradas.

En relación hábitat potencial para artrópodos parasitoides y depredadores generalistas, la aplicación del IHPB mostró que todas las unidades de paisaje aportan condiciones de refugio y alimentos para estos organismos dependiendo de las características de sus comunidades vegetales. Los valores del IHPB, mostraron las condiciones de hábitat que es necesario proteger y cuales pueden mejorarse en cada unidad de paisaje. Sin embargo, la baja valoración que tienen los actores encuestados -dedicados o no a la actividad agrícola- de las unidades de paisaje para las que se obtuvieron los mayores valores del IHPB y, por la preferencia de la unidad de paisaje Agrícola convencional por sobre la Agrícola biodiversa, señala que la potencialidad sociocultural de Lunlunta para el desarrollo de prácticas agroecológicas a escala de paisaje es limitada.

Se concluye que es necesario y urgente regular el crecimiento urbano. Si no se controla la expansión, las coberturas urbanas avanzarán sobre todo el paisaje fagocitando las coberturas agrícola y natural. Se aconseja frenar la expansión de las urbanizaciones existentes en la zona sureste del distrito de Lunlunta, ya que esta zona se conserva predominantemente agrícola. Así como conservar los parches de vegetación natural, tanto aquellos inmersos en el paisaje como la franja correspondiente a la zona de ribera, promocionando en éstos actividades recreativas y con fines educativos que contribuyan a mejorar el conocimiento ecológico de la vegetación autóctona y sus funciones ecosistémicas mejorando la potencialidad sociocultural de Lunlunta.

El manuscrito se organiza en seis capítulos; en el primero se presentan el problema de estudio y los principales conceptos desde los cuales se comprende dicho problema; en el segundo, se describe el contexto espacial y la selección del área de estudio; en los capítulos 3, 4 y 5 se



desarrollan los objetivos específicos y en el capítulo 6, se exponen la discusión y conclusión general.

Abstract

Urban expansion over agricultural landscapes generates urban-rural interfaces, which are characterized by the interweaving of different land uses. These areas are managed by different types of territorial actors, whose lifestyles and activities are associated with social and spatial practices that respond to different perceptions, knowledge and interests. This interaction frequently leads to disputes such as conflicts associated with the effects of the use of agrochemicals (pesticides) near population centers.

Agroecological management is proposed as a solution in urban-rural interface areas because it is based on ecosystemic functions such as biological pest control through conservation, which reduces the use of pesticides. For the ecosystemic function of biological pest control to be present in the landscape, it is necessary to conserve biodiversity. Especially plant communities with the capacity to provide habitat for arthropod species, parasitoids and generalist predators.

For the development of agroecological practices, it is important to know those sectors of the landscape that can provide suitable habitat for biodiversity. The design and management of vegetation covers in the different environments of the interface landscape will depend on the valuations of dedicated actors with agricultural and non-agricultural occupations. Identifying the value assigned by territorial stakeholders to the landscape in which they live and/or work, and the reasons for these value judgments, allows the establishment of appropriate management mechanisms to preserve and conserve biodiversity habitat areas. This knowledge is essential for environmental management and the participatory design of Environmental Land Use Planning policies.

In the rural-urban interface areas of Mendoza, strategies that facilitate the coexistence of activities and avoid conflicts between territorial actors are especially important given that agriculture is limited to the irrigated area and the transfer of the activity to other areas is not possible due to the scarcity of productive soils, water resources and the high economic, social and environmental costs involved. In Lunlunta (Maipú, Mendoza), the promotion of agroecological practices is proposed as a preventive solution to conflicts over the use of pesticides.

The aim of this thesis is to provide instruments for the development of Territorial Environmental Management plans to promote agroecological practices in interface landscapes. The general objective is to evaluate the ecological and socio-cultural potential for the development of an agroecological production model in Lunlunta.



The methodological tools chosen and developed in this thesis allowed the analysis of the ecological and sociocultural potential of Lunlunta, based on its zoning in landscape units. The use of landscape units made it possible to classify Lunlunta's landscape into homogeneous areas, facilitating its evaluation.

The preparation of land cover maps for different years and the application of landscape metrics to these maps made it possible to identify the land covers and zones in which the greatest transformations have occurred and those that can be conserved (Chapter 3). The results showed that, in Lunlunta between 1990 and 2021, the urbanized area increased and that both natural vegetation and agricultural coverages have suffered a reduction in their surface area and a great fragmentation (Chapter 3).

To evaluate the potential capacity of each landscape unit to provide habitat for biological drivers, the Index of Potential Habitat for Biodiversity (IHPB) was constructed. To calculate the index and its component indicators, information was obtained from vegetation censuses (Braun-Balquet technique) (Chapter 4). In order to determine the sociocultural potential, the valuation of the landscape units by the territorial actors was investigated. For this purpose, a mixed methodology was adopted to collect information organized in two stages. First, the largest number of cases was covered with a web survey based on the scoring of photo tests of each landscape unit and, subsequently, gaps were filled with semi-structured face-to-face interviews.

In relation to potential habitat for parasitoid arthropods and generalist predators, the application of the IHPB showed that all landscape units provide shelter and food conditions for these organisms depending on the characteristics of their plant communities. The IHPB values showed which habitat conditions need to be protected and which can be improved in each landscape unit. However, the low valuation of the landscape units for which the highest IHPB values were obtained, and the preference of the conventional agricultural landscape unit over the biodiverse agricultural one, indicates that the socio-cultural potential of Lunlunta for the development of agroecological practices at the landscape scale is limited.

It is concluded that it is necessary and urgent to regulate urban growth. If expansion is not controlled, urban cover will advance over the entire landscape, phagocytizing agricultural and natural cover. It is advisable to stop the densification of existing urban developments in the southeastern area of the Lunlunta district, since this area is still predominantly agricultural. As well as to conserve the patches of natural vegetation, both those immersed in the landscape and the strip corresponding to the riparian zone, promoting recreational and educational activities that contribute to improve the ecological knowledge of the native vegetation and its ecosystemic functions, improving the socio-cultural potential of Lunlunta.

The manuscript is organized in six chapters; the first chapter presents the study problem and the main concepts from which the problem is understood; the second chapter describes the



Facultad de
Ciencias Agrarias
y Forestales



UNIVERSIDAD
NACIONAL
DE LA PLATA

spatial context and the selection of the study area; chapters 3, 4 and 5 develop the specific objectives and chapter 6 presents the discussion and general conclusion.



Contenido

Capítulo 1. Introducción a las problemáticas abordadas y presentación de la tesis. _____	18
Crecimiento y expansión urbana _____	19
Paisajes antropizados: impactos sobre la biodiversidad _____	20
Interfases urbano rurales _____	22
Agricultura en las interfases urbano rurales _____	24
Agricultura industrial y conflictos socioambientales en interfases urbano rurales _____	26
Gestión territorial para la conservación de la agricultura en interfases urbano rurales _____	28
Alternativas para sostener la agricultura en interfases urbano rurales _____	31
Biodiversificación _____	32
Control biológico de plagas _____	33
Hábitat para los controladores biológicos _____	35
El conocimiento, los valores y las percepciones en la promoción de la agroecología _____	36
Objetivos e hipótesis _____	38
Objetivo general _____	38
Objetivos específicos _____	38
Hipótesis _____	38
Bibliografía _____	40
Capítulo 2. Paisaje de interfase urbano rural: Lunlunta en Mendoza – Argentina. _____	55
Mendoza: territorio árido (des)organizado en oasis de riego _____	56
Oasis Norte: agricultura amenazada _____	58
Área de estudio: distrito de Lunlunta _____	61
Ubicación _____	61



Clima, relieve y vegetación natural	62
Actividades económicas	62
Población	¡Error! Marcador no definido.
Urbanización en el distrito de Lunlunta	64
Ordenamiento territorial en Mendoza	67
Áreas de interfase en el ordenamiento territorial de Mendoza	70
Planes Municipales de Ordenamiento Territorial	71
Bibliografía	75
Capítulo 3. Transformaciones del paisaje de Lunlunta	80
Introducción	81
Metodología	83
Mapas de coberturas del suelo	83
Análisis temporal con métricas de paisaje	96
Resultados	97
Discusión	111
Conclusión	113
Bibliografía	115
Capítulo 4. Potencialidad ecológica: provisión de hábitat para la biodiversidad funcional.	121
Introducción	122
Metodología	124
Unidades de paisaje	124
Construcción del índice	127
Relevamiento de vegetación	130



Resultados	133
Discusión	136
Conclusión	139
Bibliografía	141
Capítulo 5. Potencialidad sociocultural: valoración del paisaje según los actores territoriales.	148
Introducción	149
Antecedentes locales	152
Hipótesis y objetivo	153
Metodología	154
Primer momento: encuestas	154
Segundo momento: entrevistas semiestructuradas	157
Análisis de resultados	158
Resultados	158
Resultados de las encuestas	158
Resultados de las entrevistas	161
Discusión	163
Conclusión	167
Bibliografía	169
Capítulo 6. Discusión y conclusiones generales.	176
Discusión general	177
Impactos del crecimiento urbano sobre los paisajes agrícolas	177
Sinergias entre Agroecología y Ordenamiento Ambiental Territorial	179
Las transformaciones del paisaje de Lunlunta	179



Potencialidad ecológica del paisaje de Lunlunta	181
Potencialidad sociocultural del paisaje de Lunlunta	183
Conclusiones generales	188
Bibliografía	177
Anexos	197
Anexo 1. Imágenes de modelos territoriales de Maipú (Mendoza, Argentina).	198
Anexo 2. Matrices de confusión (Capítulo 3).	202
Anexo 3. Inventario de especies vegetales censadas (Capítulo 4).	204
Anexo 4. Guía de entrevista (Capítulo 5).	212



Índice de figuras

Figura 1. Mapa de Mendoza: departamentos, oasis y principales cursos de agua superficial. Elaboración propia.	57
Figura 2. Índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI) del oasis Norte para los años 1989 y 2020. Elaboración propia.....	60
Figura 3. Mapa de la ubicación del área de estudio. Elaboración propia.	61
Figura 4. Fotografía de pozos de extracción de petróleo en finca de olivo en Lunlunta, Mendoza – Argentina. Fuente propia.	63
Figura 5. Fotografía de Iglesia Nuestra Señora del Tránsito en Lunlunta, Mendoza-Argentina. Fuente propia.....	64
Figura 6. Estado de los Planes Municipales de Ordenamiento Territorial de los departamentos de la Provincia de Mendoza, Argentina. Fuente: Agencia Provincial de Ordenamiento Territorial, Gobierno de Mendoza.	72
Figura 7. Diagrama de flujo de la metodología utilizada para la obtención de mapas de cobertura del suelo. Elaboración propia.....	84
Figura 8. Distribución de puntos de muestreo de coberturas del suelo. Elaboración propia. ...	94
Figura 9. Mapas de cobertura del suelo de Lunlunta en el periodo 1991 – 2021 según clases operativas/subclases de cobertura. Elaboración propia.....	98
Figura 10. Mapa de cobertura del suelo de Lunlunta (Maipú, Mendoza) del año 1991. Elaboración propia.	99
Figura 11. Mapa de cobertura del suelo de Lunlunta (Maipú, Mendoza) del año 2001. Elaboración propia.	100
Figura 12. Mapa de cobertura del suelo de Lunlunta (Maipú, Mendoza) del año 2010. Elaboración propia.	101
Figura 13. Mapa de cobertura del suelo de Lunlunta (Maipú, Mendoza) del año 2021. Elaboración propia.	102
Figura 14. Imágenes de Google Earth (Timelapse) de finca de Lunlunta (Maipú, Mendoza) que se encontraba en producción en el año 2001, y abandonada en el año 2010. Elaboración propia.	103



Figura 15. Ejemplo del proceso de urbanización de una finca en Lunlunta (Maipú, Mendoza). Elaboración propia.	104
Figura 16. Ejemplo de densificación y consolidación de urbanizaciones públicas y privadas en Lunlunta (Maipú, Mendoza). Elaboración propia.	105
Figura 17. Variación de superficie ocupada por las macroclases en el periodo de estudio (en hectáreas). Elaboración propia.	106
Figura 18. Variación de la proporción de superficie ocupada por las macroclases en el periodo 1991-2021 (en %). Elaboración propia.....	107
Figura 19. Cambio neto en la superficie (en hectáreas) de las macroclases de coberturas del suelo de Lunlunta (Maipú, Mendoza) en los años 1991, 2001, 2010 y 2021. Elaboración propia.....	108
Figura 20. Variación del número de parches para las macroclases Agrícola, Urbano, Seminatural y Nativo a lo largo del período de estudio en Lunlunta (Maipú, Mendoza). Elaboración propia.	108
Figura 21. Valores del índice de fragmentación para las macroclases de cobertura del suelo de Lunlunta (Maipú, Mendoza) en los años 1991, 2001, 2010 y 2021. Elaboración propia.....	109
Figura 22. Ubicación de los censos de vegetación según unidades de paisaje en Lunlunta, Mendoza-Argentina. Elaboración propia.....	131
Figura 23. Promedio y desviación estándar del Índice de Hábitat Potencial para la Biodiversidad (IHPB) para las unidades de paisaje de Lunlunta, Mendoza- Argentina. Valor máximo posible: 4.5. Elaboración propia.	133
Figura 24. Valores medios de los indicadores de provisión de hábitat potencial para biodiversidad en las unidades de paisaje estudiadas (Lunlunta, Mendoza - Argentina). Elaboración propia.	135
Figura 25. Cantidad de respuestas según la escala de valoración para cada unidad de paisaje. Referencias: Categoría de valoración Muy baja (puntajes 1 y 2); Baja (puntaje 3); Media (puntaje 4) y Alta (puntaje 5). Elaboración propia.	159
Figura 26. Porcentaje de respuestas de actores agrícolas para cada unidad de paisaje por categoría de valoración. Elaboración propia.....	160
Figura 27. Porcentaje de respuestas de actores no agrícolas para cada unidad de paisaje por categoría de valoración. Elaboración propia.....	160



Figura 28. Modelo Territorial Actual según el Plan Municipal de Ordenamiento Territorial de Maipú (Mendoza, Argentina). Fuente: “Maipú Sostenible 2019-2045”. Anexo cartografía (PMOT, 2019).	198
Figura 29. Modelo Territorial Tendencial según el Plan Municipal de Ordenamiento Territorial de Maipú (Mendoza, Argentina). Fuente: “Maipú Sostenible 2019-2045”. Anexo cartografía (PMOT, 2019).	199
Figura 30. Modelo territorial deseado según el Plan Municipal de Ordenamiento Territorial de Maipú (Mendoza, Argentina). Fuente: “Maipú Sostenible 2019-2045”. Anexo cartografía (PMOT, 2019).	200
Figura 31. Modelo territorial realizable según el Plan Municipal de Ordenamiento Territorial de Maipú (Mendoza, Argentina). Fuente: “Maipú Sostenible 2019-2045”. Anexo cartografía (PMOT, 2019).	201
Figura 32. Test de fotos para la unidad de paisaje Agrícola biodiversa.	212
Figura 33. Test de fotos para la unidad de paisaje Agrícola convencional.	213
Figura 34. Test de fotos para la unidad de paisaje Seminatural.	214
Figura 35. Test de fotos para la unidad de paisaje Natural de ribera.	215
Figura 36. Test de fotos para la unidad de paisaje Natural de secano.	216
Figura 37. Test de fotos para la unidad de paisaje Urbana.	217



Índice de tablas

Tabla 1. Categorías de coberturas del suelo en el distrito de Lunlunta. Elaboración propia.	85
Tabla 2. Imágenes Landsat utilizadas en el proceso de clasificación. Elaboración propia.....	87
Tabla 3. Descripción de los índices espectrales seleccionados para el stack de clasificación. Elaboración propia.	90
Tabla 4. Métricas de paisaje seleccionadas. Elaboración propia en base a Mc Garigal et al. (2002).	97
Tabla 5. Valores de los índices Overall Accuracy y Kappa para las clasificaciones de cada año analizado. Elaboración propia.	98
Tabla 6. Descripción de las unidades de paisaje para el área de interfase urbano rural de Lunlunta, Mendoza – Argentina. Elaboración propia.	125
Tabla 7. Escala de valoración de coberturas según rangos de superficie cubierta por las especies vegetales. Elaboración propia.	132
Tabla 8. Rangos considerando valor medio máximo y valor medio mínimo de los indicadores para las unidades de paisaje. Valores de 0.01 a 0.22 categoría media baja (rojo); de 0.23 a 0.45, categoría media (amarillo) y categoría 0.46 a 0.66, media alta (verde). Elaboración propia...	136
Tabla 9. Mensaje de presentación a la encuesta virtual compartido por WhatsApp. Elaboración propia.	155
Tabla 10. Cantidad y porcentaje de respuestas para cada puntuación. Aclaración: considerar que para cada encuesta se obtuvieron 6 respuestas de valoración, una por cada unidad de paisaje. Elaboración propia.	158
Tabla 11. Matriz de confusión para la clasificación de coberturas del suelo de Lunlunta del año 1991.....	202
Tabla 12. Matriz de confusión para la clasificación de coberturas del suelo de Lunlunta del año 2001.....	202
Tabla 13. Matriz de confusión para la clasificación de coberturas del suelo de Lunlunta del año 2010.....	202
Tabla 14. Matriz de confusión para la clasificación de coberturas del suelo de Lunlunta del año 2021.....	203



Tabla 15. Lista de especies de la unidad de paisaje Agrícola convencional.....	204
Tabla 16. Lista de especies de la unidad de paisaje Urbano.	204
Tabla 17. Lista de especies de la unidad de paisaje Natural de secano.....	207
Tabla 18. Lista de especies de la unidad de paisaje Natural de ribera.	208
Tabla 19. Lista de especies de la unidad de paisaje Seminatural.....	209
Tabla 20. Lista de especies de la unidad de paisaje Agrícola biodiverso.	210



Facultad de
Ciencias Agrarias
y Forestales



UNIVERSIDAD
NACIONAL
DE LA PLATA

Capítulo 1.

Introducción a las problemáticas abordadas y presentación de la tesis.



Crecimiento y expansión urbana

El crecimiento urbano o urbanización es el proceso por el cual la población, sus actividades económicas y la infraestructura aumentan en las áreas urbanas. Es un fenómeno mundial, que se inició a partir de la Revolución Industrial, y se ha desarrollado a tasas crecientes desde mediados del Siglo XX (Alvarado et al., 2017).

El aumento de la población urbana conlleva la ocupación de suelo producto de la expansión residencial. Sin embargo, en las últimas décadas, el consumo de suelo natural, seminatural y agrícola para usos urbanos ha superado sustancialmente el crecimiento de la población. La Organización de Naciones Unidas, señala que, al año 2018, el 55% de la población mundial habitaba en ciudades y proyecta que ese porcentaje se elevará a 68% para el año 2050 (United Nations, Department of Economic and Social Affairs, 2019). Sin embargo, Liu et al. (2020), mapearon la dinámica anual del suelo urbano global desde 1985 hasta 2015 y encontraron que la extensión urbana aumentó de 362.747 km² a 653.354 km², es decir, en 30 años hubo una expansión neta del suelo urbano del 80%, muy superior al crecimiento de la población urbana.

La región del planeta con mayor porcentaje de población urbana es América del Norte con 82% de su población habitando en zonas urbanas, le sigue América Latina y el Caribe con el 81%, Europa con el 74% y Oceanía con el 68%. En cambio, en Asia el nivel de urbanización es del 50% y África es mayoritariamente rural, con únicamente un 43% de su población viviendo en zonas urbanas (United Nations, Department of Economic and Social Affairs, 2019).

En relación con el consumo de suelo urbano en América Latina, Cruz-Muñoz (2021) identificó que en el periodo comprendido entre el año 1990 y 2010 la Ciudad de México, São Paulo, Río de Janeiro y Buenos Aires (las cuatro megaurbes latinoamericanas) pasaron, en promedio, de una demanda de suelo de 85,2 m² por habitante a 116,7 m²/ hab. Señalando que también en Latinoamérica, la incorporación de suelo urbano no responde de manera lineal al crecimiento poblacional.

El consumo de suelo urbano está vinculado con los diferentes modelos que adquiere el crecimiento urbano. Por un lado, se encuentra el modelo de *ciudad compacta*, caracterizado por la densificación de zonas urbanas consolidadas (por ejemplo, los centros históricos). Este modelo se asocia a núcleos urbanos densos, con grandes edificaciones en altura, vinculados por múltiples vías de circulación (Rodríguez López, 2015). Por otro lado, existe el modelo de *expansión urbana*, que conlleva la extensión de la superficie urbana construida por fuera de los núcleos urbanos, consumiendo mayor superficie de suelo. Este modelo también se denomina *dispersión urbana* ("urban sprawl", en inglés) y es la forma de crecimiento que predomina en el mundo y en especial en Latinoamérica.

Argentina se encuentra entre las naciones más urbanizadas de Latinoamérica. Según el Instituto Nacional de Estadísticas y Censos (INDEC), en el año 2020 el 92% de la población argentina era



urbana (Dirección Nacional de Población, 2021). Según el informe realizado por el Centro de Implementación de Políticas Públicas para la Equidad y el Crecimiento (CIPPEC), la expansión urbana de los grandes aglomerados urbanos del país¹, se manifestó con fuerza entre los años 2000 y 2016, acelerándose a partir del año 2010 (Lanfranchi et al., 2018). Los Grandes Aglomerados Urbanos del país consumieron, entre el 2006 y 2016, aproximadamente 86 mil hectáreas de suelo, una magnitud equivalente a 4,5 ciudades de Buenos Aires. Este resultado señala que la dinámica de crecimiento de las ciudades argentinas está en línea con el proceso latinoamericano y responde a un patrón de expansión de baja densidad o dispersión urbana (Programa de las Naciones Unidas para los Asentamientos Humanos. ONU-Hábitat., 2012). Se destaca también la densificación en zonas puntuales, generalmente cercanas al centro de ciudades intermedias y grandes (Celemín y Arias, 2022).

Paisajes antropizados: impactos sobre la biodiversidad

La dinámica o evolución de los paisajes, comprende los cambios en la composición y configuración de las coberturas y usos del suelo. La cobertura del suelo es un criterio biofísico que hace referencia a los materiales presentes sobre la superficie terrestre, mientras que el uso del suelo es un criterio socioeconómico y tiene relación con las actividades que las sociedades desarrollan sobre determinado lugar y tipo de cobertura (del Barrio et al., 2020).

Las transformaciones de los paisajes se producen tanto por factores naturales (eventos climáticos, incendios, etc.), como por las sociedades humanas. Los paisajes que han sido modificados por las actividades humanas se denominan paisajes antropizados o antrópicos. La antropización de los paisajes es la principal presión para la conservación de la biodiversidad y los ecosistemas naturales (Peña Cortés et al., 2006; Nanni et al. 2020; Concepción 2022). Para conocer la relación entre las transformaciones de las coberturas del suelo y las características funcionales del paisaje, se estudia su dinámica a partir de mapas de coberturas del suelo o “land cover” de diferentes momentos temporales. Siendo esta información muy útil para la planificación y gestión de los paisajes (Peña Cortés et al., 2006).

¹ Lanfranchi et al. (2018), definen Grandes Aglomerados Urbanos (GAUs) siguiendo la definición que realiza el Instituto Nacional de Estadísticas y Censos (INDEC) en su Encuesta Permanente de Hogares: aglomerado es un área urbana que se extiende sobre el territorio de dos o más provincias, departamentos/partidos o áreas de gobiernos locales conformando una continuidad de edificios conectados entre sí por calles. Los grandes Aglomerados urbanos son aquellos aglomerados o de más de 100.000 habitantes (<https://www.indec.gob.ar/indec/web/Institucional-Indec-Glosario>). Los GAUs de la Región Centro de Argentina son: Gran Buenos Aires; Gran Córdoba; Gran Rosario; Gran La Plata; Mar del Plata- Batán; Gran Santa Fé; Bahía Blanca- Cerri; Gran Paraná; San Nicolás-Villa Constitución; Río Cuarto; Santa Rosa- Toay y Concordia. Los de la Región Cuyo: Gran Mendoza; Gran San Juan; San Luis- El Chorrillo y La Rioja. Región Noroeste: Gran Tucumán- Tafí Viejo; Salta; Santiago del Estero- La Banda; Jujuy- Palpalá y Gran Catamarca. Región Patagonia: Neuquen- Plottier- Cipolletti; Bariloche- Dina Huapi; Comodoro Rivadavia- Rada Tilly; Río Gallegos; Rawson- Trelew; Río Grande; Viedma- Patagones y Ushuaia. Por último, los aglomerados de la Región Noreste: Posadas; Gran Resistencia; Corrientes y Formosa.



El crecimiento de la ciudad es una gran amenaza para la biodiversidad dado que se sustituyen y fragmentan coberturas valiosas para su subsistencia y se incrementan la homogeneización de la fauna y la flora (Breuste et al., 2013 en Guzmán et al., 2021). Con el aumento de la cobertura urbanizada, los paisajes, pierden diversidad y se homogenizan y, con la dispersión urbana se fragmentan los hábitats.

La fragmentación del hábitat es definida como el proceso por el cual las coberturas del suelo con propiedades de hábitat para la biodiversidad (principalmente coberturas naturales, seminaturales y agrícolas con manejos poco intensivos en agroquímicos), son divididas en parches más pequeños -llamados fragmentos-. Los fragmentos, quedan aislados unos de otros y contenidos dentro de una matriz de cobertura diferente a la que originalmente presentaba el hábitat (Romero & Vásquez, 2009; Hanski, 2011; Pickett et al., 2011). Esto último, provoca la interrupción de redes complejas de interacción que ocurren entre las diferentes especies que habitan un paisaje; por lo que se modifica la disponibilidad de recursos para la biodiversidad y su supervivencia se ve amenazada (Fahrig, 2003; Santos & Tellería, 2006; Cagnolo & Valladares, 2011).

Numerosos autores plantean que, para la conservación de la biodiversidad en paisajes fragmentados, la calidad de la matriz es un factor clave (Griffon et al., 2010; Mastrangelo & Gavin, 2014). La matriz del paisaje está formada por la cobertura dominante, es decir, aquella que ocupa una mayor superficie y está mejor conectada. Estas características le permiten desempeñar un papel fundamental en la dinámica del paisaje y en la sobrevivencia de la biodiversidad (Matteucci & Buzai, 1998; Vila Subirós et al., 2006; Perfecto & Vandermeer 2010, 2012; Arroyo-Rodríguez et al., 2019; Muñóz-Jiménez et al., 2019).

Conservar biodiversidad en paisajes antropizados

Se ha estimado que la mayor parte de la biodiversidad del mundo se encuentra en paisajes antrópicos, o bien en áreas protegidas (Vandermeer & Perfecto, 2007). Dado el nivel de antropización actual de los ecosistemas, existen numerosos autores que sostienen que, para mejorar las condiciones para la biodiversidad, es importante enfocar los esfuerzos de conservación en paisajes antropizados y no únicamente en áreas naturales protegidas (Foley et al., 2005; Lindenmayer & Fischer, 2006; Wu & Hobbs, 2007; Hobbs et al., 2009; Kareiva & Marvier, 2011, citados en Muñóz-Jiménez et al., 2019).

En este sentido, se ha planteado un debate en el mundo académico: ¿es posible proporcionar los recursos para que la población humana en rápido crecimiento tenga techo, alimentos y energía mientras se conservan la biodiversidad y los servicios del ecosistema? (Colbach et al., 2018; Arroyo-Rodríguez et al., 2019). Por un lado, se plantea la necesidad de aislar los ecosistemas nativos de las tierras productivas, es decir, se propone un esquema de separación entre la producción y conservación (Green et al., 2005). Este enfoque se conoce como **land-sparing** y su desarrollo se basa en la intensificación de los usos antrópicos del suelo en aquellas



zonas con las mejores condiciones para la producción y los menores riesgos, con el fin de incrementar la productividad por unidad de superficie y así liberar tierras para la conservación de la biodiversidad (Green et al., 2005; Law & Wilson, 2015). La creación de áreas de conservación y reservas de biodiversidad tienen sustento en este enfoque. Sin embargo, la conservación de biodiversidad en parques y áreas protegidas, muchas veces se ve imposibilitada porque son colindantes a zonas agropecuarias donde se utilizan tecnologías que implican grandes cantidades de insumos químicos (entre ellos plaguicidas) que afectan los ecosistemas naturales aledaños.

Por el otro lado, se plantea la integración de áreas productivas en los ecosistemas nativos o **land-sharing**. Este enfoque implica reducir la intensificación y retener coberturas naturales en el mosaico agropecuario, promoviendo la agrobiodiversidad (Phalan, 2018). Se promueve la reducción del uso de agroquímicos dado que prácticas como el uso intensivo de plaguicidas, no permiten la supervivencia de la biodiversidad y aumentar la diversidad de ambientes y hábitats en el paisaje (Perfecto & Vandermeer, 2010, 2012).

La disponibilidad de áreas hábitat para la biodiversidad en los paisajes, se relaciona con su composición y configuración: la presencia de diferentes coberturas, la combinación espacial y la conectividad entre éstas (Zaccagnini, Wilson, & Oszust, 2014). Por lo que, aquellos paisajes heterogéneos, compuestos por parches y corredores de coberturas naturales o de alta calidad ambiental, ofrecen mejores recursos para la biodiversidad (Muñoz-Jiménez et al., 2019; Ros-Cuéllar et al., 2019).

Interfases urbano rurales

La expansión urbana fragmenta el paisaje agrícola y genera espacios de contacto y transición, en los que coexisten coberturas agrícolas y urbanas del suelo. Según Feito y Barsky (2020), estos nuevos espacios – a los que denominan periurbanos, pero que presentan numerosas denominaciones- responden a una “situación fronteriza o de interfase entre dos tipos geográficos tradicionalmente conceptualizados como dicotómicos u oposicionales: el campo y la ciudad” (p.907).

Estas interfases, conservan características de “lo rural” y de “lo urbano”, pero también constituyen el espacio con menor disponibilidad de servicios de “lo rural” y de “lo urbano”. Los servicios del espacio rural que se pierden por el crecimiento urbano son principalmente los servicios ambientales o ecosistémicos y su afectación se produce por la disminución y fragmentación de las coberturas del suelo con propiedades de hábitat para la biodiversidad. Por su parte, la dispersión de las nuevas viviendas a grandes distancias de los centros urbanos consolidados dificulta el aprovisionamiento público por lo que el acceso a servicios e infraestructuras urbanas como agua, electricidad, pavimento, transporte público, recolección de residuos, etc., también es menor en las áreas de interfase (Morello, 2000 en Céliz, 2020).



La evolución de los paisajes de interfase depende del crecimiento de las ciudades y esto provoca que estén sometidos a numerosas transformaciones que emergen tanto en el interior como en el exterior de sus límites. Este dinamismo de sus paisajes hace de estos espacios un objeto de estudio difícil de ser abordado analíticamente (Celemín & Zulaica, 2008a; Ávila Sánchez, 2009; Zulaica et al., 2015; Celiz, 2020; Perez, 2020; Mosca, 2022).

Sin embargo, su estudio se remonta a principios del S. XX, dado que, desde finales del siglo anterior, la Revolución Industrial impulsaba procesos de urbanización que comenzaban a extenderse sobre el medio rural. Desde ese momento, se han sucedido enfoques y conceptos para caracterizar y comprender estos espacios, con el fin de lograr una mejor gestión. Algunas de estas denominaciones son: periurbano, franja urbana, franja rururbana, continuo urbano-rural, bordes productivos, territorio de borde, cinturón verde, espacios agrícolas periurbanos, territorios productivos periurbanos, entre otros (Pérez, 2020).

En el Diccionario del Agro Iberoamericano (Muzlera & Salomón, 2020), reúnen una serie de conceptualizaciones que ayudan a comprender la realidad del agro. Entre estos términos, Feito y Barsky (2020), desarrollan el concepto de periurbano. Estos autores, exponen una secuencia de elaboraciones conceptuales que se han utilizado para describir estos espacios de interfase urbano rural. Comienzan presentando la idea de conurbación (1915) planteada por Patrick Geddes para describir la dispersión acelerada de los centros urbanos ingleses sobre las áreas agrícolas, y finalizan con las contribuciones que hace la Ecología para la comprensión de este fenómeno. Que, si bien se remontan a mediados de los años ochenta, continúan vigentes y es un enfoque que se ha complejizado en los últimos años.

Si bien existen muchas definiciones, todas coinciden en que se trata de un espacio complejo, que contienen características comunes tanto de la ciudad como del campo y en el que sus principales problemáticas y posibilidades dependen de las dinámicas urbanas a las que se encuentran vinculadas (Drescher & laquinta, 2000 en Ávila Sánchez, 2009; Zulaica et al., 2015; Dalmaso et al., 2021).

Las tensiones entre las dinámicas productivas y residenciales, también es una característica que define a estos espacios. Por su parte, Celemín y Zulaica (2008b) incorporan en su conceptualización de las interfases urbano rurales ², la coexistencia de numerosas formas de vinculación entre la sociedad y la naturaleza, y la conflictividad socioambiental de estas vinculaciones:

No caben dudas que esta zona de transición es un espacio complejo y conflictivo desde el punto de vista social y ambiental conformado por un mosaico dinámico de usos,

² Cabe señalar que, tanto Feito & Barsky (2020) como Celemín & Zulaica (2008 a,b) se refieren indistintamente como periurbano o interfase/interface urbano rural a los espacios generados de la expansión urbana sobre áreas agrícolas.



procesos y problemas que se evidencian en la incompatibilidad de usos de suelo, procesos de contaminación, exposición a situaciones de riesgo, fragmentación territorial, especulación inmobiliaria, entre otros. Todos estos conflictos se manifiestan de manera directa o indirecta en la calidad de vida de la población. (Celemín & Zulaica, 2008b p.28).

En áreas de interfase urbano rural, el paisaje es moldeado por diferentes tipos de actores territoriales cuyos modos de vida y actividades están asociadas a prácticas sociales y espaciales distintas: actores ocupados en el sector agropecuario (productores, técnicos y obreros rurales) y actores urbanos sin vinculación directa con la dinámica productiva y que se benefician o vinculan con la expansión inmobiliaria (Craviotti, 2002). Esta convivencia deriva frecuentemente en disputas y conflictos por el acceso y uso de los recursos del territorio (Ávila Sánchez, 2009; Andrada, 2018).

Agricultura en las interfases urbano rurales

Debido a que las áreas agrícolas próximas a las ciudades se están urbanizando, el desarrollo de la agricultura en áreas de interfase urbano rural es una tendencia creciente a nivel global (Ramankutty et al., 2008; Martellozzo et al., 2018). La agricultura en estas zonas está expuesta a numerosas problemáticas territoriales que agudizan las pérdidas de sostenibilidad que sufre la actividad.

La competencia creciente por los bienes naturales, principalmente suelo y agua que se produce con los usos residenciales del suelo, así como los conflictos vinculados a las prácticas agrícolas -principalmente por el uso de agroquímicos-, generan la pérdida de “atmósfera productiva” y el deterioro de las relaciones de confianza que facilitan el desarrollo local de la agricultura (Andrada, 2018; Dalmasso et al., 2021).

La agricultura de estas zonas tiene mayores costos de producción. El costo de oportunidad por mantenerse en la actividad aumenta por la presión inmobiliaria sobre el suelo agrícola; también crece la renta agrícola que deben pagar los productores arrendatarios por alquilar en estas zonas (Andrada, 2018). Estos nuevos costos se suman al aumento sostenido del precio de los capitales de producción y a la baja rentabilidad histórica de las explotaciones agrícolas, colocando a la agricultura de las áreas de interfase en una situación delicada de sostenibilidad (Giobellina, 2018; Mussetta et al., 2019; Van den Bosch & Brés, 2021).

La creciente conformación de áreas de interfase urbano rural y las presiones que se ejercen sobre la agricultura, alertan sobre el riesgo, actual y futuro, que conlleva no disponer de espacios con capacidad productiva para sostener la producción de alimentos y de otros bienes y funciones ecosistémicas de beneficio común (Giobellina, 2018; del Barrio & D’Amario, 2020; Goites et al., 2020). Numerosos antecedentes señalan que la pérdida de superficie agrícola y de servicios y funciones ecosistémicas, así como la disminución de la calidad de vida de la población, se producen por falta de políticas públicas de gestión de estos espacios.



En su análisis del área periurbana de la ciudad de Mar del Plata, Celemín y Zulaica (2008b; 2017), señalan que los conflictos por la incompatibilidad de usos de suelo; el aumento de procesos de contaminación; la mayor exposición a situaciones de riesgo de los habitantes; la fragmentación ambiental y social, entre otras numerosas problemáticas encontradas en este espacio, se vinculan directamente con el crecimiento desordenado de la ciudad y con la falta de políticas de planificación.

Esto es coincidente con los resultados de Baldini, Marasas y Drozd (2019), que analizaron la pérdida de superficie hortícola y seminatural y el aumento de superficie cubierta con invernáculos en el periurbano productivo de la ciudad de La Plata. Las autoras señalan que la falta de políticas de ordenamiento territorial adecuadas y las deficiencias en su aplicación, han delineado el actual uso insustentable del territorio. Por su parte, Giobellina (comp., 2017), destacan la importancia de establecer pautas de ordenamiento territorial para mantener y desarrollar la producción de alimentación saludable en los territorios periurbanos de la Ciudad de Córdoba. Estos autores observaron la pérdida de espacios agrícolas en las zonas periurbanas, y señalan que este fenómeno afecta la disponibilidad actual y futura de espacios productivos útiles para la provisión de alimentos y otros servicios ecosistémicos cercanos a la Ciudad, así como el aumento de la conflictividad entre actores territoriales por las prácticas agrícolas y tecnológicas predominantes.

En el sector periurbano del Oasis Norte de Mendoza, Dalmaso et al. (2021), también señalan la falta de control del crecimiento urbano sobre tierras productivas y los problemas que surgen de la conformación de áreas de interfase urbano rural en áreas bajo riego. Estos autores realizaron entrevistas en profundidad a viticultores del área de interfase y entre las problemáticas que mencionan, destacan conflictos con los nuevos vecinos urbanos por el uso del recurso hídrico que era utilizado mayoritariamente para la agricultura y por ciertas prácticas agrícolas como el uso de agroquímicos y la quema de restos de poda. Los entrevistados mencionan el incremento de la delincuencia e inseguridad en los establecimientos agrícolas, que les ocasionan grandes pérdidas de maquinaria y otros capitales de trabajo.

En todo el país las interfases urbano rurales, son el escenario de problemáticas y conflictos socioambientales. Por lo que son necesarias estrategias y regulaciones que mejoren la coexistencia de la actividad agrícola y residencial en las áreas de interfase, tendiendo a conservar los sistemas productivos en estos espacios. En este sentido, Tiltonell (2020) plantea que:

(...) la mayor parte de los conflictos socio-ambientales que tienen lugar en interfases críticas, como la urbana-rural o las fronteras entre la producción y la conservación de la biodiversidad, tienen su origen en la falta de, o en un inadecuado, **ordenamiento territorial**. La ausencia de un ordenamiento territorial eficiente, eficaz y equitativo se traduce, además, en pérdidas y sobrecostos económicos que las sociedades deben enfrentar, aún aquellas que no habitan en territorios rurales o zonas de interfase. (p.18).



Agricultura industrial y conflictos socioambientales en interfases urbano rurales

El modelo productivo dominante en el mundo es el de la agricultura moderna o industrial que tuvo sus inicios en la llamada “Revolución verde”, alrededor de los años cuarenta, y que se profundizó especialmente en los años 90s.

[La agricultura industrial] se caracteriza por el uso, en grandes extensiones, de pocas especies y genotipos (variedades, híbridos) de alto potencial de rendimiento. Pero para poder expresar ese potencial, requieren que se les suministre un ambiente adecuado, que se logra mediante el agregado de grandes cantidades de insumos: agroquímicos (pesticidas y fertilizantes) y mucha agua y energía (mayormente fósil). A pesar de la alta productividad (rendimiento por unidad de superficie) alcanzada y de su aparente “rentabilidad”, cada vez hay más evidencias de que este modelo está asociado a severos problemas ambientales y sociales. (Sarandón, 2021a, p.2).

La agricultura industrial³ ha avanzado sobre los territorios rurales del país con gran fuerza durante los últimos 30 años. Este proceso de transformación de la cobertura del suelo y del paisaje denominado “agriculturización”, ha impactado en las áreas de interfase urbano rural generando conflictos socioambientales⁴ por las pulverizaciones aéreas de plaguicidas (Pengue et al., 2018). La región Pampeana (Córdoba, Santa Fé, Entre Ríos, Buenos Aires y La Pampa), es donde predomina el modelo de agricultura industrial asociado al proceso de “sojización” y a la incorporación de otros transgénicos, así como al uso de grandes cantidades de insecticidas y herbicidas.

Hacen más de 15 años, organizaciones sociales, el sector académico y científico, señalan la contaminación de los bienes naturales y las afecciones en la salud que sufren los pobladores de las zonas expuestas a las pulverizaciones aéreas de plaguicidas; reclamando la reglamentación y la delimitación de áreas con prohibición de uso de estos productos (Pueblos Fumigados; Médicos de Pueblos Fumigados, Madres de Ituzaingó de Córdoba, entre otras).

Como respuesta a estos conflictos, algunos gobiernos han establecido una distancia mínima a asentamientos humanos y/o a fuentes de agua, en la que se prohíbe el uso de plaguicidas. Estas

³ La agricultura industrial, también llamada agricultura moderna, se concentra en la maximización de ganancias y productividad a corto plazo basándose en la simplificación de los sistemas agrícolas e intensificación del uso de insumos tecnológicos (fertilizantes, plaguicidas, maquinaria, semillas híbridas, etc.). Este modelo productivo tuvo origen en la “Revolución Verde” en los años 40s, se profundizó a partir de la década del '70 y en Argentina especialmente en los años 90s (Dubrovsky Berensztein, 2018).

⁴ Se entiende por conflictos socioambientales a aquellos que se producen en torno al uso, la contaminación, la valoración y gestión de los bienes naturales y suceden cuando una de las partes percibe las acciones de la otra como atentatorias a sus intereses (Merlinsky et al., 2020).



distancias, también llamadas franjas de seguridad, de no fumigación o zonas de amortiguamiento, se establecen dependiendo de la toxicidad del producto utilizado y las formas de aplicación (Bocero, 2015; Sabourin et al., 2017; Locati & Pietrarelli, 2020).

Cabe destacar que estas normativas han conducido al planteo acerca de “cómo producir de forma no contaminante y económicamente rentable, en las zonas aledañas a los centros urbanos” (Locati & Pietrarelli, 2020, p.38). Sabourin et al., (2017), destacan que en las zonas que quedan comprendidas en las *franjas de no fumigación* se busca promover planteos agroecológicos pero que, para los productores ubicados en estas zonas, la normativa no proporciona claridad en cuanto a cómo transitar el cambio en el modelo de producción agrícola. En este sentido, Bocero (2015), analizó la situación en el cinturón frutihortícola de la Ciudad de Mar del Plata y señala que, “el análisis de los casos locales muestra la dificultad de armonizar los intereses de los productores y la necesidad -el derecho- de los vecinos de vivir en un ambiente sano” (p.262).

Por su parte, Locati & Pietrarelli (2020), sostienen que “las restricciones a las aplicaciones de agroquímicos si no vienen acompañadas de propuestas de producción sustentable (...), empiezan a ser fruto de especulaciones que producen cambios de uso del suelo con la consiguiente pérdida de suelo productivo” (p.76). La venta de terrenos agrícolas para el desarrollo inmobiliario amenaza la sostenibilidad de la agricultura en los territorios de interfase urbano rural. Por lo que, si bien las restricciones a las aplicaciones de agroquímicos protegen a las poblaciones urbanas, no se ha acompañado a los productores de las áreas de protección lo suficiente como para lograr un cambio de modelo productivo que les permita prescindir del uso de plaguicidas y otros agroquímicos.

Pulverizaciones aéreas en Mendoza

En Mendoza, también se han registrado conflictos socioambientales en torno a aplicaciones aéreas de plaguicidas. Si bien esta práctica no es común, ya que el modelo productivo predominante es intensivo y se trabaja con otras maquinarias, en el año 2017 se desarrolló el programa de aplicaciones aéreas para combatir la “polilla de la vid” (*Lobesia botrana*)⁵. El programa consistía en la pulverización aérea de los plaguicidas (*Clorantraniliprole* y *Bacillus thuringiensis*) en zonas con viñedos, excluyendo áreas urbanizadas. Fue diseñado por SENASA (Servicio Nacional de Sanidad y Calidad Agroalimentaria) e ISCAMEN (Instituto de Sanidad y Calidad Agropecuaria Mendoza) -instituciones públicas encargadas de la sanidad y calidad agropecuaria- y financiado por el Gobierno de la Provincia. En el año 2017, alcanzó una superficie

⁵ *Lobesia botrana* (Lepidóptera) es una plaga cuarentenaria para Argentina desde el año 2010 que afecta la producción de los viñedos infectados y reduce la calidad del fruto, permitiendo el ingreso de hongos y bacterias que afectan la vinificación.



de alrededor de 126 mil hectáreas de viñedos; en la campaña 2018, se abarcaron unas 60 mil hectáreas y 42 mil en el año 2020 (ISCAMEN, s.f.).

El conflicto socioambiental se dio en torno a los fundamentos técnicos-científicos del procedimiento y a la falta de comunicación por parte de los organismos técnicos y de gobierno con la comunidad en general. Estos organismos fueron interpelados por los actores sociales (organizaciones sociales, instituciones de ciencia y técnica, cooperativas apícolas) que no estaban de acuerdo con las pulverizaciones aéreas como método de control de la “polilla de la vid”. Se solicitaba que el programa sea realizado mediante aplicaciones terrestres para disminuir las derivas de los plaguicidas (Tomasoni, 2013), ya que durante las primeras aplicaciones se detectaron restos de *Clorantraniliprole* en fuentes de agua potable (Escobar Blanco & Sánchez Mendoza, 2017).

Las disputas se produjeron por las incertidumbres y riesgos que generaba la técnica de aplicación aérea de los productos químicos, en la que se enfrentaban argumentos tanto científicos como no científicos (Xumek, 2017). Según Barrientos et al. (2018), en esta instancia se visibilizó el desacuerdo de ciertos sectores de la sociedad con el sostenimiento del modelo de desarrollo hegemónico de la provincia, basado en el monocultivo de vid, debido a los impactos ambientales asociados al mismo.

Si bien en las áreas de interfase urbano rurales de Mendoza no se registran conflictos por el uso de plaguicidas de la magnitud de los identificados en la región Pampeana, el antecedente comentado permite suponer que a medida que se urbanicen las zonas productivas de la Provincia, el conflicto se agudizará y se sumará una nueva presión para los agricultores con la dificultad de no poder trasladarse a otras zonas para continuar produciendo de manera convencional.

La agricultura en las áreas agrícolas bajo riego -como es el caso de Mendoza-, se circunscribe a las zonas con disponibilidad de agua para riego y, a diferencia de lo que ocurre en otras regiones del país, la agricultura no puede desplazarse más allá de los límites del oasis. Por esta razón, es urgente generar alternativas que mejoren la convivencia en las interfases urbano rurales de Mendoza y utilizar instrumentos normativos para evitar la pérdida de la agricultura en estas zonas.

Gestión territorial para la conservación de la agricultura en interfases urbano rurales

El ordenamiento territorial puede entenderse como “un proceso planificado cuyo objeto central es el de organizar, armonizar y administrar la ocupación y uso del espacio, contribuyendo al desarrollo humano de manera sostenible” (Massolo, 2015, p. 15).



El origen de la planificación y de las políticas de ordenamiento territorial, se remontan a principios del siglo XX, – junto con los procesos de urbanización desordenada que se extendían por el crecimiento de las ciudades industriales de Europa y Estados Unidos-:

la planificación territorial surge a partir del momento en que la calidad de vida de los habitantes urbanos comienza a constituir un problema de interés público, sobre el cual se plantean intervenciones de carácter urbanístico para el diseño de ciudades más amigables y disposiciones generales sobre el uso del suelo urbano.

Desde estos inicios acotados a la escala urbana y sus problemas específicos relacionados al diseño urbanístico, la planificación territorial transitó durante varias décadas por un importante proceso de desarrollo técnico y metodológico. Basada fuertemente en el uso del conocimiento científico, comenzaron a diseñarse planes compuestos por una rigurosa secuencia de pasos metodológicos que tenían como objetivo la construcción de propuestas técnicas racionales donde poco o nada quedaba librado al azar. (Perez & Van den Bosch, 2021, en Dalmasso et al., 2021, p. 11).

De esta manera, los temas que incorpora la planificación territorial ganan complejidad y los profesionales que tienen injerencia dejan de ser exclusivamente urbanistas para necesitar equipos interdisciplinarios. Al incorporar nuevas variables de análisis, aparecen problemáticas de índole socioeconómica y ambiental, así como los espacios a planificar también se amplían. Esto va generando que los procesos de planificación incluyan los intereses de diversos actores territoriales (Massiris Cabeza, 2015).

En este sentido, “el ordenamiento territorial se asume como un proceso y una acción consciente de negociación, concertación y toma de decisiones entre los diferentes actores sociales (y sus intereses y juicios de valor) en un territorio” (Méndez Casariego & Pascale Medina, 2014, p.5). En ausencia de procesos de planificación y gestión del territorio, la distribución de los recursos y usos del suelo es conducida siguiendo los intereses económicos de los actores con mayor poder (Baldini & Marasas, 2021).

El Estado, en su rol diferencial de articulador de intereses, se vuelve fundamental para lograr el ordenamiento del territorio mejorando la calidad de vida de sus pobladores, la competitividad productiva y la inclusión social, disminuyendo las tensiones y conflictos (Ferro et al., 2022).

Históricamente, en Argentina, la distribución y organización de los usos del suelo, se ha decidido priorizando el desarrollo urbano-industrial y sin tener en cuenta de manera integral las interacciones entre las sociedades, los recursos naturales y las economías locales (Psathakis et al., 2010). Sin embargo, los desequilibrios ambientales que se han intensificado por la conducción de los procesos territoriales realizados por los mercados han demostrado el fracaso de la planificación tradicional y ha motivado a los gobiernos locales a revisar la planificación de sus territorios (Blanco Ávila et al., 2021).



En la actualidad, los territorios están demandando herramientas novedosas para promover la convivencia de actividades y actores, así como la disminución de impactos negativos sobre el ambiente (Tittonell, 2020). Un instrumento normativo potente para el resguardo de las funciones ecosistémicas y la conservación de la biodiversidad es el **ordenamiento ambiental territorial** u ordenamiento ecológico (Pengue et al., 2018). La incorporación de información ecológica en la planificación y reconocimiento del concepto de ordenamiento ambiental territorial (OAT), se asocia a la Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente Humano (1972, Estocolmo) en cuanto a incorporar la dimensión ambiental como “una variable fundamental del proceso de desarrollo” (Cappuccio et al., 2016).

En Argentina, la Ley General del Ambiente (sancionada en el año 2002), define el ordenamiento ambiental territorial como una herramienta de concertación de intereses sociales y administrativos, que tiene como objetivo central la coordinación interjurisdiccional para precisar la localización de actividades antrópicas y el desarrollo de asentamientos humanos (Ley Nacional N° 25.675, artículos 9° y 10°). Esta Ley, explicita que en la planificación de los usos del suelo se debe considerar, en forma prioritaria:

- a) La vocación de cada zona o región, en función de los recursos ambientales y la sustentabilidad social, económica y ecológica;
- b) La distribución de la población y sus características particulares;
- c) La naturaleza y las características particulares de los diferentes biomas;
- d) Las alteraciones existentes en los biomas por efecto de los asentamientos humanos, de las actividades económicas o de otras actividades humanas o fenómenos naturales;
- e) La conservación y protección de ecosistemas significativos (Psathakis et al., 2010).

El ordenamiento ambiental territorial se plantea entonces como un instrumento para la mejora de la sostenibilidad de los paisajes agrícolas y de interfase urbano rural. Sin embargo, más allá de la existencia de la legislación, el enfoque de las políticas territoriales ha sido la planificación urbana sin articulación con las políticas y planificación ambientales (Cappuccio et al., 2017). Además, en los casos en los que se han tenido en cuenta los aspectos ambientales, han sido enfocados de manera descriptiva y sin tener en cuenta la funcionalidad ecológica.

Para los citados autores, la existencia de regímenes jurídicos separados en el dictado de reglamentaciones para el ordenamiento territorial y usos del suelo y de ordenamiento ambiental territorial, junto con las escalas de atribución de políticas territoriales (municipios y provincias) y de políticas ambientales (nacional), dificultan la gestión territorial articula la planificación urbana y ambiental (Cappuccio et al., 2017). Por lo tanto, para gestionar las interfases urbano rurales, se necesitan instrumentos normativos que puedan abordar las problemáticas complejas y multidimensionales que predominan en estos espacios y que



vinculen los objetivos holísticos de la conservación y/o la restauración de los paisajes productivos, con la gobernanza de los recursos naturales y el uso de la tierra (Tiftonell, 2020)

Se espera que estas regulaciones frenen la tendencia de avance de las actividades económicas más rentables, como es el loteo y urbanización por sobre la agricultura que además de expulsar actores y actividades del sistema agroalimentario (Dalmasso et al., 2021), impacta sobre las funciones y servicios ecosistémicos.

Alternativas para sostener la agricultura en interfases urbano rurales

La simplificación de los sistemas agrícolas, promovida por el cultivo y manejo de pocas especies -el monocultivo- de los modelos de la agricultura industrial, degrada los procesos homeostáticos o funciones ecosistémicas que ocurren naturalmente en los agroecosistemas. Esta pérdida de funciones ecosistémicas aumenta la dependencia de insumos utilizados para garantizar los niveles de producción (Altieri & Nicholls, 2000; Pérez Consuegra, 2004; Souza Casadinho & Bocero, 2008; Sarandón, 2011, citados en Dubrovsky Berensztein, 2018). Sin embargo, los modelos propuestos por la agricultura industrial no son los únicos posibles.

La **agroecología**, propone prácticas agrícolas basadas en funciones ecosistémicas, potenciadas con el manejo de la biodiversidad de los agroecosistemas y el paisaje (Sarandón, 2020, 2021b). Se denomina funciones ecosistémicas a los procesos que ocurren naturalmente en los ecosistemas y que proveen servicios ecosistémicos (Lattera et al., 2011; Iermanó & Sarandón, 2016; Tonolli et al., 2019). Por su parte, los componentes y procesos de los ecosistemas que son consumidos, disfrutados o que conducen a aumentar el bienestar humano, tomando en cuenta la demanda de los beneficiarios, así como la dinámica de los ecosistemas, son considerados **servicios ecosistémicos** (Balvanera & Cotler, 2007).

Algunas de las funciones ecosistémicas que busca promover la agroecología son: el ciclado de nutrientes, la descomposición de la materia orgánica y el mantenimiento de la fertilidad de los suelos, que cumplen la función de nutrición de los cultivos; la regulación de plagas y enfermedades, que permite excluir el uso de plaguicidas; la polinización, importante para la cosecha de los frutos y la reproducción de las semillas; el mantenimiento y la mejora de los hábitats locales; la presencia y abundancia de fauna y flora silvestres en los paisajes; el mantenimiento del ciclo hidrológico, el control de la erosión del suelo, la regulación del clima y absorción del carbono, fundamentales en el sostenimiento de las demás funciones ecosistémicas en el tiempo, entre otras (UNEP, 2000 en Sarandon 2021b).

Cabe señalar que, los principios agroecológicos para el desarrollo de la práctica agrícola, también se denominan **intensificación ecológica**. Sin embargo, agroecología incorpora otras dimensiones de la actividad agrícola vinculadas con los actores que la desarrollan y los contextos



socio políticos en los que lo hacen. Según Sicard (2021), “son ampliamente conocidas las tres distintas acepciones o significados del término agroecología: ciencia, movimiento socio-político y forma de aplicar la agricultura” (Altieri, 1999b; Rosset & Martínez-Torres, 2012; McCune et al., 2017; Gallardo-López et al., 2018; Mier et al., 2018; Acevedo-Osorio & Chohan, 2019; Gliessman et al., 2019 en Sicard, 2021 p.17).

Por su parte, la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO por sus siglas en inglés) define la agroecología como una disciplina científica, un conjunto de prácticas y un movimiento social. Explica que, como ciencia, estudia cómo los diferentes componentes del agroecosistema interactúan; como un conjunto de prácticas, busca sistemas agroalimentarios sustentables que optimizan y estabilizan la producción y como movimiento social, persigue papeles multifuncionales para la agricultura, promueve la justicia social, nutre la identidad y la cultura y refuerza la viabilidad económica de las zonas rurales (FAO, s.f.).

Biodiversificación

El desarrollo de sistemas productivos de base agroecológica se logra, principalmente, mediante un aumento de la biodiversidad en los agroecosistemas y en los paisajes. Esta estrategia se denomina biodiversificación o diversificación y se basa en las interacciones entre los componentes bióticos y abióticos que conforman la biodiversidad funcional (Altieri 1996; Altieri 1999; Altieri & Nicholls, 2000; Sarandón, 2021b).

Se entiende por biodiversidad funcional a las especies que cumplen diferentes funciones ecosistémicas. Específicamente la biodiversidad funcional de los sistemas agrícolas, se denomina agrobiodiversidad y puede definirse como:

Todos los componentes de la diversidad biológica que constituyen el ecosistema agrícola, [incluyendo] las variedades y variabilidad de animales, plantas y microorganismo, [tanto] a nivel genético, como de especies y de ecosistemas, [que son] necesarios para mantener las funciones principales de los ecosistemas agrarios, su estructura y procesos. (UNEP, 2000, p.103).

Durante el convenio sobre biodiversidad en la conferencia COP-5, reunida en el año 2000 en Nairobi - Kenya, se agregaron dos componentes a la agrobiodiversidad: los factores abióticos y las dimensiones socioeconómicas y culturales, que tienen un efecto determinante sobre la diversidad biológica agrícola (UNEP, 2000 en Sarandón, 2021b). Dentro de la agrobiodiversidad pueden diferenciarse: la biodiversidad planificada, que se refiere a la diversidad incluida intencionadamente por los agricultores (los recursos genéticos para la alimentación y la agricultura), y la biodiversidad asociada, que se compone de toda la flora y fauna que coloniza el agroecosistema desde los ambientes del paisaje circundante y que prosperarán en el agroecosistema dependiendo del manejo y estructura de éste (Vandermeer & Perfecto, 1995 en Altieri & Nicholls, 2009; Sarandón, 2021b).



Mediante la biodiversificación, se inician complementariedades y sinergismos entre las especies que potencian las funciones ecosistémicas buscadas, es decir, aquellas que subsidian los procesos necesarios para el manejo del agroecosistema (Altieri, 1996). La biodiversificación puede darse a distintas escalas, a nivel lote o parcela, a nivel de agroecosistema o finca y a escala de paisaje (Waldhardt, 2003; Veres et al., 2013; Wilson et al., 2017; Sarandón, 2021b).

Baldini (2021), explica que los agroecosistemas son sistemas abiertos, que están en constante intercambio de materiales y energía con su entorno y que, por esto, para promover la biodiversidad funcional en un agroecosistema, se requieren condiciones favorables para supervivencia de la biodiversidad también por fuera de los límites de la finca. La agroecología propone mantener, conservar o cuando sea necesario, restaurar los paisajes en los que se encuentran insertas las fincas; esto diversifica y enriquece la matriz y mejora sus funciones ecosistémicas, por ejemplo, el control natural de plagas, la conservación del agua y del suelo, la regulación climática, entre muchas otras (Altieri & Nicholls, 2000).

Si bien, la transición de los sistemas productivos industriales hacia sistemas capaces de producir aprovechando las funciones ecosistémicas y prescindiendo del uso de agroquímicos, se plantea como una alternativa para prevenir y disminuir conflictos socioambientales vinculados con el uso de plaguicidas en áreas de interfase urbano rural, en estos territorios se produce una gran pérdida y fragmentación de coberturas con propiedades de hábitat y la presión sobre la biodiversidad es alta (Guzmán et al., 2021). Por lo tanto, para el desarrollo de prácticas agroecológicas es importante conocer aquellos sectores del paisaje que puedan constituir un hábitat adecuado para la biodiversidad.

Control biológico de plagas

El componente vegetal de la biodiversidad constituye la base de las relaciones tróficas que pueden establecerse en los diferentes ambientes, dado que es el nivel que captura y almacena energía de la cual viven los demás organismos. Por esto, las coberturas vegetales generan hábitats que pueden ser ocupados por el resto de la biodiversidad (Altieri & Nicholls, 2000, 2009; Blake et al., 2011 citado en Iermanó, 2015; Gliessman, 2002 en Dubrovsky Berenstein, 2018).

Serán áreas hábitat para la biodiversidad, aquellas coberturas vegetales que presenten un conjunto de variables óptimas para el desarrollo de diferentes grupos funcionales y especies, basadas en la provisión de alimento y refugio para dichos organismos (González-Valdivia et al., 2011; Mastrangelo & Gavin, 2014; Zaccagnini et al., 2014).

En las áreas de interfase urbano rural se busca disminuir el uso de plaguicidas, mejorando las condiciones de hábitat de las coberturas vegetales para alojar a los organismos que cumplen la función de control biológico de plagas (enemigos naturales). El control biológico de plagas, “consiste en la utilización de enemigos naturales para reducir el tamaño poblacional de un herbívoro por debajo del nivel de daño económico” (De Bach, 1964; Nicholls, 2008 citados en



Dubrovsky Berenstein, 2018, p.37). Existen diferentes estrategias para promover la presencia de controladores biológicos en los paisajes agrícolas, entre las que pueden distinguirse el control biológico clásico; de nueva asociación; de supresión temporal y el control biológico por conservación.

Según Dubrovsky Berenstein,

La principal diferencia entre las primeras estrategias y el control biológico por conservación radica en que en el primer caso existen liberaciones, inundativas o inoculativas, de especies de enemigos naturales a los sistemas (De Bach & Rosen, 1991), mientras que la última, al no basarse en insumos externos, es la estrategia más apropiada en términos de sustentabilidad y adecuación a la perspectiva agroecológica (Nicholls, 2008). (Dubrovsky Berenstein, 2018 p.37).

Esto es así porque el control biológico por conservación busca restaurar las comunidades biológicas a partir del mantenimiento de áreas naturales poco disturbadas y del manejo del hábitat. Este tipo de control biológico tiene como objetivo conservar, restaurar o crear infraestructuras ecológicas dentro de un paisaje agrícola, donde sea posible proveer de recursos alimentarios, presas u hospederos alternativos y refugio que favorecen la presencia de los enemigos naturales en el ambiente (Fiedler et al., 2008; Messelink et al., 2014; Landis et al., 2000 citados en Polack, Lecuona, & López, 2020).

Entre los organismos capaces de brindar el servicio ecosistémico de control biológico, los artrópodos parasitoides y depredadores son considerados los grupos más importantes de enemigos naturales de plagas agrícolas (Polack et al., 2020). Los artrópodos depredadores, atacan a diversos tipos de insectos y consumen varias presas en el transcurso de su ciclo de vida, siendo en su mayoría generalistas. Esta característica los hace buenos agentes de control, por su baja especificidad, siendo especialmente valorados en estrategias de control biológico por conservación, ya que la amplitud de su dieta les permite persistir en los sistemas agrícolas, aun cuando sus presas principales sean escasas (Greco & Rocca, 2020).

Por otro lado, los parasitoides necesitan un sólo individuo (hospedero) para completar su ciclo biológico. Los parasitoides depositan sus ovoposiciones sobre o dentro de otros artrópodos (hospedero) y, al eclosionar la ovoposición, el parasitoide inmaduro se alimenta de su víctima, y eventualmente la mata (Hagen et al., 1999 en Urbaneja et al., 2005). Los principales grupos de parasitoides utilizados en el control biológico de plagas por conservación pertenecen a los órdenes Hymenoptera (la mayoría avispa de las superfamilias Chalcidoidea, Ichneumonoidea y Proctotrupeoidea) y Diptera (moscas, especialmente de la familia Tachinidae) (Paredes et al., 2013).

La diversidad de fuentes alimenticias, así como de sitios de hibernación y nidificación, para artrópodos parasitoides y depredadores, dependerá de la composición de las comunidades vegetales presentes en cada ambiente de un paisaje (Paleologos et al., 2008; González-Valdivia



et al., 2011; Veres et al., 2013; Zaccagnini et al., 2014; Dubrovsky Berensztein et al., 2015). Para el desarrollo de la agroecología, es importante conocer aquellos sectores del paisaje que puedan constituir un hábitat adecuado para la biodiversidad funcional.

Hábitat para los controladores biológicos

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 sus controladores biológicos (Iermanó, 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 sirve de alimento para insectos controladores biológicos de tipo parasitoides y para algunos estadios de los depredadores (Dubrovsky Berensztein et al. 2015; Polack et al. 2020). Además, se ha encontrado que las familias botánicas Fabaceae, Apiaceae, Asteraceae, Brassicaceae, Malvaceae, Convolvulaceae y Polygonaceae, son preferidas por los controladores biológicos como fuentes de alimento (Montero, 2008; Dubrovsky Berensztein et al. 2015; Pfiffner et al. 2018; Simao et al., 2018).

Por otra parte, las especies de la familia Poaceae (gramíneas) han sido reconocidas por alojar diversidad de parasitoides (Alemanno, 2020) y, en particular, las gramíneas perennes como proveedoras de refugios invernales (Cánepa et al., 2015). La disponibilidad de sitios de refugio dependerá también de los estratos que conforman la estructura de la vegetación (Sarandón & 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 amplia gama 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, estuvo asociada con esta característica de la vegetación. Por lo tanto, las comunidades vegetales que presentan estos atributos tienen un alto valor de conservación en los paisajes para potenciar la presencia de la función ecosistémica de control biológico de plagas.

Numerosos antecedentes han demostrado que los ambientes naturales y seminaturales dentro o alrededor de los agroecosistemas, funcionan como reservorios de biodiversidad funcional y que es necesario preservarlos para mejorar el potencial de control biológico (Paleologos et al., 2008; Veres et al. 2013; Gonthier et al., 2014; Haan, Zhang, & Landis, 2020). En un estudio realizado por López García et al. (2019) en viñedos del oasis centro de Mendoza, se encontró una mayor riqueza de polinizadores y depredadores (himenópteros y dípteros) en cauces de río secos con vegetación natural que atraviesan las fincas, que en el borde y centro de los cultivos.



Dado que los ambientes naturales y seminaturales presentan una gran cobertura de especies vegetales nativas que están adaptadas a las condiciones climáticas locales, ofrecen recursos alimenticios florales de elevada calidad y durante un periodo prolongado (Rojas Rodríguez et al., 2019). Además, las especies nativas promueven la presencia de especies de controladores biológicos con las que han co-evolucionado (Stupino, 2018) y son hospederas de parasitoides y depredadores (Rojas Rodríguez et al., 2019; Gayer et al., 2019; López García et al., 2019; Uzman et al., 2020).

Según los antecedentes compartidos, las comunidades vegetales que proveen mayores condiciones favorables para la biodiversidad son aquellos que presentan mayor cobertura y diversidad vegetal, con mayor abundancia de especies de origen nativo, con flores de familias relevantes, comunidades estratificadas y que aportan refugio invernal. Por lo tanto, aportan la función ecosistémica de hábitat para la biodiversidad funcional.

El conocimiento, los valores y las percepciones en la promoción de la agroecología

La disponibilidad de áreas hábitat para la biodiversidad, depende de las decisiones de los actores territoriales (Sarandón, 2020; Gargoloff & Pochettino, 2021), esto es debido a que las comunidades vegetales presentes en un paisaje dependen de la interacción entre factores físicos, bióticos y sociales (Barchuk et al., 2007). En palabras de Blanco (2021):

La pregunta que cabría es ¿por qué debemos considerar los aspectos culturales en la conservación de la agrobiodiversidad? La respuesta es clara, porque todo lo que se hace, cómo se hace, para qué se hace, y quién hace en los agroecosistemas, está determinado por la cultura propia, particular, de cada tiempo y lugar. Esto marca una profunda diferencia con el funcionamiento de los ecosistemas naturales. (p. 321).

Por esto, para definir estrategias de conservación de la biodiversidad en el paisaje, es importante conocer no sólo las condiciones como hábitat de las comunidades vegetales del paisaje, sino también cómo son valoradas por sus actores. Identificar el valor que le asignan los actores territoriales al paisaje en el que viven y/o trabajan, y las razones de dichos juicios de valor permite establecer los mecanismos de gestión adecuados para preservar y conservar áreas del paisaje que son relevantes si se busca promover modelos de producción de base agroecológica (Saladié, 2009 en Suárez Chaparro, 2015).

Como fue mencionado anteriormente, en áreas de interfase urbano rural, el paisaje es moldeado por actores con necesidades e intereses diversos: actores ocupados en el sector agropecuario (productores, técnicos y obreros rurales) y actores urbanos sin vinculación directa con el sector. El diseño y manejo de las comunidades vegetales en los diferentes ambientes del paisaje de interfase, dependerá de la valoración del paisaje de actores *agrícolas* y *no agrícolas* (Campos et al., 2013; Gargoloff et al., 2011). Se entiende por **valoración del paisaje** a la



apreciación o el juicio personal que un observador emite y otorga a la escena en cuestión, de acuerdo al contexto cultural, natural, social al que pertenece, al tiempo y a su paradigma (conocimiento, preferencias, necesidades, experiencias y anhelos) (de la Fuente de Val et al., 2004).

El estudio de la valoración del paisaje reviste un creciente interés vinculado a la capacidad de explicar la relación de los actores territoriales con su entorno y, porque proporciona una base científica para relacionar los objetivos de gestión y las preferencias de los usuarios del paisaje (Parsons & Daniel, 2002 en López-Contreras, 2019). Según Burton et al. (2008), la relevancia percibida por los actores territoriales es una condición que facilita la implementación de medidas de conservación de biodiversidad en el paisaje; así como en algunos casos, el conocimiento ecológico de las medidas de conservación propuestas puede aumentar el éxito de la estrategia planteada (Home et al., 2014).

Así, por ejemplo, en la valoración de la biodiversidad, los actores que se dedican a la actividad agrícola -convencional- perciben la vegetación natural como perjudicial, tanto si se encuentra dentro de sus fincas (Stupino, 2018), como en áreas que no están en producción (Home et al., 2014) vinculado con su valoración negativa como “malezas” por su efecto perjudicial sobre los rendimientos de sus cultivos sobre todo (Fernández & Marasas, 2015; Gargoloff, 2018). Por su parte, Nates et al. (2010) y Campos et al. (2013), analizaron la percepción de estudiantes de escuelas urbanas y rurales de la Provincia de Mendoza con respecto a la biodiversidad y su relación con el conocimiento ecológico. Dichos trabajos muestran que los niños están poco familiarizados con las especies nativas locales con problemas de conservación y conocen poco acerca de sus adaptaciones evolutivas a las zonas áridas.

Fruitos et al. (2019), consultaron a actores vinculados a la actividad agrícola en Mendoza, sus preferencias sobre distintos manejos del espacio interfilar de viñedos. Durante la encuesta realizada por estos autores, explicitaban las funcionalidades ecológicas de cada manejo evaluado. Encontraron que la estrategia de manejo en la que se conservaba la vegetación espontánea en el espacio interfilar, fue valorada positivamente por favorecer el aprovechamiento de múltiples servicios ecosistémicos. El conocimiento ecológico de los elementos de un paisaje tiene una influencia importante en su valoración y en los cambios socioculturales (Alpuche-Álvarez et al., 2019).

Dado que el paisaje es producto de la interacción entre los aspectos biofísicos de un territorio y la sociedad que lo constituye, la disponibilidad de áreas hábitat para la biodiversidad depende de las decisiones de sus actores territoriales (Sarandón, 2020). Por lo tanto, es importante conocer, no sólo las condiciones como hábitat de las comunidades vegetales del paisaje, sino también cómo son valoradas por sus actores.

En esta tesis, se estudiaron los aspectos socioculturales del paisaje a través de la indagación de los actores territoriales de la interfase urbano rural, ocupados y no, en actividades agrícolas. Los



resultados aportan información para la gestión ambiental y el diseño participativo de políticas de ordenamiento ambiental territorial (Craviotti, 2007; Fioretti, 2015; Pérez et al., 2017; Cabrini et al., 2018).

Objetivos e hipótesis

Objetivo general

Evaluar la potencialidad ecológica y sociocultural para el desarrollo de un modelo de producción de base agroecológica de las diferentes unidades de paisaje del área de interfase urbano rural Lunlunta, Maipú – Mendoza.

Objetivos específicos

- **Objetivo específico 1:** Describir las transformaciones del paisaje de Lunlunta en el periodo 1990 - 2021.
- **Objetivo específico 2:** Evaluar y comparar la provisión de hábitat potencial de biodiversidad funcional de las unidades de paisaje del área de interfase.
- **Objetivo específico 3:** Describir y explicar la valoración de los actores territoriales respecto de diferentes unidades de paisaje identificadas en Lunlunta, Mendoza - Argentina.

Hipótesis

- **Hipótesis 1:** En el periodo 1990 – 2021, se registra un retraimiento de coberturas naturales y agrícolas del suelo y un aumento de la superficie cubierta con usos urbanos en Lunlunta.
- **Hipótesis 2:** El paisaje actual se conforma por fragmentos de vegetación natural y de coberturas urbanizadas insertas en una matriz de cobertura agrícola. La superficie ocupada por coberturas de vegetación natural es menor que la ocupada por usos agrícolas y urbanos del suelo.
- **Hipótesis 3:** Las unidades del paisaje del área de estudio presentan diferentes condiciones como hábitat para la biodiversidad.
- **Hipótesis 4:** Las unidades de paisaje naturales y seminaturales proveen mayor refugio y alimento para la biodiversidad funcional de controladores biológicos que las unidades de paisaje agrícolas y urbana.
- **Hipótesis 5:** La unidad de paisaje urbana será la que menor hábitat potencial provea para la biodiversidad funcional de controladores biológicos.
- **Hipótesis 6:** Los actores territoriales del área de estudio poseen distintas percepciones y valoraciones de las unidades del paisaje, según su ocupación se vincule o no al ámbito agrícola.



- **Hipótesis 7:** Los actores ocupados en actividades agrícolas tienen valoraciones más bajas de las unidades de paisaje que presentan mayor cobertura de especies vegetales no cultivadas que los actores dedicados a actividades no agrícolas.
- **Hipótesis 8:** Los actores agrícolas perciben las unidades de paisaje que presentan mayor cobertura de especies vegetales no cultivadas como una amenaza para su actividad debido a la presencia de “malezas”.
- **Hipótesis 9:** Los habitantes no dedicados a la actividad agrícola, le atribuyen valores estéticos a las unidades de paisaje con mayor cobertura de especies autóctonas y priorizan aquellos ambientes en los que pueden hacer algún tipo de uso recreativo.
- **Hipótesis 10:** Los actores agrícolas valoran negativamente la unidad de paisaje urbana porque existe tensión y conflicto por el avance de la urbanización sobre tierras agrícola.



Bibliografía

- 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. Universidad Nacional de Cuyo. Facultad de Ciencias Agrarias.
- Alpuche-Álvarez, Y. A., Ochoa-Gaona, S., Monzón-Alvarado, C. M., & Cortina-Villar, S. (2019). Modernización agrícola y valoración sociocultural de los servicios ecosistémicos en paisajes mayas del sureste de México. *Ecología Austral*, 29(2), 223–238. <https://doi.org/10.25260/ea.19.29.2.0.774>
- Altieri, M. A. (1996). Agroecology: The science of sustainable agriculture. *Agroforestry Systems* (Vol. 35). <https://doi.org/10.1007/BF02345332>
- Altieri, M. A. (1999). The ecological role of biodiversity in agroecosystems. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 74, 19–31.
- Altieri, M. A., & Nicholls, C. I. (2000). *Agroecología: Teoría y práctica para una agricultura sustentable*. Serie Textos Básicos para la Formación Ambiental (Primera ed). México D.F. Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente Red de Formación Ambiental para América Latina y el Caribe.
- Altieri, M., & Nicholls, C. (2009). *Biodiversidad y manejo de plagas en agroecosistemas*. (Icaria Editorial, Ed.) (VOL. 2). Bracelona: Junta de Andalucía, Consejería de Agricultura y Pesca.
- Alvarado, M. C., Cielo, C., Martínez, L., Catenazzi, A., Grijalva, S., & Miño, E. (2017). Relaciones y tensiones entre lo urbano y lo rural. (D. Martínez Godoy, Ed.) (Primera Ed). Quito: Consorcio de Gobiernos Autónomos Provinciales del Ecuador – CONGOPE. Retrieved from https://www.researchgate.net/profile/Diego_Martinez_Godoy/publication/325053156_Relaciones_y_tensiones_entre_lo_urbano_y_lo_rural/links/5af3b59a0f7e9b026bcc6f58/Relaciones-y-tensiones-entre-lo-urbano-y-lo-rural.pdf
- Andrada, N. F. (2018). Análisis de los conflictos territoriales asociados a la percepción de la producción hortícola bajo cubierta por parte de los actores sociales en el periurbano platense, 101.
- Arroyo Rodríguez, V., Arasa-Gisbert, R., Arce-Peña, N., Cervantes-López, M. J., Cudney-Valenzuela, S. J., Galán-Acevedo, C., ... San-José, M. (2019). Determinantes de la biodiversidad en paisajes antrópicos : Una revisión teórica. *La Biodiversidad En Un Mundo Cambiante: Fundamentos Teóricos y Metodológicos Para Su Estudio.*, (December), 65–112.
- Ávila Sánchez, H. (2009). Periurbanización y espacios rurales en la periferia de las ciudades. *Revista Estudios Agrarios*, 41, 93–118. Retrieved from http://www.pa.gob.mx/publica/rev_41/analisis/7_hector_avila.pdf



- Baldini, C., Marasas, M. E., & Drozd, A. A. (2019). Entre la expansión urbana y la producción de alimentos . El conflicto rural/urbano en relación al patrón espacial de usos del suelo en el partido de La Plata , Buenos Aires. *Revista de La Facultad de Agronomía*, 118(2), 1–18.
- Baldini, C. (2020). Territorio en movimiento: las transformaciones territoriales del Cinturón Hortícola Platense en los últimos 30 años. Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales. Universidad Nacional de La Plata.
- Baldini, C., & Marasas, M. E. (2021). Propuesta para la planificación territorial del periurbano de La Plata - Herramientas para las políticas públicas ¿Cómo avanzar hacia una producción resiliente de alimentos?
- Balvanera, P., & Cotler, H. (2007). Acercamientos al estudio de los servicios ecosistémicos. 8 *Gaceta Ecológica*, 85, 8–15. Retrieved from http://produccionbovina.com/regiones_ganaderas/27-Ecosist_del_Delta-2010.pdf
- Barchuk, A. H., Basconcelo, S., Britos, H., Santa, J. A., & Iglesias, M. del R. (2007). Unidades de paisaje para el desarrollo sustentable y manejo de los recursos naturales en el NO de Córdoba. In S. D. Mateucci (Ed.), *Panorama de la ecología de paisajes en Argentina y países Sudamericanos* (1 era, pp. 139–163). Buenos Aires: INTA Ediciones.
- Barral, M. P. (2015). *Provisión De Servicios Ecosistémicos En Paisajes Rurales : Desarrollo De Criterios Y Herramientas Para El Ordenamiento Territorial Rural*. Tesis Doctoral, 149.
- Barrientos, J., Ferrer, S. C., & Manzur, T. (2018). Controversias socio-técnicas en torno a las fumigaciones aéreas con agrotóxicos en la provincia de Mendoza. In *Congreso de la Asociación Latinoamericana de Sociología Rural (ALASRU)*. Montevideo, Uruguay.
- Barsky, A. (2007). Globalización y Agricultura periurbana en Argentina. Escenarios, recorridos y problemas. In A. S. de Nemirovsky (Ed.), *Maestría en Estudios Sociales Agrarios. Serie Monografías* ISSN, 2(2), 1.
- Baudino, F., Cecchetto, N. R., Buffa, L. M., & Visintin, A. M. (2020). De artrópodos y plantas: Diversidad de la artropodofauna en un gradiente de vegetación en Los Llanos riojanos, Argentina. *Ecología Austral*, 30(1), 063–076. <https://doi.org/10.25260/ea.20.30.1.0.867>
- Blanco Avila, A. M., Sales, R., Frank, A. A., Galdeano, M., Camaño, G., Pappano, G., ... Scognamillo, A. (2021). Propuesta de unidades de diagnóstico territorial en ciudades periféricas. *Aportes al Ordenamiento Ambiental Territorial en tierras secas. El caso de Caucete, San Juan (Argentina)*. *CARTOGRAFÍAS DEL SUR*, (14), 89–118.
- Blanco, V. L. (2021). Incorporación del enfoque de género en el conocimiento sobre la biodiversidad. In Santiago Javier Sarandón (Ed.), *Biodiversidad, agroecología y agricultura sustentable* (Primera, pp. 319–340). La Plata: Editorial de la Universidad Nacional de La Plata (EDULP).
- Bocero, S. (2015). Mar del Plata: agroquímicos, conflictos y regulación ambiental. In L. Zulaica, S. Bocero, & J. Tribó (Eds.), *Agroquímicos en áreas de transición urbano-rural. Problemas*



- sociales y ambientales en el Partido de General Pueyrredón. (1a ed, pp. 229–267). Mar del Plata: Universidad Nacional de Mar del Plata.
- Brasca, F. (2020). Estrategias de manejo agrosistémico y percepciones de riesgo ambiental de productores familiares del norte de Santa Fe. *Estudios Rurales. Publicación Del Centro de Estudios de La Argentina Rural*, 10, 20.
- Burton, R. J. F., Kuczera, C., & Schwarz, G. (2008). Exploring farmers' cultural resistance to voluntary agri-environmental schemes. *Sociologia Ruralis*, 48(1), 16–37. <https://doi.org/10.1111/j.1467-9523.2008.00452.x>
- Cabrini, S., Cristeche, E., de Prada, J., Dupleich, J., Engler, P., Espósito, M., ... Vicente, G. (2018). Percepción sobre el Impacto Ambiental de la Producción Agropecuaria de la Región Pampeana Argentina. 1o Congreso Latinoamericano Sobre Conflictos Ambientales: Oportunidades Para Una Gestión Sustentable Del Territorio, 387–410. Retrieved from <http://www.ungs.edu.ar/colca2014/wp-content/uploads/2014/08/Libro-Resumenes-COLCA.pdf>
- Cagnolo, L., & Valladares, G. (2011). Fragmentación del Hábitat y Desensamble de Redes Tróficas. *Ecosistemas*, 20(2), 68–78.
- Campos, C., Nates, J., & Lindemann-Matthies, P. (2013). Percepción y conocimiento de la biodiversidad por estudiantes urbanos y rurales de las tierras áridas del centro-oeste de Argentina. *Ecología Austral*, 23(3), 174–183.
- Cánepa, M. E., Montero, G. A., & Barberis, I. M. (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>
- Cappuccio, S., Galbusera Testa, C. I., Chávez Negrete, I. N., & González Lobos, P. F. (2016). Abordajes ecológicos de planificación territorial: análisis del plan regional marco del Área Metropolitana de Portland (USA). En F. Janches, R. Amette, C. Jaimes, & M. Corti (Eds.), *Del Conocimiento al Desarrollo: Nuevos desafíos de la universidad en la gestión del desarrollo urbano contemporáneo. Segunda parte. (Vol. 2, p. 14)*. Ciudad Autónoma de Buenos Aires: UBA FADU.
- Cappuccio, S. M., Chávez Negrete, I. N., & González Lobos, P. F. (2017). Planificación ecológica en Argentina: el proceso de ordenamiento ambiental del territorio en el período 1973-2015. In *1ras. Jornadas de Hábitat y Ambiente. IHAM, FAUD, UNMDP* (pp. 407–508).
- Celemin, J. P., & Arias, M. E. (2022). Relationship between densification and NDVI loss. A study using the Google Earth Engine at local scale. *Environmental and Socio-Economic Studies*, 10(3), 33–42. <https://doi.org/10.2478/environ-2022-0015>
- Celemín, J. P., & Zulaica, L. (2008a). Diferenciación socioambiental en el periurbano del sector sur de la ciudad de Mar del Plata (Argentina) mediante los metodos multivariados valor índice medio y análisis cluster. *GEOGRAFIA*, 33(3), 403–417.



- Celemín, J. P., & Zulaica, L. (2008b). Aportes empíricos para la determinación de áreas homogéneas de calidad de vida en el periurbano de la ciudad de Mar del Plata (Buenos Aires, Argentina). *HOLOGRAMÁTICA – Facultad de Ciencias Sociales – UNLZ*, 1(8), 25–49. Retrieved from www.hologramatica.com.ar/www.unlz.edu.ar/sociales/hologramatica
- 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/https://doi.org/10.6018/geografia.411721>
- Colbach, N., Cordeau, S., Garrido, A., Granger, S., Laughlin, D., Ricci, B., ... Messéan, A. (2018). Landsharing vs landsparing: How to reconcile crop production and biodiversity? A simulation study focusing on weed impacts. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 251(September 2017), 203–217. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.09.005>
- Concepción, E. D. (2022). Expansión urbana o cómo el suelo urbanizado se dispersa por el paisaje: Implicaciones para la conservación de la biodiversidad, 31(1), 1–11.
- Craviotti, C. (2022). Debates on the construction of an alternative food system in periurban spaces. The experience of a national consultation table in Argentina. *Journal of Rural Studies*, 94, 399–407. <https://doi.org/10.1016/j.jrurstud.2022.07.003>
- Craviotti, C. (2007). Tensiones entre una ruralidad productiva y otra residencial: El caso del partido de Exaltación de la Cruz, Buenos Aires, Argentina. *Economía, Sociedad y Territorio*, VI(23), 745–772. Retrieved from <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=11102307>
- Cruz-Muñoz, F. (2021). Patrones de expansión urbana de las megaurbes latinoamericanas en el Nuevo Milenio. *Eure*, 47(140), 29–49. <https://doi.org/10.7764/eure.47.140.02>
- Dalmasso, C., Lettelier, M. D., Brés, E., Silva Colomer, J., Gudiño, J., del Barrio, L., ... Perez, M. A. (2021). Transformaciones territoriales y producción vitícola en el oasis norte de Mendoza Una mirada desde los productores. (M. A. Perez & C. Dalmasso, Eds.). Buenos Aires: Ediciones INTA.
- de la Fuente de Val, G., Mezquida, J. A., & de Lucio, F. (2004). El aprecio por el paisaje y su utilidad en la conservación de los paisajes de Chile Central. *Revista Ecosistemas.*, 13(2).
- del Barrio, L., & D’Amario, M. J. (2020). Servicio ecosistémico producción de alimentos en áreas periurbanas. Una aplicación en el cinturón verde de Mendoza, Argentina. *Proyección: Estudios Geográficos y de Ordenamiento Territorial.*, XIV(27), 216–234.
- del Barrio, L., Sosa, P., Suklje, M., Otta, S., Collado, R., D’Amario, J., ... Aloy, G. (2020). Clasificación de coberturas de suelo de la Cuenca del río Tunuyán Superior. (M. Perez & A. Bacaro, Eds.). Buenos Aires: Ediciones INTA.
- Dirección Nacional de Población. (2021). Población Urbana en Argentina: Evolución y distribución espacial a partir de datos censales. Retrieved from https://www.argentina.gob.ar/sites/default/files/2021/04/poblacion_urbana_dnp30dejuno.pdf



- Dubrovsky Berensztein, N. (2018). Estudio de la entomofauna en agroecosistemas del cinturón hortícola de La Plata, para el diseño participativo de estrategias de control biológico por conservación. Tesis doctoral. Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales. Universidad Nacional de La Plata. Retrieved from <http://repositorio.unan.edu.ni/2986/1/5624.pdf>
- Dubrovsky Beresztein, N., Fernández, V., & Marasas, M. (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 Congreso Latinoamericano de Agroecología (p. 6). La Plata: Universidad Nacional de La Plata.
- Echeverri-Perico, R., & Echeverri-Pinilla, A. M. (2009). El enfoque territorial redefine el desarrollo rural. In Seminario internacional "Innovaciones en las políticas institucionales para el desarrollo territorial" (p. 18). Santiago de Chile: Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO).
- Escobar Blanco, L. G., & Sánchez Mendoza, G. A. (2017). El problema de la lobesia botrana. Un caso práctico para analizar el dilema entre la urgencia sanitaria y el derecho humano a un medio ambiente sano. (XUMEK - Asociación para la promoción y protección de los derechos humanos, Ed.) (1 era). Mendoza, Argentina: XUMEK.
- Fahrig, L. (2003). Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 34(1), 487–515. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419>
- Feito, M. C., & Barsky, A. (2020). Periurbano (Argentina, 1985-2020). En J. Muzlera & A. Salomón (Eds.), *Diccionario del Agro Iberoamericano* (2a ed. compendiada, pp. 907–918). Ciudad Autónoma de Buenos Aires: TeseoPress Design.
- Fernández, V., & Marasas, M. (2015). Análisis comparativo del componente vegetal de la biodiversidad en sistemas de producción hortícola familiar del Cordón Hortícola de La Plata (CHLP), Provincia de Buenos Aires, Argentina. Su importancia para la transición agroecológica. *Revista de La Facultad de Agronomía*, 114(3), 15–29.
- Fernández, V., Marasas, M., & Sarandón, S. (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), 030. <https://doi.org/10.24215/16699513e030>
- Ferraro, R., & Zulaica, L. (2011). Potencialidades y limitaciones ambientales en el área de interfase urbana-rural de la Ciudad de Mar del Plata (Provincia de Buenos Aires, Argentina): Una contribución al ordenamiento territorial. *Revista Geográfica de América Central - Número Especial EGAL*, 1–19.
- Ferro, M., & Martínez, A. N. (2022). Ordenamiento ambiental del territorio, gestión del agua y protección de los servicios ecosistémicos en la cuenca baja del río Luján. *Red Sociales, Revista Del Departamento de Ciencias Sociales*, 9(3), 18–40.
- Fioretti, S. (2015). El paisaje productivo. Tesis de Maestría. Facultad de Arquitectura Universidad



Católica de Córdoba.

- Fruitos, A., Portela, J. A., del Barrio, L., Mazzitelli, M. E., Marcucci, B., Giusti, R., ... Debandi, G. (2019). Modelos de manejo del espacio interfilar en viñedos: percepciones acerca de su valor como proveedores de servicios ecosistémicos. *Revista De La Facultad De Ciencias Agrarias*, 51(1), 261–272.
- Gargoloff, N. A. (2018). Manejo, conocimiento y valoración de la agrobiodiversidad en fincas familiares de La Plata. Su relación con un manejo sustentable de los agroecosistemas. Tesis doctoral. Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales. Universidad Nacional de La Plata.
- Gargoloff, N. A., Albaladejo, C., & Sarandón, S. J. (2011). La entrevista paisajística: un método para situar las prácticas y saberes de los agricultores. *Cadernos de Agroecología*, 6(2), 1–5. Retrieved from <http://www.aba-agroecologia.org.br/revistas/index.php/cad/article/view/10906>
- Gargoloff, N. A., & Pochettino, M. L. (2021). Agrobiodiversidad y Conocimiento Ambiental Local. In Santiago Javier Sarandón (Ed.), *Biodiversidad, agroecología y agricultura sustentable* (Primera, pp. 294–318). La Plata: Editorial de la Universidad Nacional de La Plata (EDULP).
- Gayer, C., Lövei, G. L., Magura, T., Dieterich, M., & Batáry, P. (2019). Carabid functional diversity is enhanced by conventional flowering fields, organic winter cereals and edge habitats. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 284. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.106579>
- Giobellina, B. (Comp. . (2017). El cinturón verde de Córdoba. Hacia un plan integral para la preservación, recuperación y defensa del área periurbana de producción de alimentos. (B. Giobellina, Ed.) (1 ed). Manfredi, Cordoba. Retrieved from <http://inta.gob.ar/unidades/622002/observatorios>
- Giobellina, B. (2018). La alimentación de las ciudades. Transformaciones territoriales y cambio climático en el cinturón verde de Córdoba. Ediciones INTA, 229–258.
- Goites, E., Tito, G., Nugent, P., Patrouilleau, M. M., Vitale Gutiérrez, J. A., Pérez, M. A., ... Dalmaso, C. (2020). Espacios agrícolas periurbanos: oportunidades y desafíos para la planificación y gestión territorial en Argentina (INTA Ediciones). Buenos Aires.
- Gomez Orea, D. (2002). Ordenación Territorial. Mundi Prensa.
- Gómez Orea, D. (1994). Ordenación del territorio. Una aproximación desde el Medio Físico. Agrícola Española
- Gonthier, D. J., Ennis, K. K., Farinas, S., Hsieh, H., Tschardtke, T., Iverson, A. L., ... Gonthier, D. J. (2014). Biodiversity conservation in agriculture requires a multi-scale approach, 9–14.
- González-Valdivia, N., Ochoa-Gaona, S., Pozo, C., Ferguson, B., Rangel-Ruiz, L., Arriaga-Weiss, S., ... Kampichler, C. (2011). Indicadores ecológicos de hábitat y biodiversidad en un paisaje neotropical: Perspectiva multitaxonómica. *Revista de Biología Tropical*, 59(3), 1433–1451.



<https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>

- Greco, N., & Rocca, M. (2020). Depredadores. In L. Polack, E. Lecuona, & S. López (Eds.), *Control Biológico de plagas en horticultura* (pp. 33–75). Buenos Aires: Instituto de Ecología.
- Green, R. E., Cornell, S. J., Scharlemann, J. P. W., & Balmford, A. (2005). Farming and the fate of wild nature. *Science*, 307, 550–555.
- Griffon, D., Alfonzo, D., & Hernandez, M. J. (2010). Sobre el carácter multifuncional de la Agroecología: El manejo de la matriz agrícola y la conservación de especies silvestres como sistemas metapoblacionales. *Agroecología*, 5, 23–31. Retrieved from <http://revistas.um.es/agroecologia/article/view/160531>
- Guzmán, L. A., Zulaica, L., & Mizdraje, D. (2021). Fragmentación de las estructuras ecosistémicas en el periurbano de Villa María, Córdoba, Argentina. *Revista de Geografía e Ordenamento Do Território (GOT)*, Junho(21), 139–158. <https://doi.org/10.17127/got/2021.21.006>
- Haan, N. L., Zhang, Y., & Landis, D. A. (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>
- Hanski, I. (2011). Habitat loss, the dynamics of biodiversity, and a perspective on conservation. *Ambio*, 40(3), 248–255.
- Home, R., Angelone, S., Hunziker, M., & Bolliger, J. (2014). Public preferences for ecosystem-enhancing elements in agricultural landscapes in the Swiss lowlands. *Journal of Integrative Environmental Sciences*, 11(2), 93–108. <https://doi.org/10.1080/1943815X.2014.923913>
- Iermanó, M. J. (2015). *Sistemas mixtos familiares de agricultura y ganadería pastoril de la Región Pampeana: eficiencia en el uso de la energía y rol funcional de la agrobiodiversidad*. Tesis doctoral. Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales. Universidad Nacional de La Plata. pp 307. Retrieved from <http://sedici.unlp.edu.ar/handle/10915/46343>
- Iermanó, M., & Sarandón, S. (2016). Rol de la agrobiodiversidad en sistemas mixtos familiares de agricultura y ganadería pastoril en la región pampeana argentina: su importancia para la sustentabilidad de los agroecosistemas. *Revista Brasileira de Agroecologia*, 11(2), 94–103.
- Instituto de Sanidad y Calidad Agropecuaria Mendoza. (s.f.). Operativo Lobesia. http://www.iscamen.com.ar/operativo_lobesia.php
- Instituto Nacional de Estadística y Censos. (2022). <https://www.indec.gov.ar/indec/web/Nivel4-Tema-2-41-135>
- Lanfranchi, G., Cordara, C., Duarte, J., Gimenez Hutton, T., Rodriguez, S., & Ferlicca, F. (2018). ¿Cómo crecen las ciudades argentinas? Estudio de la expansión urbana de los 33 grandes aglomerados. CIPPEC (Centro de Implementación de Políticas Públicas para la Equidad y el Crecimiento). Retrieved from www.cippec.org



- Lattera, P., Castellaniri, F., & Orúe, E. (2011). ECOSER: un protocolo para la evaluación biofísica de servicios ecosistémicos y la integración con su valor social. In *Valoración de Servicios Ecosistémicos. Conceptos, herramientas y aplicaciones para el ordenamiento territorial* (pp. 359–389). Buenos Aires: Ediciones INTA.
- Law, E. A., & Wilson, K. A. (2015). Providing Context for the Land-Sharing and Land-Sparing Debate. *Conservation Letters*, 8(6), 404–413. <https://doi.org/10.1111/conl.12168>
- Legislatura Provincia de Mendoza. Ley No 8999. Plan Provincial de Ordenamiento Territorial. Glosario. (2017).
- Sicard, T. E. (2021). *La Estructura Agroecológica Principal de los agroecosistemas. Perspectivas teórico-prácticas*. (Instituto de Estudios Ambientales Sede Bogotá, Ed.) (Primera ed). Bogotá, Colombia.: Universidad Nacional de Colombia.
- Liu, X., Huang, Y., Xu, X., Li, X., Li, X., Ciais, P., ... Zeng, Z. (2020). High-spatiotemporal-resolution mapping of global urban change from 1985 to 2015. *Nature Sustainability*, 3(7), 564–570. <https://doi.org/10.1038/s41893-020-0521-x>
- Locati, L., & Pietrarelli, L. (2020). Propuestas de reglamentación para la definición de zonas de resguardo ambiental y de promoción de la producción agroecológica para la localidad de estación juárez celman y zonas de influencia. *Nexo Agropecuario*, 8(2), 57–64.
- López-Contreras, C. (2019). *Evaluación del paisaje de la isla de Cozumel a través de indicadores eco-estéticos y las preferencias*. Tesis doctoral. Unidad académica COZUMEL- división de desarrollo sustentable. Universidad de Quintana Roo.
- López García, G. P., Mazzitelli, M. E., Fruitos, A., González, M., Marcucci, B., Giusti, R., ... Debandi, G. (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. Retrieved from <https://bdigital.uncu.edu.ar/13695>
- Madallah, W., & Tarawneh, A. (2014). Urban Sprawl on Agricultural Land (Literature Survey of Causes, Effects, Relationship with Land Use Planning and Environment) A Case Study from Jordan (Shihan Municipality Areas). *Journal of Environment and Earth Science*, 4(20), 97–125. Retrieved from <http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.854.4601&rep=rep1&type=pdf>
- Manzanal, M., Nussbaumer, B., & Bertoncetto, R. (2007). *Territorios en construcción. Actores, tramas y gobiernos: entre la cooperación y el conflicto*. Colección “Trabajo, integración y sociedad” (1a ed.). Buenos Aires: Fundación Centro Integral Comunicación, Cultura y Sociedad - CICCUS, 2007.
- Martellozzo, F., Landry, J. S., Plouffe, D., Seufert, V., Rowhani, P., & Ramankutty, N. (2014). Urban agriculture: A global analysis of the space constraint to meet urban vegetable demand. *Environmental Research Letters*, 9(6). <https://doi.org/10.1088/1748-9326/9/6/064025>



- Martellozzo, F., Amato, F., Murgante, B., & Clarke, K. C. (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>
- Massiris Cabeza, Á. M. (2015). *Gestión territorial y desarrollo: hacia una política de desarrollo territorial sostenible en América Latina*. Editorial UPTC.
- Massolo, L. (2015). *Introducción a las herramientas de gestión ambiental*. Libros de Cátedra (1a ed.). La Plata: Editorial de la Universidad Nacional de La Plata (EDULP). Retrieved from <http://zinjai.sourceforge.net/Anexo1.pdf>
- Mastrangelo, M. E., & Gavin, M. C. (2014). Impacts of agricultural intensification on avian richness at multiple scales in Dry Chaco forests. *Biological Conservation*, 179(October), 63–71. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.08.020>
- Matteucci, S., & Buzai, G. (1998). *Sistemas Ambientales complejos: herramientas de análisis espacial*. (EUDEBA, Ed.) (Primera ed). Buenos Aires.
- Mazzoni, E. (2014). Unidades de paisaje como base para la organización y gestión territorial Landscape units as a basis for the organization and land management. *Estudios Socioterritoriales*, 2(16), 51–81.
- Méndez Casariego, H., & Pascale Medina, C. (2014). *Ordenamiento Territorial en el Municipio: una guía metodológica*. FAO. Santiago, Chile. 72 pp.
- Merlinsky, G. M., Martín, F., & Tobías, M. (2020). Hacia la conformación de una Ecología Política del Agua en América Latina. *Quid 16: Revista Del Área de Estudios Urbanos*, 13(1), 1–11.
- Montero, G. (2008). Bordes con vegetación espontánea en agroecosistemas pampeanos ¿Reservorios de plagas? *Revista Agromensajes*. Publicación Cuatrimestral de La Facultad de Ciencias Agrarias UNR., (August 2008), 1–7.
- Molpeceres, C., Zulaica, L. y Barsky, A: (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)” En *Proyección: estudios geográficos y de ordenamiento territorial*. Vol. XIV, (27). ISSN 1852 -0006, (pp.160 - 186). Instituto CIFOT, Universidad Nacional de Cuyo. Mendoza.
- Mosca, V. A. (2022). Territorialidades periurbanas. Aportes y reflexiones teórico metodológicas a partir de un caso de estudio en La Plata (Buenos Aires, Argentina). *Geograficando*, 18(1), e112. <https://doi.org/10.24215/2346898xe112>
- Municipalidad de Corpoguvio Gachalá Cundiamarca. (2008). *Determinates Ambientales para la Formulación en los Procesos de Revisión, Modificación o Ajuste de los Esquemas de Ordenamiento Territorial Municipal del Área de Jurisdicción de Corpoguvio*. Gachalá, Cundiamarca: Corpoguvio.
- Muñoz-Jiménez, O., López-Acosta, J. C., & Villegas-Patracá, R. (2019). Diversidad y estructura



- vegetal en un paisaje antropizado de La Venta, Juchitán, Oaxaca, México. *Acta Botánica Mexicana*, (126). <https://doi.org/10.21829/abm126.2019.1413>
- Mussetta, P. C., Dalmaso, C., Pérez, M. A., & Lettelier, M. D. (2019). El ordenamiento territorial frente al debilitamiento de los espacios agrícolas periurbanos. Aportes para repensar los desafíos de la política en el caso del Área Metropolitana de Mendoza. *RevIISE. Universidad Nacional de San Juan. Facultad de Ciencias Sociales.*, 14(14), 161–175. Retrieved from www.reviise.unsj.edu.ar
- Muzlera, J., & Salomón, A. (2020). *Diccionario del agro iberoamericano*. (A. Salomón & J. Muzlera, Eds.) (2a ed comp). Ciudad Autónoma de Buenos Aires: TeseoPress.
- Nanni, S. A., Piquer-Rodríguez, M., Rodríguez, D., Nuñez-Regueiro, M., Eugenia Periago, M., Aguiar, S., ... Ignacio Gasparri, N. (2020). Presiones sobre la conservación asociadas al uso de la tierra en las ecorregiones terrestres de la Argentina. *Ecología Austral*, 30(2), 304–320. <https://doi.org/10.25260/ea.20.30.2.0.1056>
- Nates, J., Campos, C., & Lindemann-Matthies, P. (2010). Students' perception of plant and animal species: A case study from rural Argentina. *Applied Environmental Education and Communication*, 9(2), 131–141. <https://doi.org/10.1080/1533015X.2010.482495>
- Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. (s.f.). *Agroecología y Agricultura Familiar*. <https://www.fao.org/family-farming/themes/agroecology/es/>
- Programa de las Naciones Unidas para los Asentamientos Humanos. ONU-Hábitat. (2012). *Estado de las ciudades de América Latina y el Caribe 2012. Rumbo a una nueva transición urbana*.
- Paleologos, M. F., Flores, C. C., Sarandon, S. J., Stupino, S. A., & Bonicatto, M. M. (2008). Abundancia y diversidad de la entomofauna asociada a ambientes semi-naturales en fincas hortícolas de La Plata, Buenos Aires, Argentina. *Revista Brasileira de Agroecología*, 3(1).
- Paleologos, M., Pereyra, P., & Cicchino, A. (2015). El rol de los ambientes semi-naturales en la abundancia y diversidad de coleópteros edáficos en los viñedos de la Costa de Berisso, Argentina. *Revista de La Facultad de Agronomía, La Plata*, 114(3), 74–84.
- Paredes, D., Campos, M., & Cayuela, L. (2013). El control biológico de plagas de artrópodos por conservación: técnicas y estado del arte. *Conservation Biological Control of Arthropod Pests: Techniques and State of Art*, 22(1), 56–61. <https://doi.org/10.7818/766>
- Peña Cortés, F. ., Ebolledo, G. O. R., Ermosilla, K. A. H., Auenstein, E. N. H., Ertrán, C. A. B., Chlatter, R. O. S., & Apia, J. A. T. (2006). Dinámica del paisaje para el período 1980-2004 en la cuenca costera del Lago Budi, Chile. Consideraciones para la conservación de sus humedales. *Ecología Austral*, 16(1), 183–196. Retrieved from <http://www.sciencedirect.com/science/article/B6V18-50CVPW8-1/2/1e400326705ff3af87ee168671d2d4d0>
- Pengue, Walter A., Rodriguez, A. F., Etchegoyen, A., Stimbaum, C. P., Ferrer, M., Cabrini, S. M.,



- ... Goldberg, A. (2018). *Agroecología, Ambiente y Salud: Escudos Verdes Productivos y Pueblos Sustentables*. (W. A. Pengue & A. F. Rodríguez, Eds.) (Primera). Buenos Aires; Santiago de Chile: Fundación Heinrich Böll, Oficina Regional para Cono Sur.
- Perez, M. (2020). Espacios agrícolas periurbanos en el siglo XXI. *Proyección: Estudios Geográficos y de Ordenamiento Territorial*, XIV, 1–5.
- Perez, M., & Van den Bosch, M. E. (2021). Los territorios rurales: un desafío para las políticas de ordenamiento territorial. In M. Perez & C. Dalmaso (Eds.), *Transformaciones territoriales y producción vitícola en el oasis norte de Mendoza Una mirada desde los productores* (pp. 11–17). Buenos Aires: Ediciones INTA.
- Pérez, M., Dalmaso, C. ., Silva Colomer, J. ., del Barrio, L. ., Bres, E. ., Russo, F. ., ... Perez, M.; Dalmaso, C.; Silva Colomer, J.; del Barrio, L.; Brés, E.; Van den Bosch, M. E; Lettelier, D. (2017). (2017). Territorial transformations of the North Oasis perceived by vine growers: an approach from the irrigation water. In 20th GiESCO International Meeting (Group of international Experts for Cooperation on Vitivinicultural Systems) (pp. 1128–1132). Mendoza: 20th GiESCO International Meeting.
- Perfecto, I., & Vandermeer, J. (2010). The agroecological matrix as alternative to the land-sparing/agriculture intensification model. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 107(13), 5786–5791. <https://doi.org/https://doi.org/10.1073/pnas.0905455107>
- Perfecto, I., & Vandermeer, J. (2012). Separación o integración para la conservación de biodiversidad: la ideología detrás del debate “land-sharing” frente a “land-sparing.” Retrieved from <http://www.revistaecosistemas.net/articulo.asp?Id=715>
- Pfiffner, L., Jamar, L., Cahenzli, F., Korsgaard, M., Swiergiel, W., & Sigsgaard, L. (2018). Guía técnica Franjas de flores perennes – una herramienta para mejorar el control de plagas en frutales. Research Institute of Organic Agriculture FiBL Ackerstrasse 21, Postfach 219, CH-5070 Frick, Switzerland www.fibl.org Swedish University of Agricultural Science (SLU) Dep. of Plant Protection Biology – Unit of Integrated Plant Protection P.O. Box 102, SE-. <https://doi.org/978-3-03736-098-9>
- Phalan, B. T. (2018). What have we learned from the land sparing-sharing model? *Sustainability (Switzerland)*, 10(6), 1–24. <https://doi.org/10.3390/su10061760>
- Pickett, S., Cadenasso, M., Grove, J., Boone, C., Groffman, P., Irwin, E., ... Warren, P. (2011). Urban ecological systems: Scientific foundations and a decade of progress. *Journal of Environmental Management*, 92(3), 331–362.
- Polack, L. A., Lecuona, R. E., & López, S. (2020). *Control biológico de plagas en horticultura. Experiencias argentinas de las últimas tres décadas*. (I. Ediciones, Ed.) (Primera ed). Ciudad Autónoma de Buenos Aires.
- Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente [UNEP/CDB/COP]. (2000). *The Biodiversity Agenda. Decisiones adoptadas por la conferencia de las partes en el convenio sobre la diversidad biológica en su quinta reunión*. Apéndice. Nairobi, 15-26 de mayo



2000. Weibull.

- Programa de las Naciones Unidas para los Asentamientos Humanos. ONU-Hábitat. (2012). Estado de las ciudades de América Latina y el Caribe 2012. Rumbo a una nueva transición urbana.
- Psathakis, Jimena, Lumerman, P., Ortiz, M. de los Á., Packman, M., Matamoro, V., Di Paola, M. E., ... Viegas, D. (2010). Una aproximación al Ordenamiento Ambiental del Territorio como herramienta para la prevención y transformación democrática de conflictos socio-ambientales. (J. Psathakis, Ed.) (Vol. 1). Buenos Aires: Fundación Cambio Democrático.
- Ramankutty, N., Evan, A. T., Monfreda, C., & Foley, J. A. (2008). Farming the planet: 1. Geographic distribution of global agricultural lands in the year 2000. *Global Biogeochemical Cycles*, 22(1), 1–19. <https://doi.org/10.1029/2007GB002952>
- Rodríguez López, J. (2015). De la ciudad compacta a la ciudad difusa. *El Siglo de Europa*, (1101), 65. Retrieved from <http://dialnet.unirioja.es/servlet/extart?codigo=5156207>
- Rojas Rodriguez, J., Rossetti, M. R., & Videla, M. (2019). Importance of flowers in field margins for insect communities in agroecological farms from Cordoba, Argentina. *Revista de La Facultad de Ciencias Agrarias. Universidad Nacional de Cuyo*, 51(1), 1853–8665.
- Romero, H., & Vásquez, A. (2009). El crecimiento espacial de las ciudades intermedias chilenas de Chillán y Los Ángeles y sus impactos sobre la ecología de paisajes urbanos. In A. Geraiges, J. Sanches, & A. Luchiani (Eds.), *En América Latina: sociedade e meio ambiente*. (p. 284). CLACSO Livros, Departamento de Geografía, Universidade de São Paulo, Brasil.
- Ros-Cuéllar, J., Porter-Bolland, L., & Bonilla-Moheno, M. (2019). Can Multifunctional Landscapes Become Effective Conservation Strategies? Challenges and Opportunities From a Mexican Case Study. *Land*, 8(1), 6. <https://doi.org/10.3390/land8010006>
- Rosas-Ramos, N., Baños-Picón, L., Tobajas, E., de Paz, V., Tormos, J., & Asís, J. D. (2018). Value of ecological infrastructure diversity in the maintenance of spider assemblages: A case study of Mediterranean vineyard agroecosystems. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 265(March), 244–253. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.06.026>
- Sabourin, E., Patrouilleau, M. M., Vásquez, Le Coq, J. F., Vásquez, L., & Niederle, P. A. (2017). Políticas públicas a favor de la agroecología en América Latina y el Caribe. Porto Alegre: Red PP-AL - FAO.
- Salinas Chávez, E. (2013). Reflexiones acerca del papel del ordenamiento territorial en la planificación y gestión ambiental. *Perspectiva Geográfica*, 18(1), 141–156. Retrieved from <http://virtual.uptc.edu.co/revistas2013f/index.php/perspectiva/article/view/2254>
- Santos, T., & Tellería, L. (2006). Pérdida y fragmentación del hábitat: efecto sobre la conservación de las especies. *Ecosistemas*, 15(2), 3–12. <https://doi.org/10.7818/re.2014.15-2.00>



- Sarandón, S., & Flores, C. (2014). Agroecología: bases teóricas para el diseño y manejo de agroecosistemas sustentables. (Santiago Sarandón & C. C. Flores, Eds.) (1a ed.). La Plata: Universidad Nacional de La Plata. Retrieved from <https://doi.org/10.35537/10915/37280>
- Sarandón, Santiago Javier. (2020). El papel de la agricultura en la Transformación Social-Ecológica de América Latina. (A. Becker, Ed.), Cuadernos de la Transformación. Ciudad de México: Proyecto regional FES transformación social-ecológica en américa latina. Retrieved from <http://www.jstor.org/stable/20855557>
- Sarandón, Santiago Javier. (2021a). Agroecología una revolución del pensamiento en las ciencias agrarias. *Ciencia, Tecnología y Política*, 4(6). <https://doi.org/10.24215/26183188e055>
- Sarandón, Santiago Javier. (2021b). Biodiversidad, agroecología y agricultura sustentable. Libros de Cátedra (Primera ed). La Plata: EDULP. <https://doi.org/10.35537/10915/109141>
- Sequeira, N., Vazquez, P., & Zulaica, L. (2015). Environmental Implications of Agricultural Expansion in Benito Juarez County (Buenos Aires , Argentina) in the Period 2003-2011. *Revista Georaguia*, 5(2), 26–49.
- Simao, M. C. M., Matthijs, J., & Perfecto, I. (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 Naturales y Museo. Universidad Nacional de La Plata.
- Suárez Chaparro, R. H. (2015). Valoración de los atributos y las preferencias paisajísticas en la gestión turística de las áreas naturales protegidas: el caso de Chihuahua, México. Tesis doctoral. Programa de Doctorado Ciencias Experimentales y Sostenibilidad. Universitat de Girona. Retrieved from <http://hdl.handle.net/10803/383996>
- Tittonell, P. (2020). Presentación: El enfoque jurisdiccional y el orden del territorio. In B. Giobellina, N. Murillo, & Y. Celiz (Eds.), *Aportes para el ordenamiento territorial de Argentina. Estudios de casos y experiencias en marcha* (Primera ed, pp. 18–19). Ciudad Autónoma de Buenos Aires: Ediciones INTA.
- Tittonell, P., & Giobellina, B. (2018). Periurbanos hacia el consenso. Ciudad, ambiente y producción de alimentos: propuestas para reordenar el territorio. In P. Tittonell & B. Giobellina (Eds.), *1o Encuentro Nacional sobre PERIURBANOS E INTERFASES CRÍTICAS, 2a Reunión Científica del PNNAT y 3ra Reunión de la Red PERIURBAN* (p. 757). Ciudad Autónoma de Buenos Aires: Ediciones INTA. Retrieved from https://inta.gob.ar/sites/default/files/inta_periurbanos_hacia_el_consenso_libro_1_resumenes_ampliados.pdf
- Tomasoni, M. (2013). No hay fumigación controlable. Generación de derivas de plaguicidas. Colectivo Paren de fumigar de Córdoba. Córdoba, Argentina.



- Tonolli, A., Greco, S., & Sarandon, S. J. (2019). Prólogo. Algunos aspectos emergentes y de importancia para la construcción del enfoque agroecológico. Dossier de Agroecología, Revista De La Facultad De Ciencias Agrarias, 51(1), 208–212.
- United Nations, Department of Economic and Social Affairs, P. D. (2019). World Urbanization Prospects: The 2018 Revision (ST/ESA/SER.A/420). New York: United Nations. Retrieved from <https://population.un.org/wup/Publications/Files/WUP2018-Report.pdf>
- Urbaneja, A., Ripollés, J. L., Abad, R., & Calvo, J. (2005). Importancia de los artrópodos depredadores de insectos y ácaros en España. Bol. San. Veg. Plagas, 31(Figura 1), 209–223.
- Uzman, D., Entling, M. H., & Leyer, I. (2020). Mutual and Opposing Responses of Carabid Beetles and Predatory Wasps to Local and Landscape Factors in Vineyards. *Insects*, 11(746), 19. <https://doi.org/doi:10.3390/insects11110746>
- Van den Bosch, M. E. (2016). Dinámica intercensal de la estructura agraria del territorio Oasis Norte de Mendoza. (E. INTA, Ed.) (1a ed.). Mendoza. Retrieved from <https://inta.gob.ar/documentos/dinamica-intercensal-de-la-estructura-agraria-del-territorio-oasis-norte-de-mendoza%0Ahttp://hdl.handle.net/20.500.12123/3885>
- Van den Bosch, M. E., & Brés, E. (2021). Dinámica de la estructura agraria en los distritos del Oasis Norte de Mendoza: Periodo 1988 -2008 (1 ra). Buenos Aires, Argentina: INTA Ediciones. Retrieved from <http://hdl.handle.net/20.500.12123/9375>
- Vandermeer, J., & Perfecto, I. (2007). The agricultural matrix and a future paradigm for conservation. *Conservation Biology*, 21(1), 274–277. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00582.x>
- Veres, A., Petit, S., Conord, C., & Lavigne, C. (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>
- Vila Subirós, J., Varga Linde, D., Llausas Pascual, A., & Ribas Palom, A. (2006). Conceptos y métodos fundamentales en ecología del paisaje (landscape ecology). *Documents d'Anàlisi Geogràfica*, 48, 151–166.
- Waldhardt, R. (2003). Biodiversity and landscape - Summary, conclusions and perspectives. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 98(1–3), 305–309. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(03\)00090-2](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(03)00090-2)
- Wilson, H., Miles, A. F., Daane, K. M., & Altieri, M. (2017). Landscape diversity and crop vigor outweigh influence of local diversification on biological control of a vineyard pest. *Ecosphere*, 8(4). <https://doi.org/10.1002/ecs2.1736>
- Xumek: asociación para la promoción y protección de los derechos humanos. (2017). El problema de la lobsia botrana. Un caso práctico para analizar el dilema entre la urgencia sanitaria y el derecho humano a un medio ambiente sano. <https://xumek.org.ar/>



- Yáñez Garrido, H. (2018). Análisis de las dinámicas espacio temporales del algarrobo. Tesis de grado. Facultad de Arquitectura y Urbanismo. Escuela de Pregrado. Carrera de Geografía. Universidad de Chile.
- Zaccagnini, M., Wilson, M., & Oszust, J. (2014). Manual de buenas prácticas para la conservación del suelo, la biodiversidad y sus servicios ecosistémicos. <https://doi.org/10.13140/2.1.1820.7045>
- Zulaica, L., Bocero, S., Tribó, J., Cabral, V., Di Bona, A., Paz, M., & Tomadini, M. (2015). Agroquímicos en áreas de transición urbano-rural Problemas sociales y ambientales en el Partido de General Pueyrredón. transición urbano-rural. (L. Zulaica, S. L. Bocero, & J. Tribó, Eds.) (1a ed). Mar del Plata: Universidad Nacional de Mar del Plata.
- Zulaica, L., & Ferraro, R. (2011). Aportes metodológicos para la gestión territorial del periurbano marplatense (Provincia de Buenos Aires, Argentina): Aplicaciones en el sector sur. *Revista Geográfica de América Central*, 2(47E), 1–21. Retrieved from <http://www.revistas.una.ac.cr/index.php/geografica/article/view/3690>
- Zulaica, L., & Celemín, J. P. (2017). Análisis exploratorio de datos espaciales: aplicación a las condiciones de habitabilidad en el periurbano de la ciudad de Mar del Plata, Argentina. *Geografía y Sistemas de Información Geográfica (GEOSIG)*, 9(I), 23–38.



Facultad de
Ciencias Agrarias
y Forestales



UNIVERSIDAD
NACIONAL
DE LA PLATA

Capítulo 2.

Paisaje de interfase urbano rural: Lunlunta en Mendoza – Argentina.



Mendoza: territorio árido (des)organizado en oasis de riego

La provincia de Mendoza situada al pie de la Cordillera de los Andes se extiende en el centro-oeste de la República Argentina entre los 32° y 37° 35' de latitud sur y los 66° 30' y 70° 35' de longitud oeste, con una superficie de 150.839 km² y una población total de 1.738.929 habitantes (Instituto Nacional de Estadística y Censos, 2010). Políticamente se divide en 18 departamentos cada uno de los cuales se subdivide en distritos.

Es una provincia continental, de clima árido a semiárido, con un promedio de precipitaciones de alrededor de 250 mm anuales (Abraham, 2000). Las precipitaciones corresponden al régimen monzónico (estival) y, por tanto, tienen un carácter esporádico y de alta intensidad, manifestándose en forma de violentos chaparrones. La escasez y el régimen que presentan las precipitaciones, limitan su uso para riego.

Según Abraham (2000), en Mendoza se pueden distinguir tres grandes regiones naturales cada una de las cuales está definida sobre la base del relieve, las masas de aire marítimo dominantes (anticiclones del Atlántico y del Pacífico), la estación del año en que se producen las precipitaciones y su tipo, así como el balance hídrico: 1) las montañas andinas en el oeste; 2) las planicies y depresiones en el centro y este, conformadas por los piedemontes y llanuras y 3) las mesetas y volcanes de La Payunia. Si se consideran las formaciones vegetales, Mendoza forma parte de 3 regiones fitogeográficas; el Monte se extiende en el centro y este de la provincia y es el dominante en las zonas de planicies y llanuras. Hacia el oeste -en zona montañosa- se desarrolla la ecorregión Altoandina y al sur la Patagonia extra-andina que penetra en forma de cuña (Abraham, 2000). La provincia fitogeográfica del Monte presenta dos tipos de vegetación, la estepa arbustiva dominada por especies de la familia Zygophyllaceae en comunidades conocidas como *jarillales* y, el bosque dominado por especies del género *Prosopis* (Villagra et al., 2010).

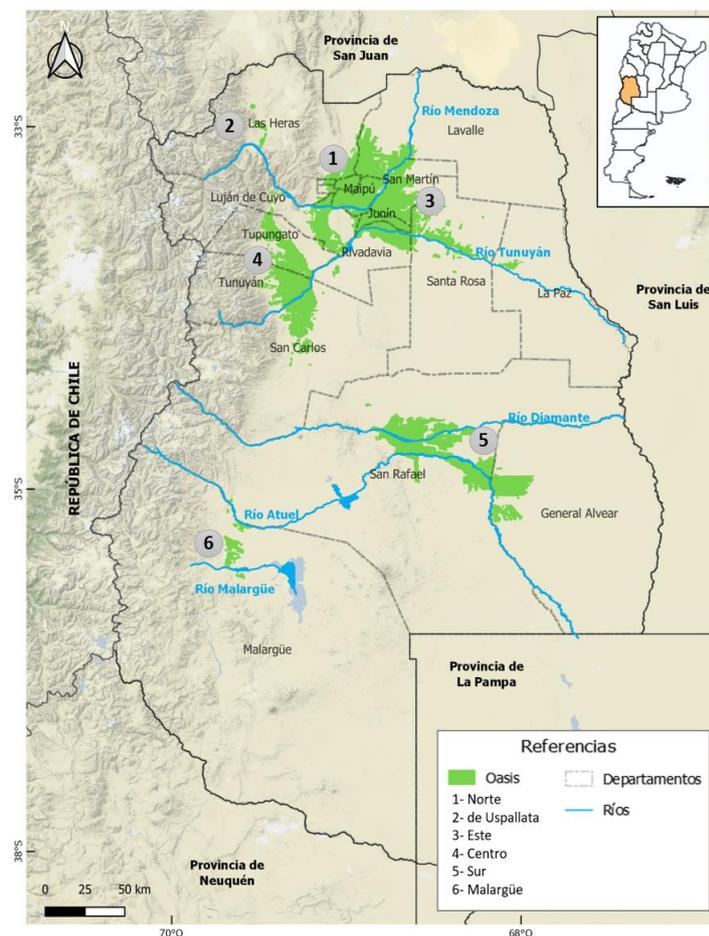
Las especies arbóreas más representativas de la región son *Prosopis flexuosa* y *Prosopis chilensis* (Villagra et al., 2004). Sin embargo, la acción antrópica sobre los sistemas naturales de la provincia ha sido muy fuerte y se ha eliminado gran parte del estrato arbóreo, lo que ha influido notablemente en la fisonomía actual de la provincia (Villagra et al., 2010).

El desarrollo económico de la provincia se ha fundado en la gestión del recurso hídrico que proviene de ríos que descienden de la cordillera de los Andes y se forman a partir de la fusión de nieves y glaciares. En el cauce medio de la cuenca de estos ríos, se han ido formando sobre las planicies, grandes conos aluviales en los que fueron depositadas las tierras más fértiles y donde se han establecido los oasis. Esta es la zona de planicies y llanuras de cota menor a los 1000 m.s.n.m (Abraham, 2002).

Los oasis de Mendoza, con más de 500 años de evolución, son resultado de la sistematización de los ríos con redes de canales y acequias construidas por diversas sociedades, incluyendo los

pueblos Huarpes y otras comunidades precolombinas. Según el Plan Provincial de Ordenamiento Territorial (Legislatura Provincia de Mendoza, 2017), Mendoza tiene seis oasis que ocupan únicamente el 5 % de su superficie. El oasis Norte, abastecido por el río Mendoza; el oasis Este dependiente de la cuenca inferior del río Tunuyán; la cuenca superior del río Tunuyán irriga el oasis Centro o Valle del Uco, y los ríos Diamante y Atuel irrigan el oasis Sur. Se suman dos oasis secundarios; en el extremo sur de la provincia se encuentra el oasis Malargüe que es irrigado por el río homónimo y en noroeste, el oasis de Uspallata irrigado por el río Mendoza y los arroyos Uspallata y San Alberto (Figura 1).

Figura 1. Mapa de Mendoza: departamentos, oasis y principales cursos de agua superficial. Elaboración propia.



Los oasis alojan alrededor del 98,5 % de la población y en ellos se concentran las principales actividades económicas. El otro 95 % de la superficie del territorio mendocino, corresponde a paisajes de montaña, piedemonte y llanuras no irrigadas, donde las actividades económicas que se destacan son la explotación minera, la ganadería extensiva y algunos emprendimientos turísticos (Fasciolo, 2011). Las áreas no irrigadas alojan el 1,5 % de la población con una densidad media de 0,16 habitantes por km² (Montaña et al., 2005). Con esto, puede observarse que



Mendoza es un territorio fragmentado: por un lado, las tierras secas no irrigadas sin suministro de recursos hídricos superficiales debido a que los caudales de los ríos se utilizan para el riego de la zona cultivada y el consumo de los asentamientos urbanos; por el otro, los *“oasis artificiales de riego que aparecen como islas verdes en un vasto espacio desértico”* (Montaña, 2013 p. 101). En palabras de Prieto y Abraham (1994),

Esta contraposición se expresa incluso en formaciones sociales distintas que marcan las dos realidades económicas de Mendoza: una economía de mercado y otra de subsistencia. La contradicción también se observa desde el punto de vista ambiental, pues el oasis funciona como un ecosistema cultural hegemónico y el resto del territorio como ecosistemas culturales subordinados. (Prieto & Abraham, 1994, p.224).

Esta fragmentación socioespacial que caracteriza al desarrollo de Mendoza se agrava en el actual contexto de cambio climático tendiente a una disminución en los caudales de los ríos cordilleranos (Montaña, 2013, p.11). Según los estudios del IANIGLA (Instituto Argentino de Nivología y Glaciología dependiente del CONICET) revisados por Fasciolo (2011), hace más de 30 años las precipitaciones nivas en la provincia están disminuyendo y los glaciares están en retroceso por achicamiento. Esto ha impactado negativamente sobre las escorrentías superficiales, que también se han visto disminuidas. A su vez, estas variaciones en la disponibilidad de agua superficial para riego, motiva a los productores a intensificar la extracción de agua subterránea provocando la sobreexplotación de los acuíferos y agravando la situación hídrica de la provincia (Ivars, 2019).

La agricultura mendocina se localiza en un territorio de fragilidad ambiental, altamente dependiente de la disponibilidad de recursos hídricos y cuyas posibilidades de expansión física son limitadas a las áreas irrigadas, en las que se disputan los bienes naturales con otras actividades económicas, como los usos urbanos del suelo. En este contexto, mantener y mejorar la actividad agrícola en los oasis, permite una provisión a la sociedad de servicios económicos, sociales y ecosistémicos que no son renovables (Del Barrio & D’Amario, 2020). Por lo tanto, es necesario generar conocimientos para una planificación y gestión del territorio con criterio sistémico, articulando la relación oasis-secano en un proceso de complementación y no de competencia (Abraham & Salomón, 2009).

Oasis Norte: agricultura amenazada

El oasis Norte ubicado en la cuenca del río Mendoza, comprende las áreas irrigadas de los departamentos de Ciudad de Mendoza, Godoy Cruz, Luján de Cuyo, Lavalle, Las Heras, Guaymallén y Maipú (Figura 1). Ocupa una superficie de 2800 km² pero únicamente 547 km² se encuentran efectivamente bajo riego (Departamento General de Irrigación, 2020). Es el mayor oasis de la provincia, ocupando 1,8 % de la superficie provincial y, además, ocupa el primer lugar en superficie productiva bajo riego del país (Van den Bosch et al., 2018).



En este oasis se emplaza el Área Metropolitana de Mendoza (AMM), siendo el núcleo urbano más importante del oeste argentino y, la Ciudad de Mendoza es la cuarta en importancia demográfica y económica de Argentina. Cuenta con una superficie de 313,7 km² y aloja 979.397 habitantes (78 % de la población provincial) con una densidad poblacional de 32 hab/km² (Colli et al., 2020).

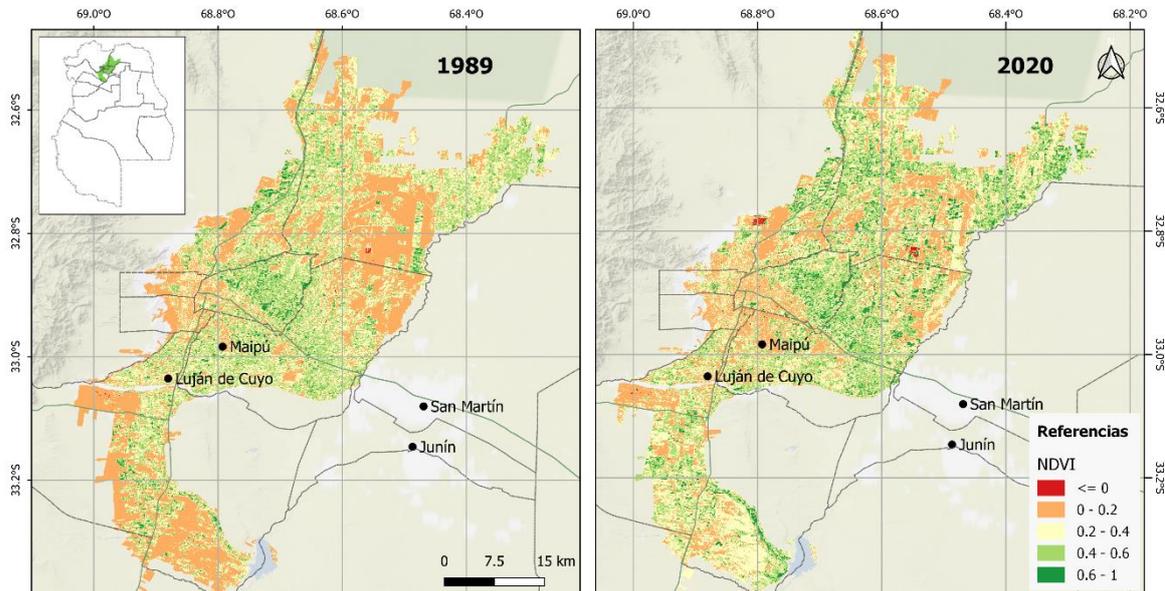
Este oasis tiene una larga historia de producción vitivinícola, olivícola y hortícola, basada en una serie de factores estratégicos como la calidad de sus suelos, la disponibilidad de agua y la cultura agrícola de sus habitantes (Dalmasso et al., 2021). El principal sistema productivo es el vitícola, que representa al 32 % de las explotaciones agropecuarias del oasis y el 46 % de su superficie; produciendo el 17 % de la uva nacional con destino principal la vinificación. El 23 % de la superficie implantada con viñedos corresponde a la variedad Malbec, continúan en importancia la variedad Cabernet Sauvignon con 11 % y la variedad Bonarda con 9 % (Van den Bosch, 2018).

Hasta los años noventa, el oasis Norte era la zona vitícola donde mayor producción se generaba. El departamento de Maipú conformaba junto con el departamento Luján de Cuyo, la primera zona vitivinícola del país (Satlari, 1996). En la actualidad, han disminuido su producción y comparten su importancia con el enclave económico creado en esa misma década en el oasis Centro llamado también Valle de Uco. También se ubica en este oasis, el cinturón verde de mayor tamaño de la provincia que, además ocupa el segundo lugar en el país, con entre 36000 y 42000 hectáreas bajo producción según el ciclo productivo (Pereyra, 2021).

Los territorios rurales de la provincia han sufrido grandes transformaciones en los últimos 30 años. Las principales transformaciones de los paisajes agrícolas del oasis Norte han sido - y continúan siendo- la **urbanización y el traslado de la frontera agropecuaria**, así como la **escasez y emergencia hídrica** debido a los nuevos escenarios de variabilidad climática (Van den Bosch, 2016; Legislatura Provincia de Mendoza, 2017; Perez et al., 2017).

En la Figura 2 pueden observarse, mediante el índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI), los cambios en las zonas irrigadas del oasis Norte en el periodo 1989 – 2020. El aumento de los valores de NDVI en el año 2020 en la zona noreste del oasis Norte, señala el aumento de la superficie cultivada y la intensificación de la agricultura, mayormente con cultivos hortícolas. En el área próxima a la Ciudad de Mendoza, se observa una disminución de los valores de NDVI a lo largo de las vías de comunicación, mostrando la conurbación de centros urbanos más alejados (cabeceras de Luján de Cuyo y Maipú hacia el sur y al este con Junín y San Martín) con la urbanización consolidada de los departamentos de Ciudad y Godoy Cruz.

Figura 2. Índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI) del oasis Norte para los años 1989 y 2020. Elaboración propia.



Nota. Mayores valores del NDVI representan zonas irrigadas y cultivadas; valores más bajos menor cobertura de vegetación (suelo descubierto y urbanización).

Urbanización en el oasis Norte

En Mendoza, se está produciendo un crecimiento acelerado y desordenado de la ciudad. La superficie urbana dentro del oasis Norte, aumentó casi un 90 % en los últimos 30 años (Olmedo et al., 2016). Este crecimiento se produjo sobre áreas agrícolas próximas al AMM, con un aumento de 11.000 hectáreas de suelo urbano en el periodo 1987 – 2018 (Rojas et al., 2020). Las áreas rurales de los departamentos de Guaymallén, Luján de Cuyo y Maipú han sido las más transformadas, perdiéndose mayor superficie vegetada (Molina et al., 2020).

El crecimiento de las áreas urbanizadas genera un deterioro progresivo de la calidad del agua debido al aumento de los vertidos cloacales y residuos sólidos urbanos (RSU) (Morabito et al., 2008). Afecta también al sistema de conducción del agua de riego, ya que la construcción de residencias en zonas productivas interrumpe la red de distribución, disminuyendo su eficiencia. Por un lado, se deteriora la infraestructura de riego que fue construida con renta pública – principalmente con capital de los regantes- y por el otro, los propietarios de lotes y urbanizaciones no pueden renunciar al derecho de riego – que cambia de categoría agrícola a recreacional aumentando el costo del agua- y, en muchos casos, no reciben la dotación correspondiente (Dalmaso et al., 2021). Esta situación genera tensiones entre los distintos actores que habitan las zonas agrícolas que se están urbanizando.

El traslado de la agricultura hacia zonas no irrigadas conlleva la pérdida de inversiones públicas y presiona la frontera agrícola sobre zonas que dependen del agua subterránea, aumentando la sobreexplotación de acuíferos (Fasciolo, 2011) y los costos de producción; impactando de manera irreversible sobre las dimensiones ambientales, social y económica del territorio. La retracción de terrenos agrícolas por avance de las áreas residenciales significa inevitablemente una pérdida de suelo cultivable, ya que la dotación del recurso hídrico es escasa y su distribución ha sido planificada para un sector acotado del territorio (Del Barrio & D'Amario, 2020).

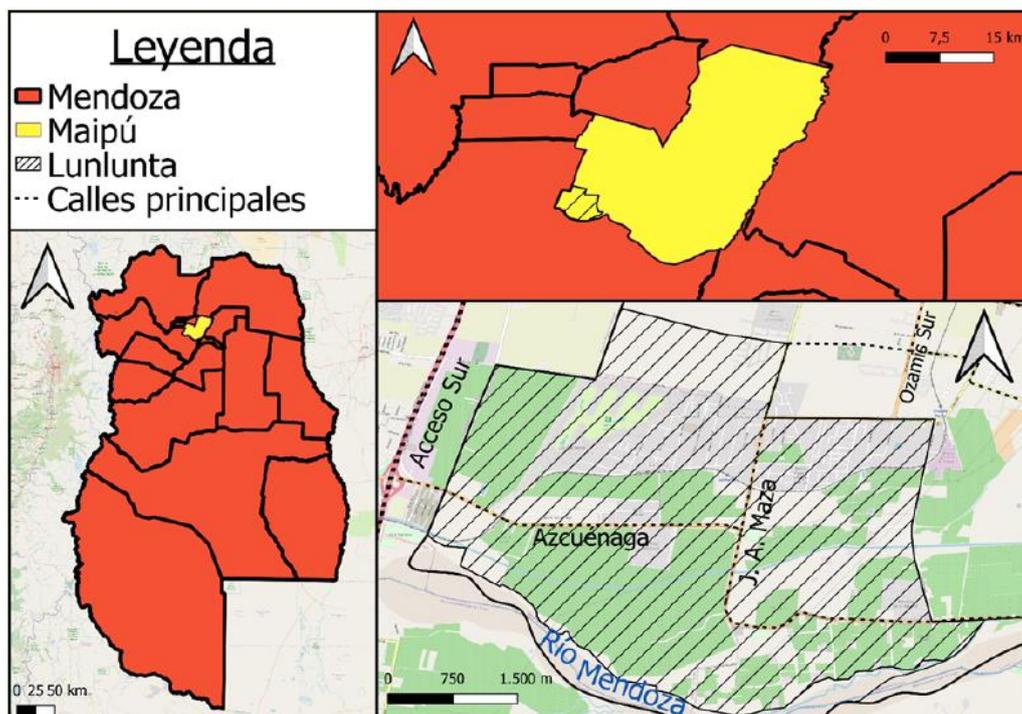
Área de estudio: distrito de Lunlunta

Ubicación

Lunlunta es un distrito ubicado en el sector suroeste del departamento de Maipú (33°02'06" de latitud sur y 68°49'58" de longitud oeste). La superficie total del distrito es de 24 km² (Figura 3). Limita al oeste con la Ciudad de Luján de Cuyo, al este con el distrito de Barrancas, al norte con el distrito de Cruz de Piedra y el límite sur del distrito lo determina el cauce del río Mendoza.

Su nombre, tendría origen en la lengua de los pueblos Huarpe y Araucano y derivaría de la palabra "luan", que querría decir guanaco y al repetir el vocablo "luan luan", formaría el plural, o sea, guanacos. Aunque también se encuentran interpretaciones asociadas al sonido del agua en su transcurso por el río, "Piedra que cae" y "Retumbar" (Maza, 1990).

Figura 3. Mapa de la ubicación del área de estudio. Elaboración propia.





Clima, relieve y vegetación natural

Las condiciones climáticas han permitido el desarrollo de la agricultura (de Fina et al., 1964): la temperatura promedio anual del mes más cálido es de 23,1 °C (enero), del mes más frío (julio) de 5,7 °C y la media de precipitación anual es de alrededor de 200 mm. Los suelos son de origen aluvial y se corresponden con Torrifluents típicos (Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, 1990).

Geomorfológicamente, el distrito se ha constituido sobre una cerrillada homónima que forma parte de las Huayquerías pedemontanas. Se caracterizan por ser montañas de poca altura conformadas por materiales de depósito (Abraham, 2000). Presenta un relieve sumamente heterogéneo de lomas y mesetas, existiendo un salto de cota importante en la proximidad del río que divide el distrito en el *Alto Lunlunta*, con una morfología llana y el *Bajo Lunlunta*, con formas irregulares adaptadas a la sierra y al borde del río (Manzini Marchesi, 2015).

La vegetación nativa que puede encontrarse en los sectores no irrigados, ni perturbados corresponde a las especies dominantes de la provincia fitogeográfica del Monte: arbustos xerofíticos de follaje perenne, pertenecientes en su mayoría a la familia Zigofilaceae, con escasez de gramíneas y árboles (Cabrera, 1976). Debido a la presencia de una napa freática poco profunda y a zonas de surgencia, se identifican algunas variantes azonales como especies arbustivas de halófitas y bosques abiertos freatófitos (Roig et al., 2009 en Oyarzabal et al., 2018). En los márgenes del río en el límite sur del distrito, se encuentran bosques naturales de sauces (*Salix sp.*) y cortaderas (*Cortadeira selloana*), especies adaptadas a zonas de ribera (Méndez, 1998).

Actividades económicas

La organización territorial del distrito fue dada por la topografía del terreno por lo que pueden encontrarse cultivos de trazado geométrico regular y otros adaptados a las características del suelo. El sistema de cultivo predominante es de vid (*Vitis vinifera var. Malbec*) en sistemas consociados con olivo (*Olea europaea*) aunque también se observan algunos cultivos de durazneros (*Prunus persica*) (Van den Bosch & Brés, 2021). Es una zona tradicional en la que se conservan antiguos viñedos de cepajes finos conducidos en espalderos.

La mayor parte de los viñedos tienen más de 50 años y corresponden a la variedad Malbec, pero también se encuentran aquellos con más de 100 años. Dada esta antigüedad, las uvas Malbec de la zona gozan de un reconocido prestigio en la industria. El precio pagado es relativamente mayor por tratarse de un producto no replicable, de oferta limitada y de alta calidad reservado a vinos Premium. En la zona alta del distrito (*Alto Lunlunta*) pueden encontrarse plantaciones más nuevas. En estas, el sistema productivo es vitícola exclusivo con riego presurizado y malla antigranizo, sin embargo, predomina la conducción en espaldero bajo con riego superficial por surcos. El distrito cuenta con buena disponibilidad de agua superficial y gran parte de las fincas

poseen derecho de riego superficial, siendo la superficie promedio de las explotaciones agropecuarias de 15 hectáreas (Van den Bosch, 2016; Van den Bosch & Brés, 2021).

Según Mendéz (2014), las comunidades de especies arvenses que acompañan los viñedos y que son dominantes en toda la zona agrícola del oasis Norte, corresponden principalmente a especies introducidas de las familias Solanaceae, Polygonaceae y Chenopodiaceae junto a las especies nativas como clavel amarillo (*Wedelia glauca*) y papilla (*Pitraea cuneato-ovata*).

Otra actividad económica importante en la zona es la extracción de petróleo. El distrito de Lunlunta junto con el de Barrancas, componen la denominada *Formación Barrancas*, una de las primeras zonas de extracción en la provincia. Según Timmermann (2020), los primeros cateos en la zona datan del año 1934 y hacia 1940 se habían realizado tres pozos de extracción en Lunlunta, los cuales tenían el mejor promedio de erogación de toda la cuenca cuyana posicionando a la provincia, detrás de Comodoro Rivadavia y por delante de Salta y Plaza Huinca (Neuquén).

La extracción de petróleo continúa en la zona, actualmente existen 28 pozos de extracción. Cabe señalar que muchos de estos pozos de extracción se encuentran en fincas en producción, las cuales reciben un resarcimiento económico por parte de YPF (Legislatura Provincia de Mendoza. Gobierno de Mendoza., n.d.) (Figura 4).

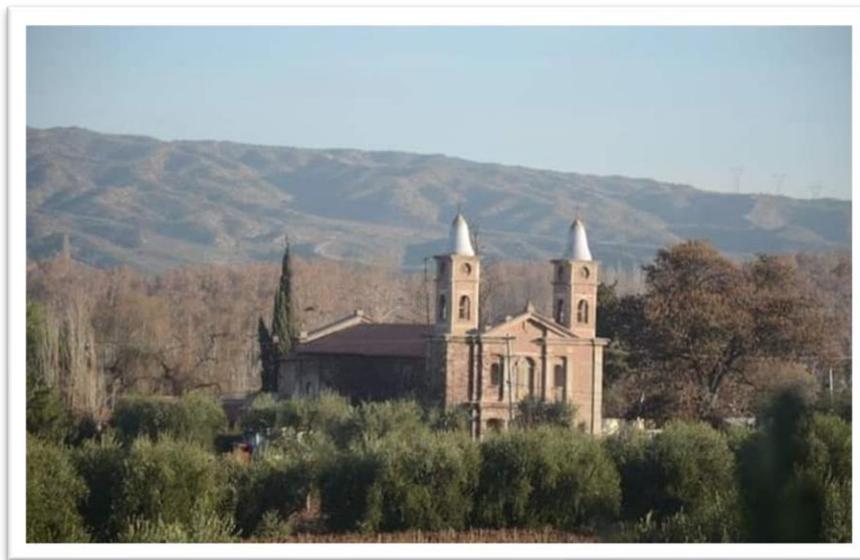
Figura 4. Fotografía de pozos de extracción de petróleo en finca de olivo en Lunlunta, Mendoza – Argentina. Fuente propia.



Se desarrollan también emprendimientos frutícolas, apícolas y actividades agroturísticas, principalmente en bodegas que ofrecen visitas guiadas y degustación. Actividades recreativas, como cabañas, cabalgatas para turismo, campings, balnearios y salones de eventos, van ganando importancia y reconocimiento en la zona gracias a los paisajes y a la historia agrícola que puede valorarse en la zona (Wine Republic, 2021).

La historiadora Manzini Marchesi (2015), señala que pueden encontrarse entre los cultivos agrícolas, pequeñas aglomeraciones de casas sencillas que datan de la primera mitad del siglo XX. También hay casonas antiguas que eran propiedad de las familias afincadas del siglo XIX, y se conservan muestras religiosas producto de la evangelización, como la iglesia de Lunlunta (Figura 5) o el Cristo de las viñas.

Figura 5. Fotografía de Iglesia Nuestra Señora del Tránsito en Lunlunta, Mendoza-Argentina. Fuente propia.



Análisis demográfico

Según la información censal disponible, el distrito de Lunlunta registraba 3492 habitantes en el año 2010, mostrando un crecimiento del 41% de su población respecto al 2001 (DEIE en base a CNPhyV 2001, 2010)⁶.

La densidad poblacional en Lunlunta era de 158,7 habitantes/km² en 2010, la más baja de Maipú. En este departamento los mayores niveles de densidad se observaban en los distritos Ciudad de Maipú, Luzuriaga, General Gutiérrez y Coquimbito, así como un sector más reducido de Rodeo

⁶ Tanto los datos del Censo Nacional de Población, Hogares y Vivienda (CNPhyV) realizado en 2022 como de censos anteriores al 2010, no están disponibles con el nivel de desagregación necesario para el análisis del área de estudio. Por ello este apartado se basa en datos del CNPhyV 2010.



del Medio, con valores que oscilaban entre 7000 y 11000 habitantes/km² (Plan Municipal de Ordenamiento Territorial de Maipú, 2019).

En cuanto a la composición por sexo se registraban en el distrito 103 varones por cada 100 mujeres. Este valor es superior al provincial, donde, para el mismo año, la relación era de 95 varones por cada 100 mujeres (INDEC, 2010).

El *índice de dependencia potencial* que se define como la cantidad de personas potencialmente inactivas económicamente (de 14 años y menos y de 65 años y más) por cada 100 personas potencialmente activas (entre 15 y 64 años) para Lunlunta en el año 2010, alcanzaba el 53,9% de su población, cercano al que se registraba para Maipú en ese mismo año. Por su parte el *índice de población económicamente activa* (PEA) que considera las personas de 14 años o más que tienen una ocupación o que sin tenerla la están buscando activamente, alcanzaba el 64% de la población del distrito y de ese total de la PEA, el 93% eran habitantes que tenían un empleo y el 7% restante se encontraba desocupado.

Migraciones

La población migrante para el año 2010 representaba el 3,66% de la población total del distrito. En el CNPHyV (2010) se consideraba migrante a aquellos habitantes nacidos en otras provincias y países. Según el diagnóstico territorial del Plan Municipal de Ordenamiento Territorial de Maipú (PMOT), los distritos que concentran los mayores valores de población extranjera son Fray Luis Beltrán y Rodeo del Medio, con más de 10% de población migrante asociado con el gran desarrollo de la actividad hortícola en estos distritos (PMOT, 2019).

En el caso de Lunlunta sería interesante contar con información acerca de las migraciones intra provinciales, ya que se estima que el crecimiento de su población en los últimos años ha sido marcado por la expansión de la urbanización y la migración de habitantes desde el área metropolitana de Mendoza, que deciden vivir en un entorno rural.

Acceso a la educación

Lunlunta cuenta con dos escuelas públicas en las que se dictan nivel inicial, primario, CEBJA (nivel primario para adultos), secundario y CENS (nivel secundario para adultos) y un centro de capacitación para el trabajo (Dirección General de Escuelas, s.f.).

Según los datos del censo, el 95% de la población distrital de 3 años o más en el año 2010, se encontraba cursando o había cursado la Escuela. El 51% cursaba o había cursado la educación primaria, el 21% el secundario y sólo el 8% el nivel universitario y de posgrado. Sin embargo, para ese año, del total de la población mayor a 3 años el 8,4% no sabía leer y escribir, valor significativamente superior a la media departamental que era de 2,4% (INDEC, 2010).

Hogares y Viviendas



Lunlunta se componía al año 2010 por 10845 viviendas y 940 hogares y, el 94% de las viviendas se encontraba ocupada por un único hogar (DEIE en base a INDEC, 2010). El Glosario del INDEC define hogar como “persona o grupo de personas que viven bajo el mismo techo y comparten los gastos de alimentación” (INDEC, 2010), diferenciándolo de vivienda que comprende el espacio donde viven personas. La vivienda se halla separada por paredes u otros elementos cubiertos por un techo, y sus ocupantes pueden entrar o salir sin pasar por el interior de otras viviendas.

En cuanto a la calidad de los materiales de la vivienda (CALMAT), el INDEC (2010) establece la siguiente tipografía:

- Calidad material I (CALMAT I): Cuando la vivienda presenta materiales resistentes y sólidos en todos los paramentos (pisos, paredes o techos) e incorpora todos los elementos de aislación y terminación.
- Calidad material II (CALMAT II): Cuando la vivienda presenta materiales resistentes y sólidos en todos los paramentos, pero le faltan elementos de aislación o terminación al menos en uno de sus componentes (pisos, paredes, techos).
- Calidad material III (CALMAT III): Cuando la vivienda presenta materiales resistentes y sólidos en todos los paramentos, pero le faltan elementos de aislación o terminación en todos sus componentes, o bien presenta techos de chapa de metal o fibrocemento u otros sin cielorraso; o paredes de chapa de metal o fibrocemento.
- Calidad material IV (CALMAT IV): Cuando la vivienda presenta materiales no resistentes ni sólidos o de desecho al menos en uno de los paramentos.

De acuerdo con esta clasificación, en Lunlunta se presentaba al año 2010 la siguiente distribución de las viviendas por tipo: 34,3% de las viviendas eran de tipo CALMAT I; las viviendas de tipo CALMAT II representaban el 48,8%; 9,7% eran CALMAT III y finalmente, el 7% restante eran viviendas tipo CALMAT IV (INDEC, 2010).

Con respecto al indicador de Necesidades Básicas Insatisfechas (NBI), para ese mismo año el 8% de los hogares del distrito contaba con al menos un indicador de NBI, mientras que el 92% restante no presentaba ningún indicador de NBI. Siendo estos valores muy cercanos a los que se registraban para el departamento con un 9% de los hogares con al menos un indicador de NBI (INDEC, 2010).

Urbanización en el distrito de Lunlunta

Lunlunta se ubica en la zona periurbana del Área Metropolitana del oasis Norte, pero a diferencia de los poblados aledaños -que se encuentran altamente urbanizados-, este distrito se caracteriza por mantener gran parte de su superficie con agricultura, coberturas naturales y seminaturales. Sin embargo, su uso del suelo ha cambiado por el crecimiento disperso de la ciudad, transformándose en un territorio de interfase urbano rural.

La belleza y singularidad de su paisaje, así como la relativa cercanía a la Ciudad de Mendoza y la buena conectividad vial (es atravesado por la Ruta Provincial 14 y tiene conectividad con la Ruta



40 a través de calle Azcuénaga), podrían ser los principales factores locales que condujeron a que se loteen emprendimientos agrícolas para incorporar suelo urbano. Roitman (2000), explica el surgimiento de la urbanización dispersa del AMM, como una tendencia de los sectores altos y medio-altos de la sociedad a formar microespacios cerrados, donde se busca mayor seguridad y una “mejor” calidad de vida; proceso que denominó “suburbanización de las élites”:

En Mendoza, en la década del '80, algunas familias de alto poder adquisitivo poseían viviendas de fin de semana ubicadas en la zona de Chacras de Coria y, posteriormente, en Vistalba y Lunlunta. A partir de los '90, muchas de estas viviendas comienzan a ser utilizadas por sus propietarios como residencia permanente y ya en los últimos años, se hace aún mayor la tendencia de ciertos sectores sociales a relocalizar su lugar de residencia, trasladándose hacia zonas periféricas del Área Metropolitana de Mendoza. (Roitman, 2000 p.7).

En este sentido, Perez et al. (2017), agregan que esta transformación ha sido favorecida porque se ha promovido la valorización de los espacios naturales en los entornos de residencia vinculado con la idea de mejor de la calidad de vida que en las zonas urbanas consolidadas y a que, frente al aumento de la sensación de inseguridad, ha aumentado la voluntad de vivir aislados en comunidades cerradas. Como consecuencia de este proceso, las tierras ubicadas en áreas periurbanas han incrementado su valor, desplazando a la actividad agrícola.

Según un estudio cualitativo antecedente, en los que se entrevistó a numerosos actores agrícolas (específicamente productores vitícolas) de la zona periurbana del oasis Norte, señala que los productores de Lunlunta, Cruz de Piedra y Vistalba tienen una visión de futuro sostenida en la actividad agrícola, basada principalmente en nuevas inversiones para ofrecer servicios de agroturismo (Dalmasso et al., 2021). Por lo mencionado, se supone que existiría en el área de estudio la oportunidad para sostener la agricultura más allá de seguir creciendo las zonas urbanizadas, pero es necesario desarrollar estrategias que ayuden a la convivencia de distintas actividades y contar con políticas públicas tendientes a esto mismo.

Ordenamiento territorial en Mendoza

En el marco de esta problemática y con el sentido de ordenar el territorio de la provincia de Mendoza, en el año 2009 se sancionó la “Ley Provincial de Ordenamiento Territorial y Usos del Suelo” (Ley N° 8051). Esta ley tiene como principio básico el bien común y su diseño está pensado para ser la base de la organización territorial provincial con el desafío de “conciliar el proceso de desarrollo económico, social y ambiental con formas equilibradas y eficientes de ocupación territorial” (Legislatura Provincia de Mendoza, 2009).

Este marco normativo, presenta los lineamientos básicos para la elaboración del **Plan Provincial de Ordenamiento Territorial (PPOT)** para lo cual propone una metodología que permite diagnosticar, construir escenarios y elaborar planes, programas y proyectos. Las pautas y



contenidos básicos para la elaboración del PPOT, se especifican en el Capítulo 3, Artículo 21 de la Ley 8051.

El PPOT, tiene carácter legislativo y se encuentra vigente desde el año 2017 (Ley N° 8999). Constituye el marco de referencia sistémico y específico para la formulación y gestión de las acciones públicas y privadas, cuyos contenidos básicos se definen en la Ley 8051.

El primer contenido básico del PPOT que es enunciado por la Ley N° 8051, es:

“Crear y establecer las grandes Directrices Territoriales, para sustentar las acciones del desarrollo social, económico, político y la **preservación de la biodiversidad del ambiente** en el corto, mediano y largo plazo, atendiendo a los fines, objetivos y estrategias establecidos en la presente norma, en la Ley 25675 y en las previstas para el Plan Ambiental Provincial en la Ley 5961”. (Legislatura Provincia de Mendoza, 2009, p.13).

Lo que condice con lo enunciado en el PPOT. En el que se expresa que su meta principal es “establecer objetivos para el desarrollo sustentable del territorio, buscando armonizar la realización de las diferentes actividades humanas con el cuidado del ambiente y establecer objetivos para el acceso a un hábitat adecuado por parte de toda la población” (Legislatura Provincia de Mendoza, 2017, p.12). También enfatiza acerca de “la necesidad de proteger a las zonas rurales y las áreas ecológicamente aptas del avance urbano, propiciando para ello instancias de integración y coordinación entre el nivel provincial y municipal para la gestión territorial” (Perez & Van den Bosch, 2021, p.15).

Para esta integración y coordinación, prevé una serie de instrumentos jerarquizados conforme a la existencia de distintas escalas geográficas y a las competencias jurisdiccionales (Gudiño, 2008). El Plan Provincial de Ordenamiento Territorial y Usos de Suelo (PPOT), es el instrumento que rige la organización a escala provincial y en la escala municipal, son los Planes Municipales de Ordenamiento Territorial (PMOT).

Una de las etapas del proceso de elaboración del PPOT, consiste en la construcción de Modelos Territoriales de la provincia. El **Modelo Territorial Actual**, es “la expresión o imagen sintética de la organización espacial del sistema territorial de la provincia de Mendoza” (Legislatura Provincia de Mendoza, 2017, p.16) y es el resultado del **Diagnóstico Territorial** realizado por la Agencia Provincial de Ordenamiento Territorial⁷.

⁷ Tanto la Agencia Provincial de Ordenamiento Territorial (APOT), como el Consejo Provincial de Ordenamiento (CPOT), son organismos públicos fueron creados en el marco de la aprobación de la Ley N° 8051 y, en líneas generales, están integrados por representantes del Poder Ejecutivo, de los municipios, entidades científicas y académicas y organizaciones de la sociedad civil.



El Diagnóstico Territorial es parte del proceso de ordenación u ordenamiento territorial propuesto por Gómez Orea (1993; 2002). Según este reconocido autor, el objetivo medular de todo proceso de ordenamiento territorial es la construcción de un **sistema territorial** y para su elaboración debe seguirse un proceso cíclico y continuo de tres etapas complementarias e iterativas:

- **Diagnóstico territorial**, que implica el conocimiento e interpretación del sistema territorial, con todas sus dimensiones. El objetivo del diagnóstico es detectar problemas, oportunidades y condicionantes para el desarrollo armónico y sostenible del sistema territorial.
- **Planificación territorial**, incluye el establecimiento de objetivos para revertir los problemas y condicionantes y potenciar las oportunidades que se identificaron en el diagnóstico, así como la definición de las propuestas para alcanzarlos. En esta etapa, se apela al estudio de la prospectiva en la elaboración de los modelos territoriales futuros.
- **Gestión territorial**, involucra el conjunto de diligencias para aplicar o instrumentalizar las medidas capaces de conducir el sistema territorial en la dirección marcada por el modelo territorial deseado.

En la etapa de diagnóstico, pueden definirse subáreas de análisis, para facilitar la identificación de oportunidades y limitaciones del territorio. En esta división del territorio puede utilizarse un instrumento que se denomina **unidades territoriales de integración**⁸, “en cuanto integran en sus límites los diferentes aspectos que conforman la realidad territorial. Pueden ser utilizadas como unidades operativas al adoptarse como límites para la toma de decisiones y en las determinaciones del plan” (Gómez Orea, 2002, p.239).

Por su parte, en el Glosario del PPOT, se las define de la siguiente manera:

“[las Unidades de Integración Territorial (UIT)] son unidades, estratégicas o de síntesis que surgen del diagnóstico y parten de la identificación de un factor controlante clave o un aspecto que condiciona el resto de los factores existentes, que en el caso de Mendoza es el agua. Son espacios delimitados según las características físicas, biológicas, sociales, económicas, culturales y político-institucionales que definen potencialidades y limitaciones que presenta un territorio. Su identificación y delimitación es básica y

⁸ Según los autores y los temas a los que se aplica, las unidades territoriales de integración pueden denominarse también unidades de paisaje o unidades ambientales. Por su parte, las **unidades de paisaje** son una herramienta para el estudio del paisaje. Pueden definirse como la expresión integrada de componentes físicos, biológicos y culturales, que se presenta en el espacio geográfico y genera una fisonomía particular, permitiendo diferenciar una parte del paisaje, de otra (López-Barajas & Cervantes-Borja, 2002 en Barchuk et al., 2007).



fundamental para realizar acciones territoriales concretas en la fase de formulación del plan”. (Legislatura Provincia de Mendoza, 2017, p. 108).

Áreas de interfase en el ordenamiento territorial de Mendoza

En la Ley N° 8051, se clasifica el territorio provincial en oasis, áreas no irrigadas, montaña y planicie y, dentro de los oasis, se distinguen las 1) áreas urbanas, 2) áreas rurales y 3) áreas complementarias. Esta clasificación tiene como objetivo orientar “las medidas de ordenamiento, prevención e intervención especiales, adecuados a las características propias de cada una [de estas clases]” (Art. 14) (Legislatura Provincia de Mendoza, 2009, p.10).

El PPOT incorpora dentro de las áreas complementarias, las áreas de interfaces urbano-rural y en el Glosario de esta ley, se las define como:

“(…) áreas de conexión y transición entre las áreas urbanas consolidadas y las áreas rurales (irrigadas o no irrigadas) en las cuales se desarrollan actividades complementarias y necesarias con características propias y de multifuncionalidad, por lo cual son áreas de organización compleja. La densidad fundiaria o parcelaria es intermedia y la densidad edilicia y poblacional es media y baja”. (Legislatura Provincia de Mendoza, 2017, p. 95).

A su vez, las áreas de interfaces del Área Metropolitana de Mendoza (AMM), son clasificadas por el PPOT, según la actividad o uso del suelo que predomina, considerando las siguientes tipologías: 1) Agrícola Alimentaria; 2) Ambiental - urbano con restricciones y sujeta a regímenes especiales; 3) Equipamientos y servicios especiales; 4) Turístico-recreativo y 5) Industrial y de Servicios (Legislatura Provincia de Mendoza, 2017, p. 73).

Otro aspecto para mencionar es que, en dicho texto, se explicita que no se utiliza interfase con “s” porque este concepto entiende estos espacios como “una fase o etapa en constante cambio” (p.95). En esta tesis, como ya fue señalado en el Capítulo 1, se decide nombrar a estos espacios como interfases urbano rurales y se considera su dinamismo y constante transformación como parte de las características que lo definen, al igual que lo hacen Dalla Torre et al. (2019).

Problemáticas territoriales de la interfase urbano rural de Mendoza

Del diagnóstico territorial surgieron problemáticas de las cuales siete fueron definidas como estructurantes. Asociada a los territorios de interfase, se destaca el “deterioro de las condiciones ambientales y mayor exposición al riesgo por amenazas naturales y antrópicas ante el avance de la urbanización no planificada y el desarrollo de proyectos inmobiliarios, agrícolas, ganaderos o petroleros sin un adecuado control” (Legislatura Provincia de Mendoza, 2017, p. 23). Según el Modelo Territorial Tendencial, los problemas estructurantes detectados tienden a profundizarse en el tiempo y, en particular, se espera la “profundización del crecimiento urbano en forma desordenada hacia tierras agrícolas y zonas de amenazas naturales sísmicas y aluvionales, en el



Área Metropolitana (AMM) y los centros urbanos intermedios como San Martín, Rivadavia, San Rafael, Tunuyán”. (Legislatura Provincia de Mendoza, 2017, p. 24).

En el AMM, la expansión urbana está ocupando zonas agrícolas con suelos fértiles, de alto valor ecológico y para el cultivo de numerosas especies alimenticias. A ello, se le suma que estas tierras, son escasas en la provincia, con grandes dificultades para la extensión de las áreas irrigadas hacia otras zonas debido al déficit hídrico existente y al costo económico que implica. Con respecto a esto, Dalla Torre et al. (2019) señalan que estas “particularidades del soporte físico-biológico de Mendoza complejizan la planificación de las transformaciones territoriales y vuelve necesario disponer de instrumentos político-legislativos que regulen el uso y apropiación del territorio” (p. 143), por lo que remarcan, la importancia de regular la expansión urbana hacia zonas que no sean productivas, ni de fragilidad ambiental.

A cinco años de la aprobación del PPOT y más de 10 años de vigencia de la Ley 8051, cabe señalar que, si bien los instrumentos existen, la pérdida de tierras productivas en el AMM continúa profundizándose. En este sentido, se destaca la opinión de Dalla Torre et al. (2019) y de Dalmaso et al. (2021) que coinciden en que, tanto las áreas de interfase como, las propuestas para su gestión han sido definidas con una mirada particularmente urbana.

El análisis de estos territorios y de sus problemáticas, desde ópticas urbanas, resulta en no tener en cuenta las relaciones y funcionalidades ecológicas que permiten el desarrollo de la producción agrícola y la resiliencia de los sistemas naturales, así como en ignorar los bienes ambientales que ofrecen estos espacios a la sociedad en general.

Es por esto que el enfoque de servicios ecosistémicos –ampliamente estudiado en procesos de gestión del territorio (Paruelo et al., 2014; Barral, 2015; Avendaño- Leadem et al., 2020; Ferro & Martínez, 2022)- no se ha incorporado en los instrumentos normativos de la provincia de manera contundente. La consideración y análisis de las funciones y servicios ecosistémicos de las áreas de interfase permitirían enriquecer el abordaje del territorio, su gestión y ordenamiento en pos de contribuir a un desarrollo sustentable.

Planes Municipales de Ordenamiento Territorial

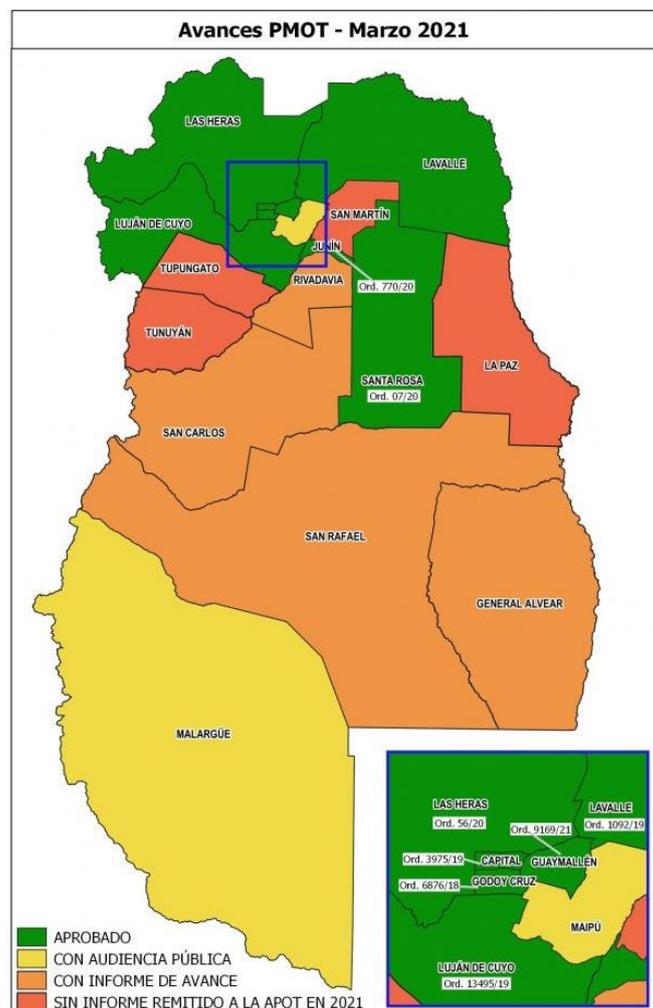
La Ley Nº 8051, decreta que los municipios deben contar con sus propios planes de OT. Los Planes Municipales de Ordenamiento Territorial (PMOT) sirven de marco para la adecuada coordinación de los distintos planes, programas, proyectos y acciones en el corto, mediano y largo plazo con incidencia a nivel (Gudiño, 2008). Cabe señalar que, en Mendoza, los departamentos – también llamados municipios- son las unidades básicas de administración y gobierno.

Al igual que para la elaboración del PPOT, la Ley 8051 expone las herramientas para que los municipios desarrollen sus planes. Los PMOTs deben seguir criterios estipulados por la Ley, a fin

de lograr cierta uniformidad en los documentos elaborados por las distintas jurisdicciones, compartiendo la “estructura, metodología, criterios técnico-científicos, instrumentos de ordenamiento territorial y planificación, económicos y de gestión, ejecución, coordinación y complementación, como también los de control para el seguimiento y evaluación establecida por el PPOT” (Legislatura de Mendoza, 2017, p.69).

Si bien, a partir de la aprobación del PPOT, los municipios contaban con el plazo de un año para elaborar sus PMOT y enviarlos a los respectivos Consejos Deliberantes para su aprobación (Ley N° 8051, Art. 18), hasta marzo del año 2021 sólo se habían aprobado 7 PMOTs (Figura 6).

Figura 6. Estado de los Planes Municipales de Ordenamiento Territorial de los departamentos de la Provincia de Mendoza, Argentina. Fuente: Agencia Provincial de Ordenamiento Territorial, Gobierno de Mendoza.



Para el caso del municipio de Maipú, al que pertenece el distrito de Lunlunta, presentó, a mediados del 2019, su Plan Municipal de Ordenamiento Territorial al que denominó “**Maipú Sostenible 2019-2045**”. El diagnóstico del sistema territorial se realizó clasificándolo en 3



subsistemas: físico-natural, socio-económico y político-institucional. En estos subsistemas se indagó la situación actual y prospectiva de las variables más importantes que los componen y se realizó un análisis FODA identificando las principales fortalezas, oportunidades, debilidades y amenazas.

El objetivo del diagnóstico del subsistema físico natural fue “conocer y analizar de forma integral los sistemas ecológicos, con sus componentes físicos y naturales, considerando las variables, factores y relaciones que caracterizan el subsistema” (PMOT, 2019, p.20).

De este apartado, se destaca que el municipio relevó diversas *problemáticas ambientales vinculadas al uso del suelo* entre las que menciona los *Cambios en los usos rurales por el avance de áreas urbanas sobre tierras productivas*. Con respecto a esta problemática el PMOT expresa:

Durante los últimos 20 años los espacios productivos del departamento de Maipú (principalmente Fray Luis Beltrán, Rodeo del Medio, Russel y Lunlunta) se han visto afectados por un acelerado avance del sistema urbano. (PMOT, 2019, p.35).

Se señala también como problemática el *Uso no racional de agroquímicos*:

Aunque el Municipio no lleva adelante ningún tipo de monitoreo que cuantifique la cantidad de agroquímicos utilizados en la industria agrícola, se presume un uso no racional. Estudios anteriores indican contaminación en el agua por fertilizantes, detectando la presencia de nitratos, en áreas destinadas a la horticultura, particularmente en el distrito Rodeo del Medio (Auge, 2004). Esto acarrea consecuencias y desequilibrios desconocidos tanto para el suelo y la biodiversidad, como para la salud de los trabajadores rurales y consumidores. (...) Dado que el principal uso del suelo es rural, el estado del suelo debe ser incluido en programas de estudio, cuantificación y monitoreo de contaminantes. (PMOT, 2019, p.38).

Como resultado del Síntesis del **Análisis FODA Subsistema Físico-Natural**, el PMOT señala:

El departamento de Maipú presenta una riqueza natural referida a sus ecosistemas naturales de gran importancia y a sus recursos disponibles. Se destaca la necesidad de realizar mayores estudios en los ecosistemas naturales existentes para así poder gestionar acciones de conservación en estos sitios, mitigar y prevenir los impactos sobre los mismos. Los cuales deben afrontarse aprovechando las fortalezas del departamento, el amplio conocimiento de las áreas municipales sobre el territorio, la cantidad de normativas ambientales existentes, la posibilidad de incorporar a la población en los procesos vinculados al subsistema, entre otros. (PMOT, 2019, p.55).

Con los resultados del Diagnóstico Territorial, junto con talleres de participación ciudadana y escenarios discutidos en los diferentes procedimientos de planificación, se elaboran los **Modelos Territoriales**. Según la Ley 8999, las etapas de elaboración de los Planes de Ordenamiento Territorial son: 1) la elaboración del diagnóstico; 2) la elaboración de los modelos de ordenamiento territorial 3) la redacción del Plan propiamente dicho (PPOT, P.14). Por lo



tanto, estos modelos son el nexo entre la etapa de diagnóstico y la etapa propositiva de redacción de los planes y normativas para la gestión territorial (Ley N° 8051, Art. 10 y 13).

En el PMOT de Maipú, se elaboraron 4 modelos territoriales (Anexo 1): 1) Modelo Territorial Actual: es la expresión o imagen sintética de la organización espacial del sistema territorial; 2) Modelo Territorial Tendencial: es la imagen de la organización espacial que se proyecta en el tiempo teniendo en cuenta la continuidad de problemáticas estructurantes y bajo el supuesto de que no se aplican medidas para revertirlas; 3) Modelo territorial deseado: es la imagen departamental futura que surge del consenso social, entendiéndose que sus acciones están formuladas bajo el supuesto de que no existen restricciones de medios, recursos y voluntades en la provincia; 4) Modelo territorial realizable: se elabora a partir de los otros modelos y los objetivos que pretenden superar los problemas detectados en el diagnóstico; las directrices, lineamientos y programas a desarrollar y ejecutar en el corto, mediano y largo plazo y los instrumentos que viabilizan la implementación de acciones. Se expresa tanto cartográficamente como en un documento escrito. (PMOT, 2019, p.351).

El diagnóstico territorial del PMOT de Maipú, incorpora conceptos y enfoques ecológicos, da cuenta de la riqueza de recursos naturales que posee el sistema territorial *departamento de Maipú* para la producción agrícola, así como también, identifica las problemáticas ambientales que produce la agricultura como es la contaminación por el uso no racional de agroquímicos. Sin embargo, no señala a Lunlunta como una zona con tendencia al crecimiento urbano y con incompatibilidad de usos del suelo por la proximidad entre zonas urbanas y en producción agrícola industrial. Esto es notorio en el modelo territorial realizable (Anexo 1), en el que se puede observar separadas las áreas rurales de las urbanas, sin considerar áreas de interfase o de coexistencia conflictiva por el uso de agroquímicos y otras prácticas agrícolas.

En esta tesis se toma todo el distrito de Lunlunta como un área de interfase porque como se puede observar en el material aportado por el PMOT, el distrito está “dividido en dos zonas”. Por un lado, una zona más urbana con una proyección de urbanización que se sostiene en el tiempo y, por el otro, una zona en la que predomina la actividad agrícola. Se señala que estas zonas no se encuentran separadas físicamente y que por están en interacción con intercambio permanente. Por esto, y para poder aportar conocimientos que ayuden a comprender (diagnosticar) estas relaciones ecológicas y los conflictos socioambientales presentes, así como estrategias para la gestión integral de este territorio, se decide considerarlo un espacio de interfase poniendo el enfoque en la interacción de diversos usos del suelo, actores y actividades.



Bibliografía

- Abraham, E. M. (2000). Geomorfología de la Provincia de Mendoza. In E. M. Abraham & F. Rodríguez Martínez (Eds.), *Recursos y Problemas Ambientales de la Zona Árida. Primera Parte: Provincias de Mendoza, San Juan y La Rioja. Tomo I: Caracterización Ambiental.* (pp. 29–48). GTZ (Cooperación Técnica Argentino-Alemana), IDR (Univ. De Granada), IADIZA (Instituto Argentino de Investigaciones de las Zonas Áridas), SDSyPA (Secretaría de Desarrollo Sustentable y Política Ambiental) e INTA (Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria).
- Abraham, E. M. (2002). Lucha contra la desertificación en las tierras secas de Argentina. El caso de Mendoza. In A. Fernández Cirelli & E. M. Abraham (Eds.) *El Agua en Iberoamérica. De la escasez a la desertificación.* (pp. 27–44). CYTED XVII CETA - Centro de Estudios Transdisciplinarios del Agua. Facultad de Ciencias Veterinarias.
- Abraham, E. M., & Salomón, M. (2009). Experiencias en el combate de la desertificación en Mendoza – Argentina. In *II Simpósio sobre Mudanças Climáticas e Desertificação no Semi-Árido Brasileiro* (pp. 1–16). Campina Grande, PB, Brasil.
- Avendaño-Leadem, D., Cedeño-Montoya, B., & Arroyo-Zeledón, M. S. (2020). Integrando el concepto de servicios ecosistémicos en el ordenamiento territorial. *Revista Geográfica de América Central*, 2(65), 63–90. <https://doi.org/10.15359/rgac.65-2.3>
- Barchuk, A. H., Basconcelo, S., Britos, H., Santa, J. A., & Iglesias, M. del R. (2007). Unidades de paisaje para el desarrollo sustentable y manejo de los recursos naturales en el NO de Córdoba. In S. D. Mateucci (Ed.), *Panorama de la ecología de paisajes en Argentina y países Sudamericanos* (1 era, pp. 139–163). Buenos Aires: INTA Ediciones.
- Barral, M. P. (2015). *Provisión De Servicios Ecosistémicos En Paisajes Rurales : Desarrollo De Criterios Y Herramientas Para El Ordenamiento Territorial Rural.* Tesis Doctoral, 149.
- Cabrera, A. L. (1976). Regiones fitogeográficas argentinas. In W. F. Kugler (Ed.), *Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería. Tomo 2.* (segunda ed, pp. 1–85). Buenos Aires, Argentina: Acme.
- Colli, M. F., Correa, É. N., & Martínez, C. F. (2020). De Mendoza-Argentina Para Definir Zonas Climáticas Locales. *Revista Urbano*, 42, 18–31.
- Dalla Torre, J., Sales, R. G., Esteves, M., & Ghilardi, M. (2019). Los territorios de interfase urbano-rural en tierras secas. Reflexiones sobre su tratamiento en las políticas de ordenamiento territorial de Mendoza. *Quid* 16, 11, 137–150.
- Dalmasso, C., Lettelier, M. D., Brés, E., Silva Colomer, J., Gudiño, J., del Barrio, L., ... Perez, M. A. (2021). Transformaciones territoriales y producción vitícola en el oasis norte de Mendoza Una mirada desde los productores. (M. A. Perez & C. Dalmasso, Eds.). Buenos Aires: Ediciones INTA.
- de Fina, A. L., Giannetto, F., Richard, A. E., & Sabella, L. J. (1964). *Difusión geográfica de cultivos*



índices en la provincia de Mendoza y sus causas. *Boletín de Estudios Geográficos*, 44, 151–154. Recuperado de: <https://bdigital.uncu.edu.ar/12226>

Del Barrio, L., & D’Amario, M. J. (2020). Servicio ecosistémico producción de alimentos en áreas periurbanas. Una aplicación en el cinturón verde de Mendoza, Argentina. *Proyección: Estudios Geográficos y de Ordenamiento Territorial.*, XIV(27), 216–234.

Departamento General de Irrigación. (2020). Balance Hídrico. Recuperado de: <http://irrigacion.gov.ar/observatorio/es/taxonomy/term/142>

Dirección de Estadísticas e Investigaciones Económicas (DEIE), Gobierno de Mendoza. (s./f.). <https://deie.mendoza.gov.ar/>

Dirección General de Escuelas, Gobierno de Mendoza. (s./f.). Escuelas. Información útil para todos los niveles y modalidades. Recuperado de: <https://www.mendoza.edu.ar/escuelas/>

Fasciolo, G. E. (2011). *Futuro ambiental de Mendoza*. Ediunc.

Ferro, M., & Martínez, A. N. (2022). Ordenamiento ambiental del territorio, gestión del agua y protección de los servicios ecosistémicos en la cuenca baja del río Luján. *Red Sociales, Revista Del Departamento de Ciencias Sociales*, 9(3), 18–40.

Gudiño, M. E. (2008). “Realidad o Utopía” *Ley de Ordenamiento Territorial. Proyección: Estudios Geográficos y de Ordenamiento Territorial*, 1(4), 26.

Gómez Orea, D. (1993). *Ordenación del territorio. Una aproximación desde el Medio Físico*.

Gomez Orea, D. (2002). *Ordenación Territorial*. Mundi Prensa.

Instituto Nacional de Estadística y Censos (INDEC). (2010). *Censo Nacional de Población, Hogares y Viviendas en la República Argentina*. <https://www.indec.gob.ar/indec/web/Nivel4-Tema-2-41-135>

Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. (1990). *Atlas de suelos de la República Argentina*. Buenos Aires: INTA Ediciones.

Ivars, J. D. (2019). *Agua, Poder y Racionalización en la Provincia de Mendoza, Argentina*. (Fundación CICCUS ; Quilmes : Universidad Nacional de Quilmes ; Buenos Aires : Waterlat-Gobacit, Ed.) (1a ed.). Ciudad Autónoma de Buenos Aires. Recuperado de: <http://www.uepb.edu.br/ebooks/>

Legislatura Provincia de Mendoza. Ley N° 8051. *Ley de Ordenamiento Territorial y Usos de suelo de la Provincia de Mendoza*. (2009).

Legislatura Provincia de Mendoza. Ley N° 8999. *Plan Provincial de Ordenamiento Territorial*. (2017).

Manzini Marchesi, L. (2015). La dimensión histórica versus la banalización del paisaje. El caso del paisaje rural del departamento de Maipú, Mendoza, Argentina. *Tabula Rasa*, 22, 227–



263. Recuperado de: <https://www.flickr.com/photos/arturbana/>

- Maza, J. I. (1990). *Toponimia, tradiciones y leyendas mendocinas* (2da edición). Buenos Aires: Fundación Banco de Boston.
- Méndez, E. (1998). Bosque de Salix en las terrazas aluviales del río Mendoza, Argentina. *Lilloa*, 39(2), 183–190. Recuperado de: <http://www.lillo.org.ar/journals/index.php/lilloa/article/view/1285>
- Méndez, E. (2014). Cambios estacionales de las comunidades vegetales de malezas en viñedos de Mendoza, Argentina. *Boletín de Estudios Geográficos*, 103.
- Ministerio de Salud, Gobierno de Mendoza. (s.f.). Hospitales de Mendoza. Recuperado de: <http://www.mendoza.gov.ar/salud/hospitales/>
- Molina, J. E., Arboit, M. E., Maglione, D. S., Sedevich, A., & Mutani, G. (2020). Estudio de expansión urbana, crecimiento poblacional, consumos energéticos e índices de vegetación en el Área Metropolitana de Mendoza. *AREA*, 26(1), 1–21. Recuperado de: <https://area.fadu.uba.ar/area-2601/molina-et-al/>
- Montaña, E. (2013). Escenarios de cambio ambiental global, escenarios de pobreza rural. Una mirada desde el territorio. (CLACSO, Ed.) (1a ed.). Ciudad Autónoma de Buenos Aires: CLACSO-CROP.
- Montaña, Elma, Torres, L. M., Abraham, E. M., Torres, E., & Pastor, G. (2005). Los espacios invisibles: Subordinación, marginalidad y exclusión de los territorios no irrigados en las tierras secas de Mendoza, Argentina. *Región Y Sociedad*, 17(32). <https://doi.org/10.22198/rys.2005.32.a598>
- Morábito, J. A., Mirábile, C. M., Salatino, S. E., Mastrantonio, L., Barone, R. R., & Comellas, E. A. (2008). Impacto de la contaminación por residuos sólidos urbanos (RSU) en la distribución del agua de riego del río Mendoza. In *Crecimiento Urbano y Problemas Medioambientales en la Provincia de Mendoza*. Universidad Nacional de Cuyo (pp. 1–15). Recuperado de: http://www.ina.gob.ar/pdf/CRA-RYD-7_Morabito_RSU_Rio_Mza.pdf
- Mussetta, P. C., Dalmaso, C., Pérez, M. A., & Lettelier, M. D. (2019). El ordenamiento territorial frente al debilitamiento de los espacios agrícolas periurbanos. Aportes para repensar los desafíos de la política en el caso del Área Metropolitana de Mendoza. *ReviISE*. Universidad Nacional de San Juan. Facultad de Ciencias Sociales., 14(14), 161–175. Recuperado de: www.reviise.unsj.edu.ar
- Olmedo, G. F., Navarro Canafoglia, V. P., & Perez, M. (2016). Estimación del avance urbano sobre la interfase urbano-rural del Oasis Norte de la Provincia de Mendoza. *Análisis temporal y espacial*. Primer Reunión Científica Del Programa Nacional de Recursos Naturales, Gestión Ambiental y Ecorregiones, 2015.
- Oyarzabal, M., Clavijo, J., Oakley, L., Biganzoli, F., Tognetti, P., Barberis, I., ... León, R. J. C. (2018). Unidades de vegetación de la Argentina. *Ecología Austral*, 28(1), 040–063.



<https://doi.org/10.25260/ea.18.28.1.0.399>

- Paruelo, J., Jobbágy, E., Laterra, P., Dieguez, H., García, A., & Panizza, A. (2014). Ordenamiento territorial rural. <https://doi.org/10.13140/2.1.4004.4320>
- Pereyra, N. M. (2021). Producción de hortalizas en Mendoza. Buenos Aires. Recuperado de: from www.inta.gob.ar/mendoza
- Perez, M., Dalmasso, C., Silva Colomer, J., del Barrio, L., Bres, E., Russo, F. ., ... Lettelier, D. (2017). Territorial transformations of the North Oasis perceived by vine growers: an approach from the irrigation water. In 20th GiESCO International Meeting (Group of international Experts for Cooperation on Vitivinicultural Systems) (pp. 1128–1132). Mendoza: 20th GiESCO International Meeting.
- Perez, M., del Barrio, L., Silva Colomer, J., & Dalmasso, C. (2017). La interfase urbano-rural en las provincias de Mendoza y San Juan. In J. Vitale, M. Saavedra, S. Ledesma, E. Cittadini, & C. Dalmasso (Eds.), *Observatorios territoriales para el desarrollo y la sustentabilidad de los territorios*. (pp. 35–43). Buenos Aires: INTA Ediciones.
- Perez, M., & Van den Bosch, M. E. (2021). Los territorios rurales: un desafío para las políticas de ordenamiento territorial. In M. Perez & C. Dalmasso (Eds.), *Transformaciones territoriales y producción vitícola en el oasis norte de Mendoza Una mirada desde los productores* (pp. 11–17). Buenos Aires: Ediciones INTA.
- PMOT - Plan Municipal de Ordenamiento Territorial. Maipú sostenible 2019-2045. (2019). Municipio de Maipú-Universidad de Congreso.
- Prieto, M. del R., & Abraham, E. M. (1994). Proceso de ocupación del espacio y uso de los recursos en la vertiente nororiental de los Andes Centrales Argentino-Chilenos. *Cuadernos Geográficos*, 22, 219–240.
- Roitman, S. (2000). Transformaciones urbanas en los 90': los barrios cerrados del Área Metropolitana de Mendoza. *IV Jornadas de Sociología*, 1–16.
- Rojas, F., Rubio, C., Rizzo, M., & Bernabeu, M. (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 and Policy*, 13. <https://doi.org/https://doi.org/10.1007/s12061-020-09335-6>
- Sarandón, Santiago Javier. (2020). El papel de la agricultura en la Transformación Social-Ecológica de América Latina. (A. Becker, Ed.), *Cuadernos de la Transfromación*. Ciudad de México: Proyecto regional FES transformación social-ecológica en américa latina. Recuperado de: <http://www.jstor.org/stable/20855557>
- Satlari, M. (1996, Diciembre). Distrito de Lunlunta. *Diario UNO*, pp. 156–158.
- Secretaría de Ambiente y Ordenamiento Territorial. Gobierno de Mendoza. (n.d.). Sistema de Información Ambiental Territorial (SIAT). Recuperado de:



<http://www.siat.mendoza.gov.ar/>

- Timmermann, E. A. (2020). ¿Allá era todo viña? La gestión estatal de los hidrocarburos en Mendoza (1930-1943). In E. Barrio & P. Vázquez (Eds.), *Políticas, industrias y servicios en Mendoza (1918-1943)* (1st ed., pp. 283–316). Mendoza: Teseopress.
- Van den Bosch, M. E. (2016). *Dinámica intercensal de la estructura agraria del territorio Oasis Norte de Mendoza* (1a ed.). Mendoza: Ediciones INTA. Recuperado de: <https://inta.gob.ar/documentos/dinamica-intercensal-de-la-estructura-agraria-del-territorio-oasis-norte-de-mendoza%0Ahttp://hdl.handle.net/20.500.12123/3885>
- Van den Bosch, M. E., & Brés, E. (2021). *Dinámica de la estructura agraria en los distritos del Oasis Norte de Mendoza: Periodo 1988 -2008 (1ra)*. Buenos Aires, Argentina: INTA Ediciones. Recuperado de: from <http://hdl.handle.net/20.500.12123/9375>
- Van den Bosch, María Eugenia. (2018). *Márgenes brutos de referencia de espalderos bajos de malbec con olivos intercalados en el departamento de Maipú*. Mendoza. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA). Centro Regional Mendoza – San Juan.
- Van den Bosch, M.E., Brés, E., & Vila, H. F. (2018). *Análisis de las variables territoriales del área de influencia de la EEA Mendoza (1a ed.)*. Mendoza: Ediciones INTA.
- Villagra, P., Cesca, E., Alvarez, J., Rojas, F., Bourguet, M., Rubio, C., ... Vezzani, N. (2010). *Documento de Ordenamiento de Bosques Nativos de la Provincia de Mendoza*. Mendoza.
- Villagra, P. E., Cony, M. A., Mantován, N. G., Rossi, B. E., González Loyarte, M. M., Villalba, R., & Marone, L. (2004). *Ecología y manejo de los algarrobales de la Provincia Fitogeográfica del Monte. Ecología y Manejo de Bosques Nativos de Argentina*. Mendoza: IANIGLA - CONICET-CCT Mendoza.
- Wine Republic. (2021). *Lunlunta- El secreto oculto de Maipú*. Recuperado de: <https://wine-republic.com/es/lunlunta-el-secreto-oculto-de-maipu/>



Facultad de
Ciencias Agrarias
y Forestales



UNIVERSIDAD
NACIONAL
DE LA PLATA

Capítulo 3. Transformaciones del paisaje de Lunlunta



Introducción

En las últimas décadas la población humana ha aumentado notoriamente, incrementando la demanda de bienes naturales y transformando los paisajes (Yañez Garrido, 2018). Los cambios de cobertura y uso del suelo transforman los paisajes, sus procesos ecológicos y los patrones de biodiversidad, afectando la provisión de servicios ecosistémicos (Peña Cortés et al., 2006; Romero & Vásquez, 2009). La urbanización es el proceso de transformación del paisaje que genera mayores impactos en los ecosistemas y, junto con la agricultura, son las actividades que originan mayores pérdidas en la biodiversidad (Pickett et al., 2011).

En paisajes antropizados se deterioran servicios ecosistémicos, como la regulación microclimática y del agua, el control de la erosión, el almacenamiento de carbono, la filtración del aire, el aprovisionamiento de alimentos frescos, los hábitats para la biodiversidad, entre otros (Hanski, 2011; Giobellina & Céliz, 2015), disminuyendo su contribución a la calidad de vida de los seres humanos (Avendaño-Leadem et al., 2020). Esta pérdida o debilitamiento de funciones y servicios ecosistémicos se debe a que los cambios en los paisajes provocan la pérdida y transformación de los hábitats, el desplazamiento de especies y el ensamblaje de nuevas comunidades ecológicas (Pickett et al., 2011).

Las transformaciones espaciales y temporales de los paisajes son estudiadas por la ecología del paisaje a diversas escalas, a fin de entender la implicancia de estos cambios para la biodiversidad y las funciones ecosistémicas (Peña Cortés et al., 2006). La ecología del paisaje es una rama de la ecología moderna que estudia al paisaje como una entidad holística, formada por diferentes elementos interrelacionados (Naveh, 1991). Es un enfoque científico de carácter transdisciplinario, pero con una aportación especialmente importante de la geografía y la ecología (Vila Subirós et al., 2006). Bajo este enfoque el paisaje puede definirse como la manifestación en el espacio de un sistema complejo, conformado por la interacción dinámica de factores biofísicos y socioculturales, que resulta en un mosaico espacial heterogéneo (Gurrutxaga San Vicente & Lozano Valencia, 2008).

La base conceptual para la interpretación del paisaje es el concepto de mosaico, que hace referencia al conjunto de elementos que conforman el paisaje (composición) y a su arreglo espacial (configuración). Existen tres tipos de elementos básicos en el estudio de los paisajes: la matriz, los parches y los elementos lineales o corredores (Vila Subirós et al., 2006; Gurrutxaga San Vicente & Lozano Valencia, 2008). Los parches o fragmentos son las diferentes unidades morfológicas que se pueden diferenciar en un paisaje en particular y los corredores, son los elementos lineales que conectan los fragmentos.

Por su parte, la matriz es el complejo formado por la cobertura dominante, que es aquella que ocupa una mayor superficie y está mejor conectada, por lo que desempeña un papel fundamental en la dinámica del paisaje (Matteucci & Buzai, 1998). Los cambios en las coberturas de suelo modifican la estructura del paisaje, lo que se expresa en un cambio tanto en su



composición, como en su configuración, con la consecuente variación funcional (Vila Subirós et al., 2006; Turner, 1990 en Yañez Garrido, 2018).

En las áreas de interfase urbano rural, con el crecimiento y la dispersión de usos urbanos, las coberturas vegetales se fragmentan y el paisaje pierde diversidad, persistiendo un número reducido de especies cultivadas, tanto agrícolas como ornamentales. La fragmentación del hábitat es definida como el proceso donde la superficie de la cobertura con propiedades de hábitat para la biodiversidad es dividida en parches más pequeños -llamados fragmentos-, los cuales se encuentran aislados unos con otros y contenidos dentro de una matriz de cobertura diferente a la que originalmente presentaba el hábitat (Fahrig, 2003; Santos & Tellería, 2006; Cagnolo & Valladares, 2011).

En paisajes de interfase urbano rural, el hábitat natural es sólo un remanente del original y para sobrevivir las especies tienen que usar las diferentes coberturas disponibles, como las agrícolas y residenciales (Muñoz-Jiménez, López-Acosta, & Villegas-Patracá, 2019). La disponibilidad de áreas hábitat para la biodiversidad en estos paisajes, se relaciona con la diversidad de elementos presentes, la combinación espacial de diferentes coberturas del suelo y su conectividad (Zaccagnini, Wilson, & Oszust, 2014). Es posible entonces que, en ciertas interfases el paisaje actual se conforme por una matriz agrícolas con fragmentos de vegetación natural y de coberturas urbanizadas imbricadas en la matriz.

El estudio de la dinámica y evolución del paisaje permite establecer relaciones entre las transformaciones de su estructura y las características funcionales (Burel & Baudry, 2002; Torrejón & Cisternas, 2002; Gautam et al., 2003; Nagendra et al., 2004; Torrejón et al., 2004; Bender et al., 2005 en Peña Cortés et al., 2006). Estos análisis pueden realizarse a partir de mapas de coberturas del suelo o "land cover" en diferentes lapsos temporales.

Como fue comentado en el capítulo 2, Lunlunta se ubica en la zona periurbana del Área Metropolitana del oasis Norte de Mendoza (AMM). Por el crecimiento disperso de la ciudad, su paisaje se ha transformado conformándose en un territorio de interfase urbano rural. Según Roitman (2000) el surgimiento de la urbanización dispersa en Lunlunta, así como en otros sectores del AMM, se produjo a partir de los años noventa en coincidencia al desarrollo de las políticas neoliberales que gobernaron desde ese momento en la Argentina.

El análisis temporal del paisaje en el periodo abarcado entre el comienzo de la urbanización dispersa y la actualidad permitirá conocer las etapas del proceso de fragmentación y de qué manera la conformación de la interfase urbano rural, ha impactado en la composición y configuración del paisaje. Esta información resulta fundamental para la planificación y gestión de los territorios de interfase evitando que se agudicen procesos de pérdida y fragmentación de coberturas que ofrecen condiciones de hábitat a la biodiversidad funcional y otras funciones ecosistémicas; en pos del desarrollo de modelos de base agroecológica que conserven biodiversidad y aporten a la sostenibilidad de la agricultura.



Para esto, se plantean la siguiente hipótesis y objetivo de trabajo:

Hipótesis 1: Se registra un retraimiento de coberturas naturales y agrícolas del suelo y un aumento de la superficie cubierta con usos urbanos en Lunlunta en el periodo 1990 - 2021.

Hipótesis 2: El paisaje actual se conforma por fragmentos de vegetación natural y de coberturas urbanizadas insertas en una matriz de cobertura agrícola. La superficie ocupada por coberturas de vegetación natural es menor que la ocupada por usos agrícolas y urbanos del suelo.

Objetivo específico: Describir las transformaciones del paisaje de Lunlunta en el periodo 1990 - 2021.

Metodología

Mapas de coberturas del suelo

El mapa de cobertura de la tierra o “land cover” es una representación de la cobertura biofísica de la superficie de la tierra por lo que también es llamado mapa de cobertura del suelo. La información sobre la cobertura del suelo ha sido utilizada en muchas aplicaciones científicas y en temas de agricultura, ecología, gestión del agua, salud pública, gestión de riesgo, sociología, geografía, entre otros (Office for Outer Space Affairs - United Nations, s.f.). Los mapas de cobertura de suelo se utilizan también para realizar análisis multitemporales, por ejemplo, en la elaboración de informes de cambios en los ecosistemas a escala nacional o internacional. Son, además, una herramienta valiosa para la toma de decisiones en el ordenamiento territorial, donde se requieren mapas a escalas menores.

Para la elaboración de estos mapas se clasifican las coberturas en categorías, por ejemplo, distintos cultivos, áreas urbanas, áreas con vegetación natural, bosques, lagos y lagunas, entre otras. Estas categorías se definen en función del interés estudiado y de los objetivos del mapa. Los mapas de cobertura se obtienen a partir de la clasificación de imágenes satelitales. Para generar mapas de cobertura terrestre regionales, se utilizan imágenes ópticas de alta resolución de las misiones Sentinel, Landsat, SPOT-4/5, IRS LISS III y RapidEye (Office for Outer Space Affairs - United Nations, s.f.).

Los procesos de clasificación se basan en la asignación de una clase (o categoría) de cobertura, a cada píxel de la imagen satelital en función de su reflectancia espectral analizada. Para dicha clasificación se pueden aplicar varias metodologías y softwares comerciales o de código abierto como QGIS. El proceso metodológico estándar se basa en que el usuario adquiera las imágenes satelitales y elija el método de análisis que considere más apropiado para la información que está tratando de generar. En este trabajo se utilizaron imágenes de los satélites Landsat y se realizó una clasificación supervisada siguiendo la secuencia metodológica de la Figura 6.

Figura 7. Diagrama de flujo de la metodología utilizada para la obtención de mapas de cobertura del suelo. Elaboración propia.

Clasificación supervisada



Clasificación supervisada

La clasificación de imágenes satelitales es uno de los procesos de tratamiento de datos espectrales más comúnmente aplicados para generar mapas temáticos (Paruelo et al., 2014). Las clasificaciones incluyen técnicas cuantitativas que permiten automatizar y reemplazar el análisis visual de las imágenes, mejorando su precisión. Los métodos tradicionales de clasificación involucran dos alternativas: no supervisada, también denominada automática y supervisada o semiautomática. La clasificación supervisada considera las propiedades de la imagen satelital (especialmente la longitud de onda) en áreas de muestra, para entrenar un algoritmo en la identificación de píxeles con reflectancia/ absorción espectral similar y asignarlos a las clases de cobertura correspondientes.

También pueden obtenerse mapas de coberturas del suelo, a través de un proceso totalmente automatizado, donde un algoritmo genera clases de cobertura en función de la reflectancia/ absorción espectral de los píxeles de toda la imagen. Por lo que este proceso se denomina clasificación no supervisada. La desventaja del mapeo semiautomático es que depende de la habilidad del usuario y del número de muestras utilizadas para entrenar el algoritmo o software. Por su parte, las clasificaciones no supervisadas pueden dar como resultado errores en paisajes únicos donde las características específicas no caen dentro del patrón de reflexión estándar (Office for Outer Space Affairs - United Nations, s.f.).

En este trabajo se realizó una clasificación supervisada, ya que se contaba con conocimiento de campo para definir las coberturas del suelo (Arriagada Aguilera, 2014). Según Chuvieco (2002), la clasificación supervisada se compone de tres etapas consecutivas: entrenamiento, asignación y evaluación. En la fase de entrenamiento se genera el algoritmo de clasificación, presentando



las categorías de cobertura del suelo a través de los valores de sus descriptores (bandas e índices espectrales considerados). Para ello, se utiliza información de sitios representativos de cada una de las clases o categorías definidas en la leyenda de clasificación, proveniente de relevamientos de campo (muestras de entrenamiento) (Chuvienco, 2002). En la fase de asignación el algoritmo distribuye cada uno de los píxeles del área de estudio, en una de las clases de cobertura en función de los valores de los descriptores considerados. Finalmente, en la evaluación o validación, el algoritmo comprueba la coincidencia de los valores otorgados a cada píxel con la realidad de campo a través de un porcentaje de las muestras de entrenamiento.

Definición de las coberturas del suelo

Como ya fue mencionado, las coberturas del suelo representan los materiales presentes sobre la superficie terrestre. La leyenda del mapa de coberturas del suelo incluye las referencias a las categorías o clases de coberturas del suelo que se definen en la investigación para el entrenamiento del algoritmo y la asignación de valor a los píxeles del área de estudio.

La elección de la leyenda estuvo condicionada principalmente por el conocimiento de las coberturas existentes en Lunlunta, los antecedentes y el objetivo específico que es abordado en este capítulo. Se definieron cuatro coberturas del suelo: agrícola, urbano, seminatural y vegetación natural considerando que a partir del análisis temporal de estas cuatro coberturas -denominadas aquí macroclases o clases de análisis-, se podrá dar cuenta de las transformaciones territoriales acaecidas en el área de estudio.

Durante el entrenamiento del algoritmo se buscó diferenciar tantas clases como fuera posible para que el clasificador tuviera una mejor predictibilidad y alcanzar una mayor precisión en la clasificación. Por esto, se decidió dividir las macroclases en *subclases operativas* que presentan diferentes valores de reflectancia. En la definición de estas clases operativas se tuvo en cuenta que sean excluyentes entre sí. La experiencia empírica adquirida en las sucesivas clasificaciones determinó la leyenda final (Tabla 1). Sin embargo, para responder a los objetivos de este análisis se utiliza la diferenciación en macroclases, como se podrá observar en los resultados.

Tabla 1. Categorías de coberturas del suelo en el distrito de Lunlunta. Elaboración propia.

Macroclases "clases de análisis"	Descripción	Subclases "clases operativas"
Agrícola	Cultivos agrícolas intensivos perennes,	Frutales



	principalmente viticultura con sistema de conducción en espaldero y sistemas mixtos de espaldero de vid y olivos. También representa cultivos de frutales, vides en sistema de conducción tipo parral, montes de olivos y de olivos con frutales.	<p>Olivos</p> <p>Sistema mixto de olivos y frutales</p> <p>Sistema mixto de olivos y vides</p> <p>Vides en parral</p> <p>Vides en espaldero</p>
Urbano	Área urbana con una baja densidad de ocupación. Incluye country-golf y barrios privados, áreas públicas de recreación como plazas y otras infraestructuras urbanas. También incluye caminos.	<p>Urbano</p> <p>Cancha de golf ubicada en barrio country</p>
Seminatural	Contiene los espacios con suelo desnudo o con muy baja cobertura de vegetación herbácea espontánea (menor al 30%), en diferentes niveles de sucesión. Corresponde a cultivos abandonados y desmontados en proceso de loteo.	Suelo desnudo o con muy baja cobertura herbácea espontánea.
Natural o Nativa	Corresponde a coberturas vegetales autóctonas, principalmente arbustos y hierbas xerofíticas. Arbustales abiertos con coberturas menores al 65%, comunidad dominada por especies de la familia Zigophyllaceae con menor abundancia de especies arbustivas y pastizales (Roig, F. A., Roig-Juñent, S., & Corbalán, V., 2009)	Vegetación nativa



Definición del “stack” de clasificación

Se entiende por stack de clasificación al conjunto apilado, ordenado y estructurado de datos espaciales que se utilizarán como insumo o “input” en la clasificación supervisada. Se trabajó con las imágenes de los satélites Landsat que son de acceso gratuito, cubren el periodo temporal escogido y tienen una resolución adecuada para los objetivos de esta investigación.

Los Landsat son una serie de satélites construidos y puestos en órbita por los EE. UU para la observación en alta resolución de la superficie terrestre, en el marco de un programa desarrollado por la NASA y el USGS (Servicio Geológico de Estados Unidos). El primer satélite de este grupo fue lanzado en julio del año 1972 y el último fue el Landsat 8, puesto en órbita en febrero de 2013. Estos satélites obtienen imágenes de toda la superficie de la Tierra a una resolución de 30 metros aproximadamente una vez cada dos semanas (Zhu et al., 2019; Google Developers, n.d.). Para esta tesis se utilizaron imágenes de Landsat 5 (lanzado en 1984 y en servicio hasta 2011) y de Landsat 8. No se utilizaron las imágenes del Landsat 7 (en órbita desde 1999), ya que las mismas presentan fallas a partir del año 2003.

Se seleccionaron las imágenes de la colección correspondientes al distrito de Lunlunta y a los años de estudio, con una cobertura de nubes menor al 40%. Además, se realizó una inspección visual, descartando también aquellas imágenes con cobertura de nubes sobre el área de estudio. Las imágenes con las que se trabajó fueron descargadas del repositorio de imágenes perteneciente a <https://earthexplorer.usgs.gov/> (Tabla 2).

Se definió el año 1990 como momento inicial de análisis. La elección de esta fecha responde al inicio de los cambios en el paisaje traccionados por las políticas neoliberales aplicadas en la década del noventa en Argentina. Para la provincia de Mendoza, dichas políticas condujeron a la reestructuración del sector frutícola, vitivinícola y agroindustrial con el fin de obtener frutas y vinos finos para el mercado externo (Chazarreta, 2019). Además, como comenta Roitman (2000), también es en este periodo el comienzo de la expansión difusa de la urbanización del AMM.

Para el análisis temporal se eligió un intervalo de 10 años para conseguir que se visualicen fácilmente los cambios en las coberturas del paisaje. A su vez, se seleccionaron imágenes de los meses de verano, siendo ésta la temporada de mayor frecuencia de precipitaciones y mayor expresión vegetativa lo que también mejora la discriminación de clases.

Tabla 2. Imágenes Landsat utilizadas en el proceso de clasificación. Elaboración propia.

Imagen (ID)	Satélite	Fecha	Path	Row
-------------	----------	-------	------	-----

LT05_L1TP_232083_19910103_20200915_02_T1	Landsat 5 LT05_L1TP (TM)	03/01/1991	232	083
LT05_L2SP_232083_20010114_20200906_T1	Landsat 5 LT05_L2SP (TM)	14/01/2001		
LT05_L2SP_232083_20101225_20200823_02_T1	Landsat 5 LT05_L2SP (TM)	25/12/2010		
LC08_L2SP_232083_20210121_20210307_02_T1	Landsat 8 LC08_L2SP (OLI)	21/01/2021		

El stack utilizado en las clasificaciones, además de las bandas espectrales de las imágenes Landsat de las fechas seleccionadas, se componía por **índices espectrales**. Se calculó un conjunto de índices espectrales para cada una de las imágenes de la colección con el objetivo de aumentar la información disponible para el clasificador y mejorar la separabilidad de las clases de la leyenda.

Los índices espectrales son combinaciones de bandas que permiten diferenciar píxeles en función de alguna característica de reflectancia en particular. Se utiliza la combinación de índices dado que no existe ninguno con un acierto del 100% en la diferenciación de las coberturas y a medida que se agregan estos descriptores al entrenamiento del algoritmo, se obtiene una mejor predictibilidad en la fase de asignación.

Dadas las coberturas de suelo seleccionadas para caracterizar las transformaciones territoriales del área de estudio, se escogieron *Índices de vegetación* cuya función es medir la actividad vegetativa de las plantas en función de su respuesta espectral y atenuar los efectos de otros componentes como el suelo, la iluminación, el contenido de humedad, etc. (NDVI, SAVI, TVI, TTVI, CTVI, DVI, RVI, NRVI) e *Índices de edificación o construcción* para registrar las coberturas urbanas: UI y NDBI (Tabla 3). Según Celemín y Arias (2022), el verdor de la vegetación y la superficie del terreno edificada son los dos factores más importantes para estudiar los procesos de urbanización, tanto de expansión como de densificación.



Los índices de vegetación (VI) son múltiples y se han popularizado en el estudio de la cubierta vegetal de paisajes del mundo y en el análisis de variables biofísicas en bosques naturales y cultivos agrícolas (Lemenkova, 2020). Los índices de vegetación más utilizados se desarrollan a partir de las bandas del infrarrojo cercano (NIR, radiación reflejada en la longitud de onda 800 nm) y el rojo (RED, radiación reflejada en la longitud de onda 670 nm). La reflectancia roja (o visible) es sensible al contenido de clorofila y la reflectancia en el infrarrojo cercano es sensible a la estructura mesofílica de las hojas. En un píxel dado, cuanto mayor sea la diferencia entre las reflectancias roja e infrarroja cercana, mayor será la cantidad de vegetación verde presente, mientras que pequeñas diferencias indican que ese píxel contiene principalmente suelo desnudo u otros materiales no verdes.

Si bien estos índices están diseñados para realzar las coberturas vegetales minimizando otros materiales, los resultados no son perfectos, ya que otros factores distintos de la cantidad de vegetación pueden afectar a sus valores, por ejemplo: efectos atmosféricos, ángulos de visión y de iluminación, la calibración del sensor, el agua y las capa de nieve, los materiales de fondo, la composición de la imagen y las características topográficas del paisaje, como la pendiente y el relieve, entre otros. Cada Índice de Vegetación tiene sus limitaciones, por esto se recomienda aplicar varios índices para un análisis más preciso de la vegetación (Mróz & Sobieraj, 2004; Escribano Rodríguez, Hernández Díaz-Ambrona & Tarquis Alfonso, 2014; Lemenkova, 2020).

Por su parte los índices de edificación se basan en que, si bien las zonas urbanizadas se componen de una cantidad heterogénea de materiales, presentan una respuesta capaz de ser unificada en contraste con otras coberturas del suelo como áreas vegetadas o cuerpos de agua. El comportamiento de las zonas urbanizadas en el rango de Rojo, Infrarrojo cercano e infrarrojo de onda corta (SWIR) permite su distinción (Chiarito, Zimmermann & Méndez Zacarías, 2018; Celemín & Arias, 2022).

La respuesta espectral de las coberturas construidas es la característica que da base al desarrollo de los índices de edificación. Existen diferentes índices para determinar las áreas edificadas a partir de imágenes satelitales, cada uno tiene su propio conjunto de potenciales e inconvenientes y ninguno ha obtenido una precisión mucho mayor que el resto, por lo que existen numerosos índices para determinar áreas urbanizadas (Celemín & Arias, 2022).

Los índices normalizados NDBI (Normalized Difference Building Index) y el UI (Urbanization Index) se calculan a partir de las bandas Infrarrojo cercano (NIR) e Infrarrojo de onda corta (SWIR). El índice NDBI, junto a otros como el índice NDVI y el índice UI son una vía de análisis territorial en estudios urbanísticos, infraestructuras y la evolución de las ciudades. Su principal limitación es la confusión con suelos desnudos debido a la cercanía espectral de la construcción con tierras desnudas, pero, por otro lado, son fáciles de implementar (Sinha et al., 2016 en Celemín & Arias, 2022).

La selección de los índices que se incorporaron al stack se realizó a partir de trabajos antecedentes de clasificaciones supervisadas de la zona (del Barrio et al., 2020; Sosa Leguizamón, 2020; Rojas et al., 2020) y de otras regiones del país: Nolasco et al. (2016) en Córdoba; Buzzi et al. (2017) realizado en la Patagonia y Baldini et al. (2021) en Buenos Aires (Tabla 3).

Tabla 3. Descripción de los índices espectrales seleccionados para el stack de clasificación. Elaboración propia.

ÍNDICES DE VEGETACIÓN		
Índice	Fórmula de cálculo	Descripción
Índice de vegetación de diferencia normalizada	$NDVI = \frac{NIR - Red}{NIR + Red}$	<p><i>Normalized Difference Vegetation Index.</i></p> <p>Permite identificar la presencia de vegetación verde y caracterizar su distribución espacial (Mróz & Sobieraj, 2004). Muy utilizado en todo el mundo principalmente para cartografiar la vegetación.</p> <p>Para su cálculo se utilizan dos bandas: el infrarrojo cercano (NIR) y la banda roja (Red). Siempre oscila entre -1 y +1. Cuanto más cercano a +1 sea su valor, indica cobertura vegetal sana y vigorosa (Chatterjee & Majumdar, 2022).</p>
Índice de vegetación ajustado al suelo	$SAVI = \frac{NIR - Red}{NIR + Red + L} (1 + L)$	<p><i>Soil Adjusted Vegetation Index.</i></p> <p>Este índice ha sido desarrollado para minimizar la influencia del suelo desnudo, por lo que se utiliza en estudios de análisis de vegetación en etapas de crecimiento inicial o vegetación dispersa. Es una buena alternativa en territorios donde exista una baja densidad vegetal y la exposición de la superficie del suelo sea relevante, como es el caso del área de estudio. Para su cálculo se utilizan las mismas bandas que para el NDVI, introduciendo el factor L.</p> <p>Este factor es encargado de amortiguar la presencia del suelo a través de valores comprendidos entre 0 (para</p>

		zonas con gran densidad vegetal) y 1 (para zonas con escasa densidad vegetal). Suelos medianamente expuestos adoptarán un valor de factor L igual a 0,5 por defecto (Huete, 1988 en Buzzi, Rueter & Ghermandi, 2017).
Índice de vegetación de relación simple	$SR \text{ o } RVI = \frac{NIR}{Red}$	<p><i>Simple Ratio or Ratio Vegetation Index (SR or RVI)</i></p> <p>Es un índice de vegetación simple que fue propuesto por Richardson & Wiegand (1977). Se utiliza para la estimación de biomasa vegetal, al igual que los demás índices de vegetación.</p> <p>Muestra valores altos para la vegetación y bajos para otros tipos de cobertura del suelo. Los valores de RVI para suelos desnudos suelen estar cerca de 1; a medida que aumenta la cantidad de vegetación verde en un píxel, aumenta RVI. Para el caso de este índice, sus valores no están acotados a un valor máximo y puede aumentar mucho más allá de 1.</p>
Índice de vegetación de cociente normalizado	$NRVI = \frac{RVI + 1}{RVI - 1}$	<p><i>Normalized Ratio Vegetation Index</i></p> <p>Este índice está basado en la normalización matemática de RVI. Obteniéndose valores que permiten distinguir mejor la vegetación del suelo y funcionar de una manera más regular estadísticamente (Lemenkova, 2020).</p>
Índice de vegetación transformado	$TVI = \sqrt{NDVI + 0,5}$	<p><i>Transformed Vegetation Index</i></p> <p>Se utiliza para eliminar valores negativos del NDVI y transformar sus histogramas de manera tal de obtener una distribución normal de los mismos (Mróz & Sobieraj, 2004).</p> <p>A diferencia del NDVI y el SAVI, no se satura y muestra una mejor linealidad en función de la tasa de cobertura vegetal (Lemenkova, 2020).</p>

Índice de vegetación transformado corregido	$CTVI = \frac{NDVI + 0,5}{ NDVI + 0,5 } * \sqrt{ NDVI + 0,5 }$	<p><i>Corrected Transformed Vegetacion Index</i></p> <p>Es una corrección del TVI, ya que este último no puede transformar los valores de NDVI que sean menores a -0,5 (Mróz & Sobieraj, 2004; Lemenkova, 2020).</p>
Índice de vegetación transformado de Thiam	$TTVI = \sqrt{ NDVI + 0,5 }$	<p><i>Thiam's Transformed Vegetation Index</i></p> <p>Es un índice que fue propuesto por Thiam (1997) que simplifica el CTVI utilizando el valor absoluto del NDVI (Mróz & Sobieraj, 2004; Lemenkova, 2020).</p>
Índice de diferencia de vegetación	$DVI = NIR - Red$	<p><i>Difference Vegetation Index</i></p> <p>Este índice permite distinguir el suelo desnudo y la vegetación con una fórmula simplificada, pero no tiene en cuenta la diferencia entre reflectancia y radiancia causada por efectos atmosféricos o sombras por lo cual su <i>aplicabilidad es limitada en cuanto a la evaluación de la vegetación.</i></p> <p>El rango de este índice es infinito. Valores cercanos a 0 indican suelo desnudo, valores negativos representan agua y aquellos positivos, vegetación (Naji, 2018).</p>
ÍNDICES DE EDIFICACIÓN		
Índice	Fórmula de cálculo	Descripción
Índice de diferencia normalizada edificada	$NDBI = \frac{SWIR\ 1 - NIR}{SWIR\ 1 + NIR}$	<p><i>Normalized Difference Built-up Index</i></p> <p>El índice NDBI es utilizado para medir las zonas urbanas, especialmente las zonas edificadas o las zonas con estructuras artificiales. Se propuso en 2003 por Zha, Gao & Ni quienes lo aplicaron para un área edificada de una ciudad de China.</p>

		<p>Al igual que el NDVI y otros índices, oscila entre -1 y +1. Un valor positivo del NDBI indica la presencia de estructuras artificiales o zonas urbanizadas y un valor inferior indica la disponibilidad de características físicas.</p> <p>En áreas de climas áridos y semiáridos el NDBI no puede distinguir entre áreas construidas y suelo desnudo con precisión (Rasul et al., 2018).</p>
Índice urbano	$UI = \frac{SWIR\ 2 - NIR}{SWIR\ 2 + VNIR}$	<p><i>Urban Index</i></p> <p>Es aplicable para evaluar cuantitativamente la urbanización para diferentes regiones y estaciones. Fue propuesto por Kawamura et al. (1998).</p> <p>Para su cálculo se normaliza las bandas NIR y SWIR 2, haciendo uso de la correlación inversa entre el brillo NIR y SWIR en áreas construidas. Basándose en que las áreas urbanas y desnudas tienen baja reflectividad en la banda NIR pero reflectividad relativamente alta en las bandas SWIR (Celemín & Arias, 2022). Puede tomar valores entre -1 y +1.</p>

Fase de entrenamiento

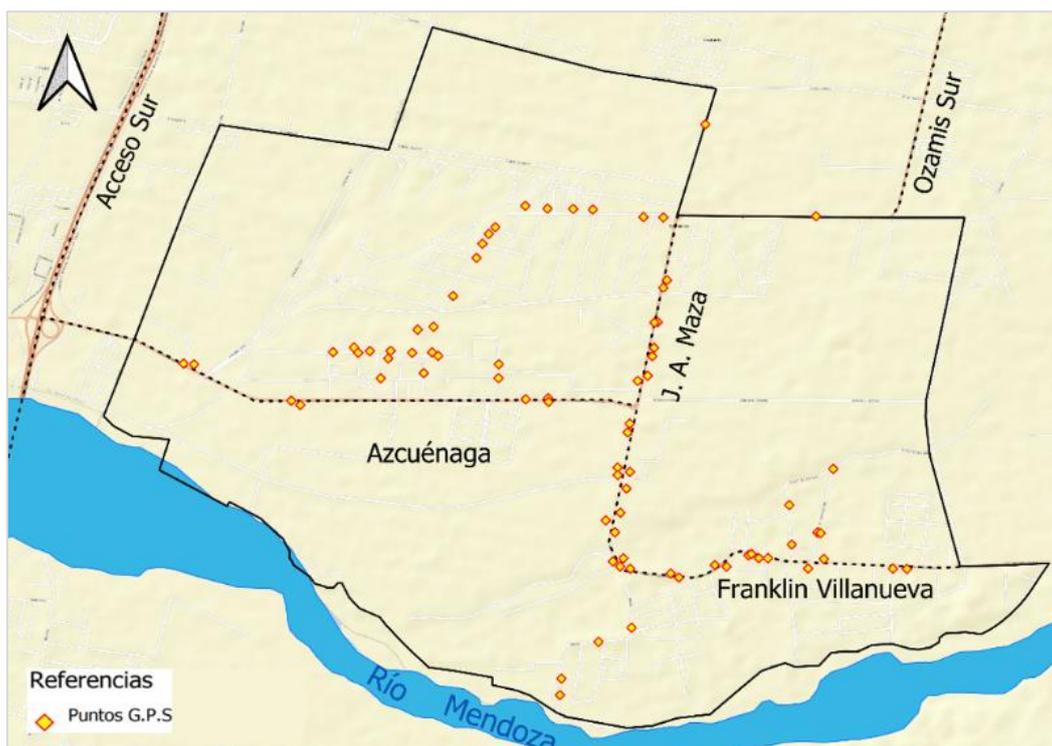
La clasificación supervisada parte de píxeles de la imagen de los que se conoce la clase de cobertura a la que pertenecen, con alta precisión (Borrás et al., 2017). Estos píxeles conocidos se denominan **muestras de entrenamiento** y pueden ser puntos o polígonos. Durante la fase de entrenamiento, se genera el algoritmo de clasificación. Para ello, se utiliza información de sitios representativos de cada una de las clases de cobertura definidas en la leyenda de clasificación. Esta información puede tomarse en relevamientos de campo o en su defecto con interpretación visual de imágenes satelitales. En este análisis, por ser multitemporal, se combinaron ambos métodos de toma de muestras de entrenamiento.

Para el entrenamiento de la clasificación del año 2021 se tomaron puntos G.P.S. consiguiendo la ubicación exacta de los tipos de cobertura en el área de estudio. El relevamiento de campo consistió en el diseño de un recorrido por el distrito de Lunlunta según las áreas en las que se encontraban las coberturas del suelo definidas en la leyenda. A campo, en cada punto de interés

se tomó la ubicación usando G.P.S. con el nombre de la cobertura presente (Figura 7). Posteriormente, esta información se cargó en el software QGIS⁹ y se dibujaron los polígonos, ayudados por el mapa base de Google Earth y una imagen Landsat correspondiente a la fecha de toma de puntos. Así se obtuvieron las muestras de entrenamiento del año 2021.

Para las clasificaciones de los años anteriores, se utilizaron como guía los puntos G.P.S del año 2021 pero la definición de los polígonos de entrenamiento se realizó a partir de interpretación visual de las imágenes Landsat junto con los índices NDVI y NDBI para diferenciar coberturas vegetales y urbanas respectivamente. En esta etapa, se consideró como supuesto que: 1) las áreas de la imagen en las que se encontraron coberturas urbanas lo continúan siendo en los años siguientes. Por lo que las muestras de entrenamiento urbanas del año 1991 se usan de guía para los años subsiguientes y así con los demás años y, 2) las áreas con mayores valores de NDVI están cubiertas con vegetación con gran expresión vegetativa que en la zona se corresponde con zonas irrigadas: jardines o agricultura.

Figura 8. Distribución de puntos de muestreo de coberturas del suelo. Elaboración propia.



⁹ QGIS (anteriormente llamado también Quantum GIS), es un Sistema de Información Geográfica (SIG) de software libre y de código abierto. Permite manejar formatos ráster y vectoriales, así como bases de datos.



Fase de Asignación

La fase de asignación, o clasificación propiamente dicha, es el proceso por el que, a cada elemento de la imagen, se le asigna una clase de cobertura del suelo basándose en los atributos de las muestras de entrenamiento (Borrás et al., 2017). Existen reglas de asignación de valor a los píxeles, que pueden agruparse en “paramétricos” y “no paramétricos”. En los métodos paramétricos, las reglas están basadas en estadísticas que comparan el píxel con la muestra espectral; mientras que los no paramétricos son independientes de las propiedades del píxel y si el píxel está incluido en los límites de la firma del descriptor será asignado a una clase. Los métodos paramétricos son más precisos, pero son más lentos de procesar. Por su parte, los métodos no paramétricos son más útiles para una primera aproximación ya que son más sencillos y rápidos de ejecutar, pero como desventajas se señala que pueden quedar píxeles sin clasificar o incluidos en más de una clase.

Se escogió el clasificador no paramétrico **Bosques Aleatorios -Random Forest** en inglés- que se cimenta en clasificadores tipo *árboles de decisión* (Borrás et al., 2017). Consiste en utilizar un gran número de árboles de decisión, que se entrenan con diferentes subconjuntos de las muestras de entrenamiento. Cada píxel del stack, se asigna a la clase estimada por un sistema de votación correspondiendo a la clase arrojada por el mayor número de árboles (del Toro Espín, Gomariz-Castillo, Cánovas-García, & Alonso- Sarría, 2015). En la clasificación de las imágenes seleccionadas, se utilizó el clasificador Random Forest Classification (ViGrA) del software libre SAGA GIS.

Fase de Evaluación

En esta etapa, se evalúa la capacidad predictiva de la clasificación realizada con el fin de mejorarla, ajustando la calidad y cantidad de muestras de entrenamiento. Este proceso puede realizarse con métodos cuantitativos y cualitativos. Dentro de los primeros, se escogió el Índice de Exactitud Global (Overall Accuracy) que resulta del cociente entre el total de píxeles correctamente clasificados y el número total de píxeles de referencia y se expresa en porcentaje. Dado que el Índice de Exactitud Global tiende a sobreestimar la bondad de la clasificación, también se calculó el coeficiente de concordancia o Índice Kappa (del Barrio et al., 2020).

El Índice Kappa representa la diferencia entre los píxeles clasificados correctamente y la máxima precisión más allá del azar. Un valor de Kappa igual a 1 indica un acuerdo pleno entre la realidad y el mapa, mientras un valor cercano a 0 sugiere que el acuerdo observado es puramente debido al azar (Paruelo et al., 2014). En relación con los valores aceptados de precisión se sugiere que la Exactitud Global debe superar el 80% y que los valores de referencia del Índice Kappa pueden considerarse: moderado, si el valor está comprendido entre 0.41 y 0.6; sustancial, entre 0.61 y 0.8; y casi perfecto entre 0.8 y 1 (Landis & Koch, 1977 en del Toro Espín et al., 2015; Nolasco et al. 2016; del Barrio et al. 2020; Sosa Leguizamón, 2020).



También se construyó la matriz de confusión que ofrece una visión general de los aciertos y desaciertos en la clasificación por cobertura del suelo. Esta matriz de doble entrada permite comparar los valores clasificados y los observados en el terreno (muestras de validación) para cada una de las clases definidas. Esta matriz tiene tantas columnas y filas como coberturas se hayan definido, donde las columnas corresponden a los valores observados a campo y los valores de las filas (en el mismo orden) a los predichos por la clasificación. Por lo tanto, un píxel correctamente clasificado estará ubicado en la diagonal de la matriz, mientras que, en cualquiera de las otras ubicaciones dentro de la matriz se tratará de errores de asignación (Paruelo et al., 2014).

Por último, es muy valiosa la validación con conocedores del área de estudio, por lo que se pueden realizar interpretaciones visuales de la clasificación para verificar el grado de ajuste con la realidad (del Barrio et al., 2020). Para los análisis de años pasados pueden utilizarse las imágenes ofrecidas en la plataforma Google Earth Pro con la herramienta Timelapse. Se destaca que esta herramienta no sólo fue utilizada para evaluar la precisión de las clasificaciones, sino también para aportar información que permite explicar los cambios en la cobertura del suelo.

Análisis temporal con métricas de paisaje

Las transformaciones del paisaje hacen referencia a la variación que sufre su estructura, en un lapso determinado (Etter, 1991). La estructura del paisaje es definida por su composición -dada por la proporción de superficie de cada cobertura del suelo- y por su configuración, medida por la forma y ubicación de los elementos en el paisaje. Para evaluar las transformaciones del paisaje de Lunlunta (Maipú, Mendoza) se optó por utilizar métricas de paisaje.

Las **métricas de paisaje** son indicadores a partir de los cuales se obtienen datos numéricos sobre la estructura de los paisajes y permiten la comparación entre distintos momentos o paisajes (Gustafson, 1998 en Vila Subirós et al., 2006). Se seleccionaron las métricas Land cover y Landscape proportion para analizar el cambio en la superficie de cada cobertura y, Number of patches e Índice de fragmentación para evaluar cambios en su configuración (Tabla 4).

Una vez obtenidos los mapas de cobertura del suelo de los años de análisis, se calcularon las métricas utilizando el complemento de Landscape Ecology Statistics (LecoS). LecoS es un plugin integrado en el marco de procesamiento de QGIS con el que se pueden calcular una gran variedad de métricas de paisaje de forma automatizada (Jung, 2013). El resultado es exportado como archivo .csv por lo que su análisis se realizó en Excel.

Los resultados se expresan en las unidades del sistema de coordenadas que se haya utilizado para la confección de los mapas de coberturas, por lo que se trabajó en el sistema WGS 84/ UTM 19 S, a fin de obtener resultados en metros. Luego, para facilitar su interpretación, se convirtieron a hectáreas o km según correspondía.

Tabla 4. Métricas de paisaje seleccionadas. Elaboración propia en base a Mc Garigal et al. (2002).

Métrica de paisaje	Funcionalidad
Land Cover/Cobertura	Equivale a la sumatoria de las hectáreas de cada parche de una clase determinada. Unidad: hectáreas.
Landscape proportion - Proporción de cobertura	Es la relación entre la superficie ocupada por cada clase de cobertura del suelo y la superficie total del paisaje. Unidad: porcentaje.
Number of Patches - Número de parches	Equivale al número de parches correspondientes a una clase de cobertura. Unidad: adimensional.
Índice de Fragmentación	Este índice relaciona la cobertura de cada clase con el número de parches, dando una idea de la fragmentación de cada clase. A mayor valor, la fragmentación aumenta, y a menor valor, la clase se encuentra más consolidada, ya que mayor área se concentra en menos parches. Unidad: adimensional.

Resultados

Se presentan a continuación los mapas resultantes de las clasificaciones supervisadas para el área de estudio junto con los índices obtenidos en la fase de evaluación. En la Figura 8 se observan los mapas de subclases o clases operativas. Estos mapas sirvieron de guía para la confección de los mapas de macroclases ya que, como se comentó en la metodología, si se consideraban únicamente las clases agrícola, urbana, natural y seminatural, no se obtenían buenos resultados de clasificación (Figura 8). Los valores de la evaluación de las clasificaciones se presentan en la Tabla 5 y corresponden a los mapas de subclases y de macroclases.

Figura 9. Mapas de cobertura del suelo de Lunlunta en el periodo 1991 – 2021 según clases operativas/subclases de cobertura. Elaboración propia.

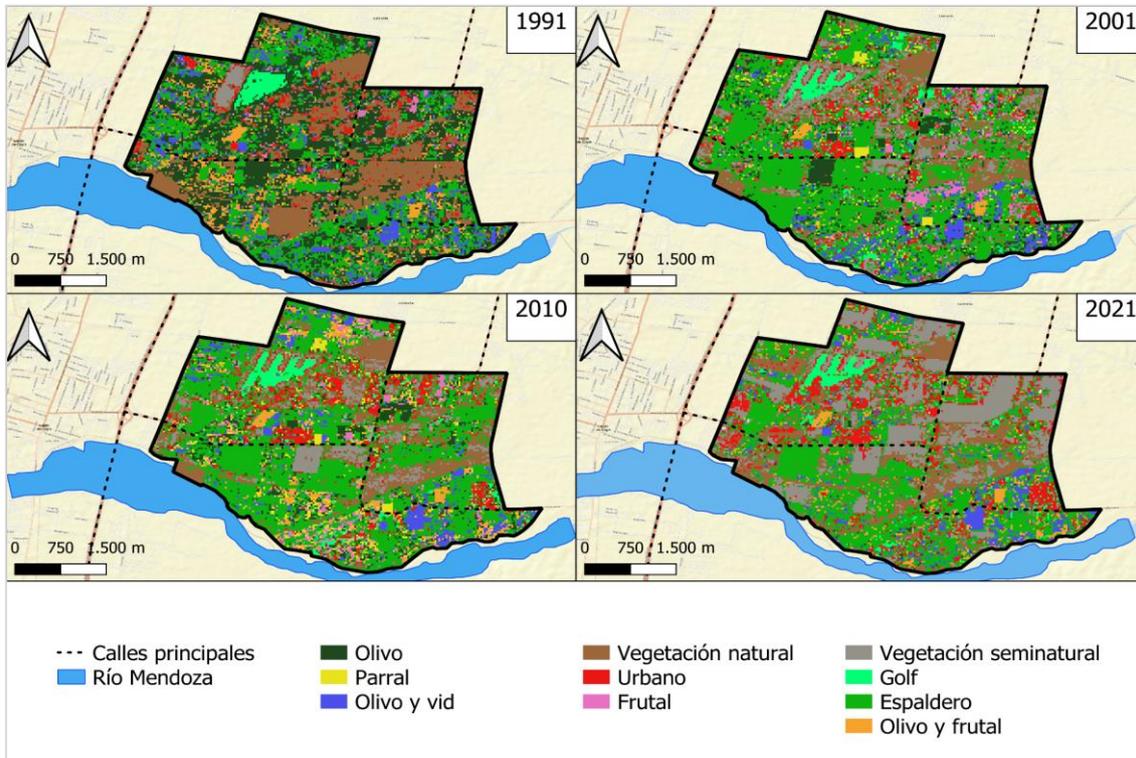


Tabla 5. Valores de los índices Overall Accuracy y Kappa para las clasificaciones de cada año analizado. Elaboración propia.

Índice	Clasificación 1991	Clasificación 2001	Clasificación 2010	Clasificación 2021
Kappa	0.9922	0.9989	0.9988	0.9995
Overall Accuracy	0.9937	0.9992	0.9991	0.9996

Las clasificaciones tuvieron una gran proporción de aciertos, lo que indica que los mapas de cobertura generados son una buena representación de las coberturas del suelo reales en los años analizados. En el Anexo 2, pueden consultarse las matrices de confusión. En las mismas se observa la elevada coincidencia obtenida entre los resultados de la clasificación y los valores de campo. El paisaje del área de estudio sufrió una gran transformación en el periodo temporal analizado (Figuras 9, 10, 11, 12 y 13).

De la interpretación visual de estos mapas y del análisis de información secundaria provista por las imágenes de Google Earth con la herramienta Timelapse, se observa que en el periodo 1991 - 2001 (Figuras 9 y 10) la zona que primero se urbanizó fue la ubicada al norte de calle Azcuénaga. Esta zona se encuentra a menor distancia del Acceso Sur -que comunica con el Área Metropolitana de Mendoza - y es dónde se ubican los barrios tradicionales de Lunlunta construidos antes de la década del noventa: Barrio Recoaro, Stein y Ciceroni. En este periodo también se observa la aparición de viviendas aisladas en la zona este de calle Maza y en la zona aldeaña a calle Franklin Villanueva, aunque en esta última las nuevas viviendas son menos.

Figura 10. Mapa de cobertura del suelo de Lunlunta (Maipú, Mendoza) del año 1991. Elaboración propia.

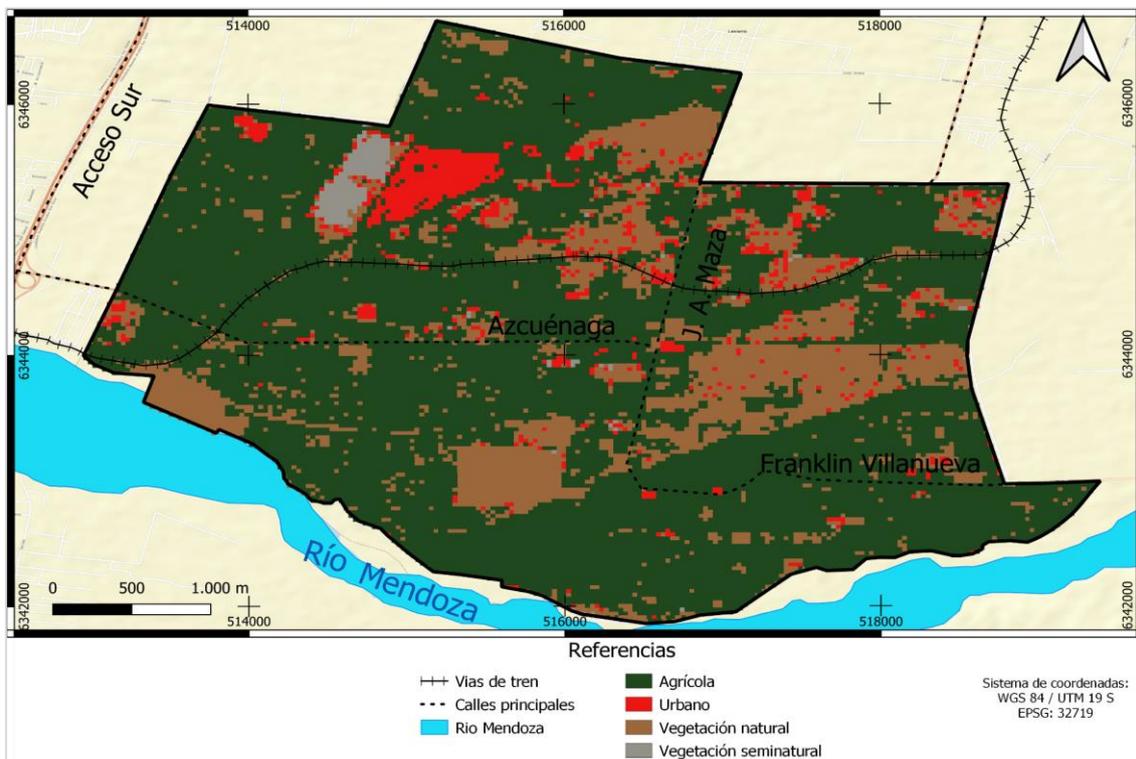
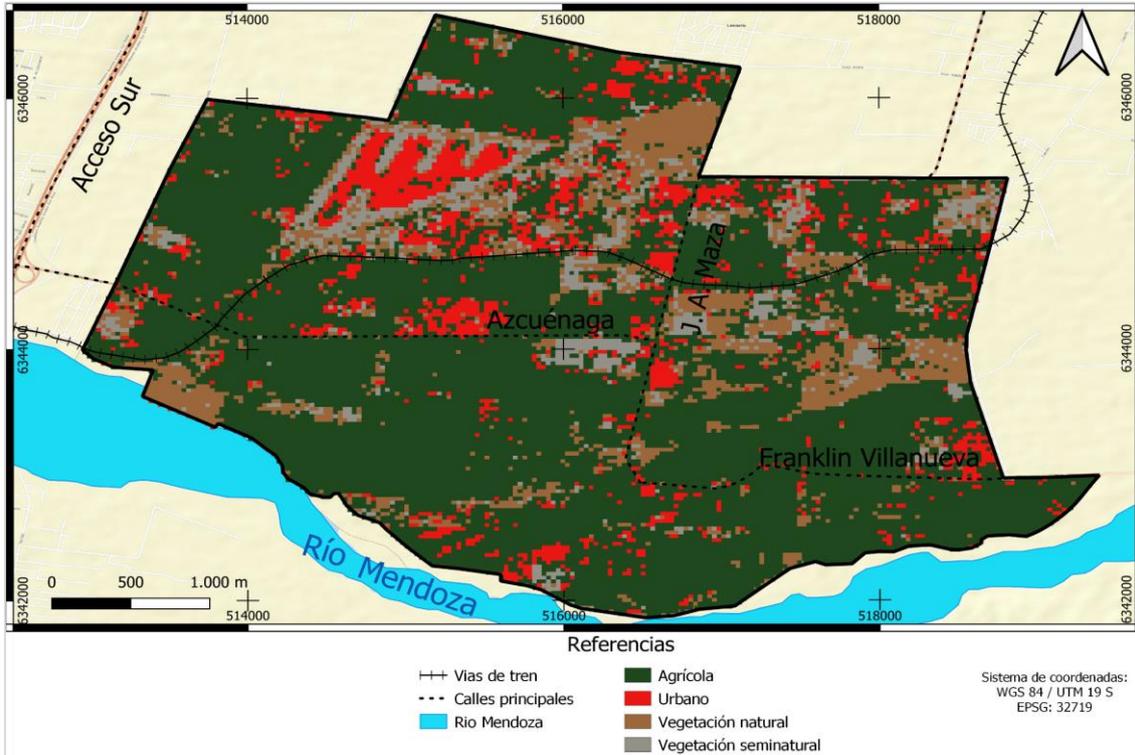


Figura 11. Mapa de cobertura del suelo de Lunlunta (Maipú, Mendoza) del año 2001.
Elaboración propia.



En la zona central del área de estudio (franja horizontal en sentido O-E ubicada al sur de calle Azcuénaga y al norte de calle F. Villanueva), durante el periodo 2001 - 2010, puede notarse el cambio de cobertura agrícola por cobertura de vegetación seminal y natural (Figuras 11 y 12). Esto corresponde, según información secundaria, al abandono de una finca importante (Figura 13). En esta década, se observa también que aparecen algunos loteos (cobertura seminal) sobre calle Azcuénaga y que las áreas urbanas que se establecieron en la década anterior aumentan ligeramente su superficie.

Figura 12. Mapa de cobertura del suelo de Lunlunta (Maipú, Mendoza) del año 2010.
Elaboración propia.

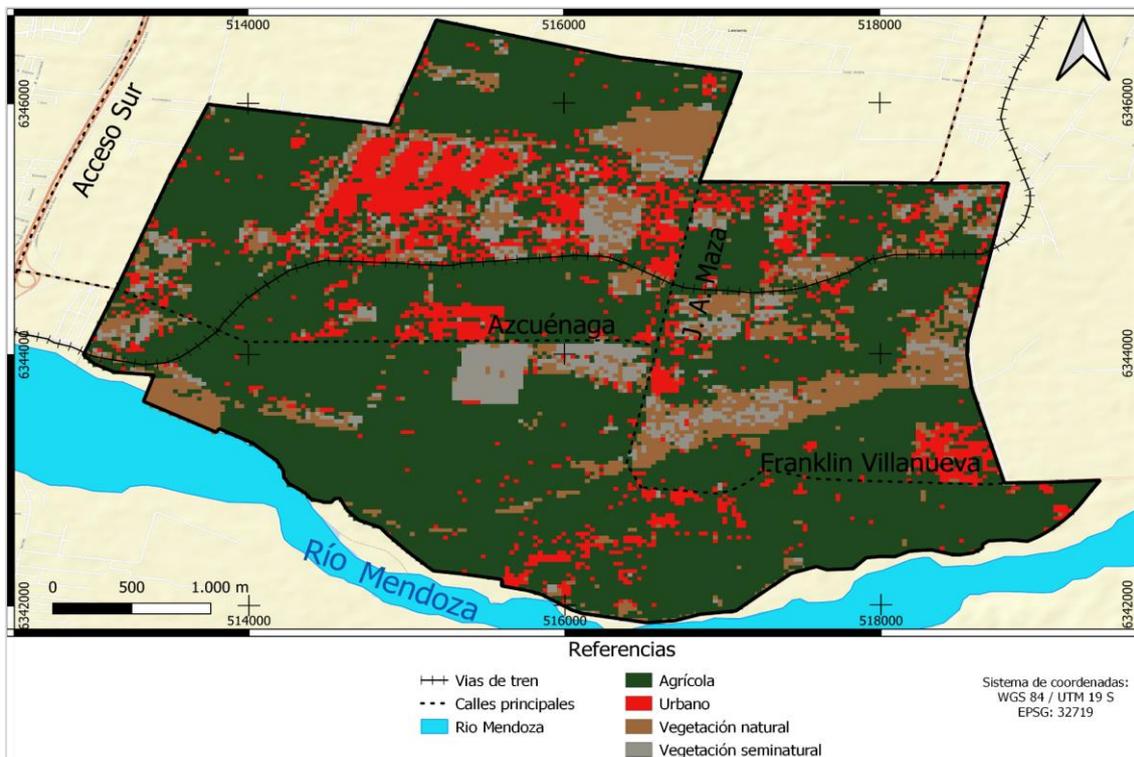


Figura 13. Mapa de cobertura del suelo de Lunlunta (Maipú, Mendoza) del año 2021.
Elaboración propia.

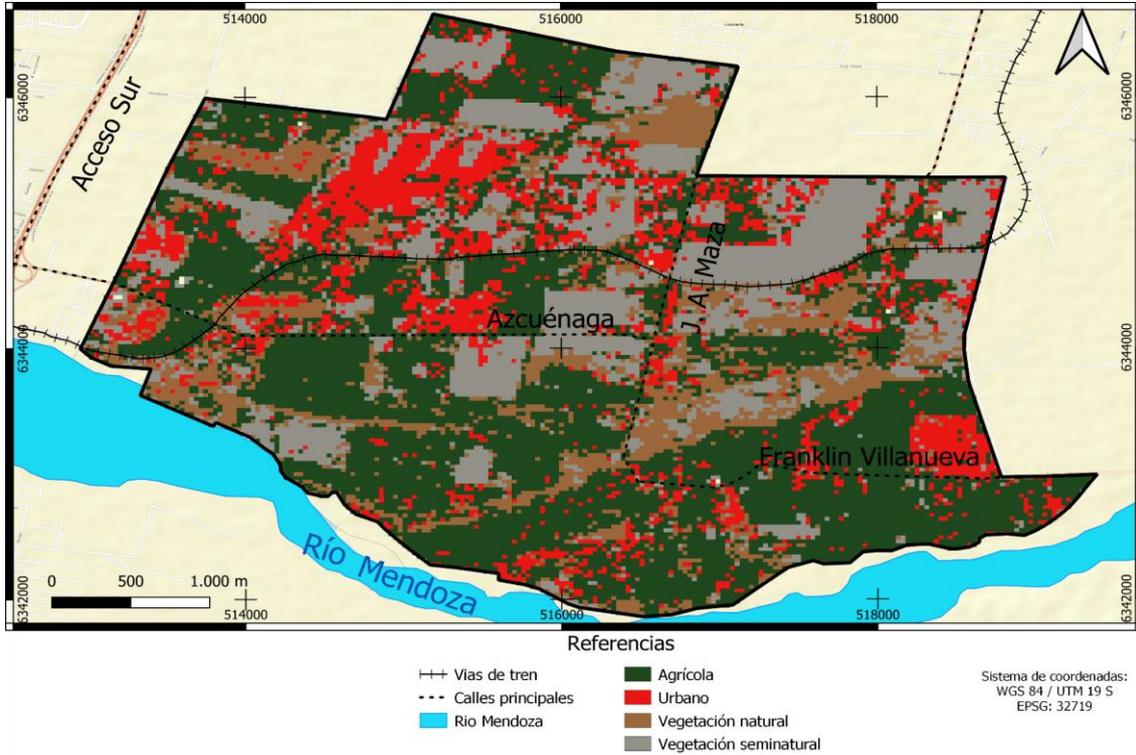


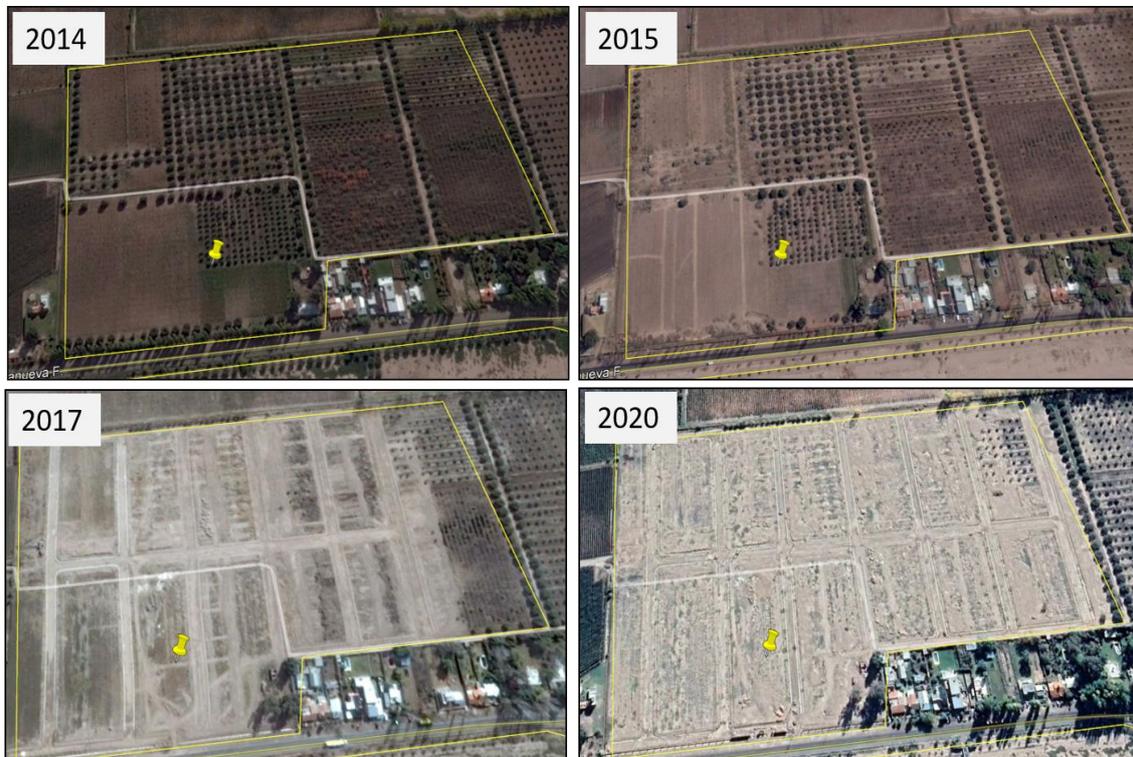
Figura 14. Imágenes de Google Earth (Timelapse) de finca de Lunlunta (Maipú, Mendoza) que se encontraba en producción en el año 2001, y abandonada en el año 2010. Elaboración propia.



Más allá de los pequeños cambios ocurridos entre 1990 y 2010, la transformación más importante en el paisaje de Lunlunta ocurrió en la última década (Figuras 11 y 12). En la actualidad (2021), gran parte de la superficie se encuentra urbanizada y en proceso de urbanización (loteos de cobertura seminatural). La zona norte de calle Azcuénaga, conserva pocos parches de cobertura agrícola y presenta una gran consolidación de los usos urbanos. Al comparar los mapas de cobertura de las cuatro fechas, puede observarse que estas áreas urbanas actualmente consolidadas son los barrios que se construyeron en las décadas anteriores y que han ido aumentando paulatinamente su superficie.

En la zona este de calle Maza prevalecen los loteos y es de esperarse que la urbanización aumente en la próxima década porque, como puede analizarse en la Figura 14, el tiempo de urbanización entre que se desmonta un cultivo, se lotea y urbaniza es de alrededor de 10 años. Esto responde a que en la zona pueden encontrarse emprendimientos urbanísticos de cooperativas de construcción y estas suelen acondicionar el terreno para la urbanización a medida que obtienen ingresos de la venta de los lotes.

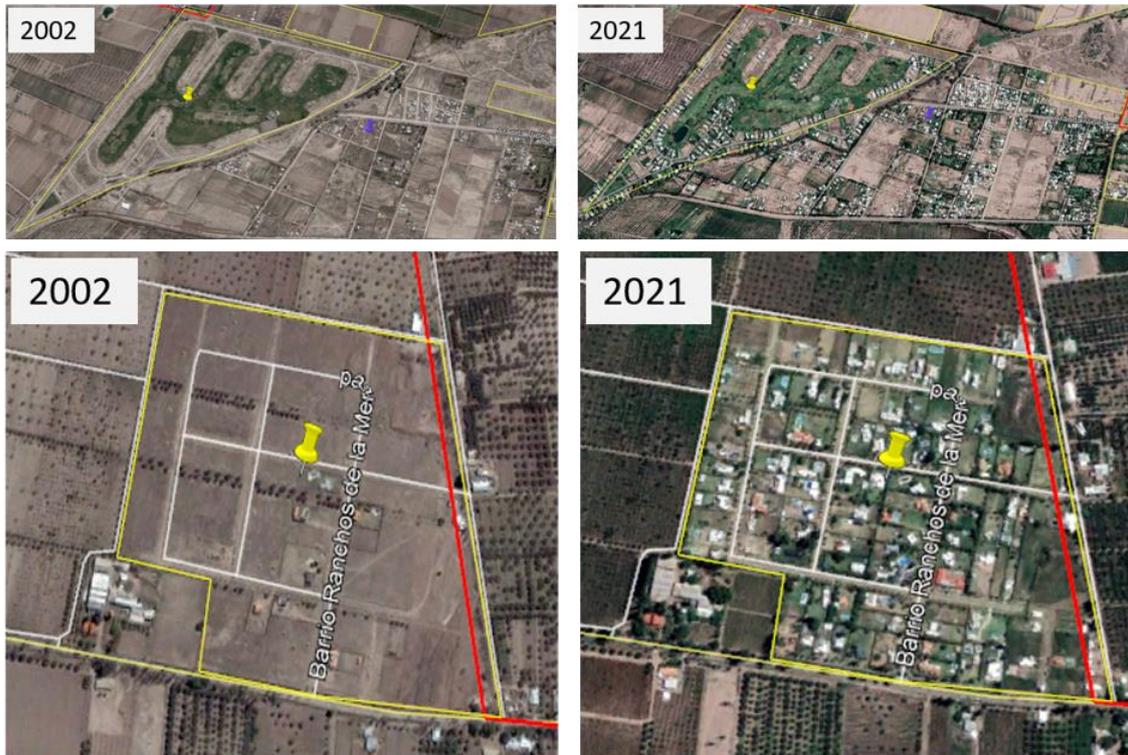
Figura 15. Ejemplo del proceso de urbanización de una finca en Lunlunta (Maipú, Mendoza). Elaboración propia.



Nota: Barrio cerrado 13 de septiembre, ubicado en calle Azcuénaga, esquina con Maza. Loteado y comercializado por una cooperativa de construcción.

Por su parte, la zona sureste del paisaje se conserva con gran superficie agrícola, pero han aumentado las viviendas aisladas y se ha consolidado el único barrio cerrado que existe en la zona (Ranchos de La Merced). En la Figura 15 se muestra la transformación de los barrios *Country Golf La Vacherie* y barrio público *Recoaro*, ubicados en el área norte de calle Azcuénaga, y el barrio cerrado *Ranchos de La Merced*, hacia el sur del ferrocarril, sobre calle Franklin Villanueva.

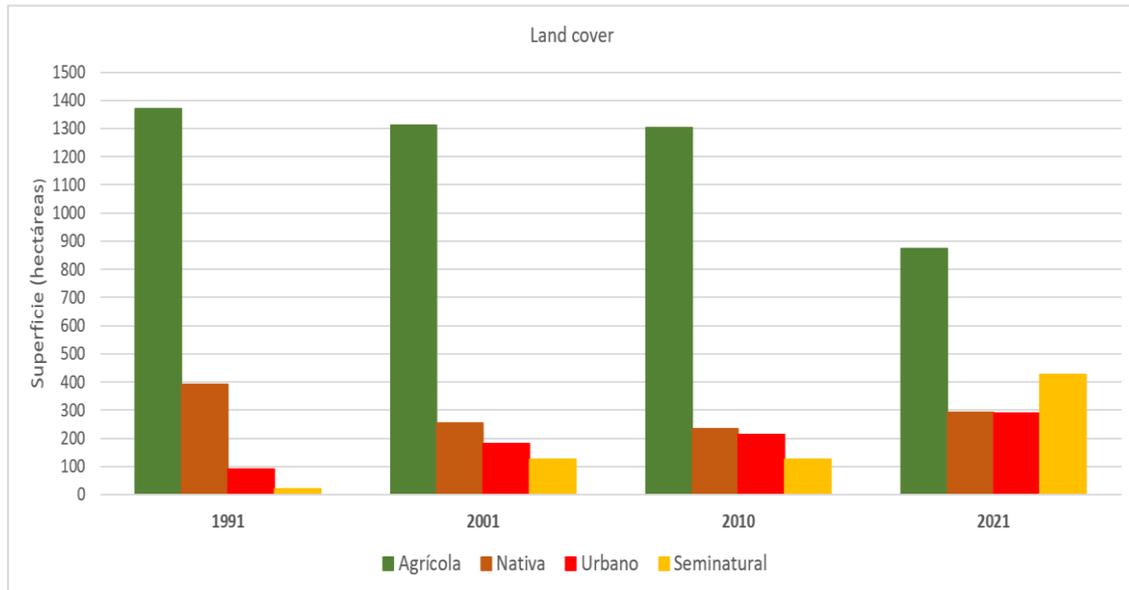
Figura 16. Ejemplo de densificación y consolidación de urbanizaciones públicas y privadas en Lunlunta (Maipú, Mendoza). Elaboración propia.



Nota: En las imágenes de arriba, el pin amarillo señala el Golf Country La Vacherie y el pin azul el Barrio Público Recoaro. Las imágenes de abajo corresponden al Barrio Cerrado Ranchos de la Merced.

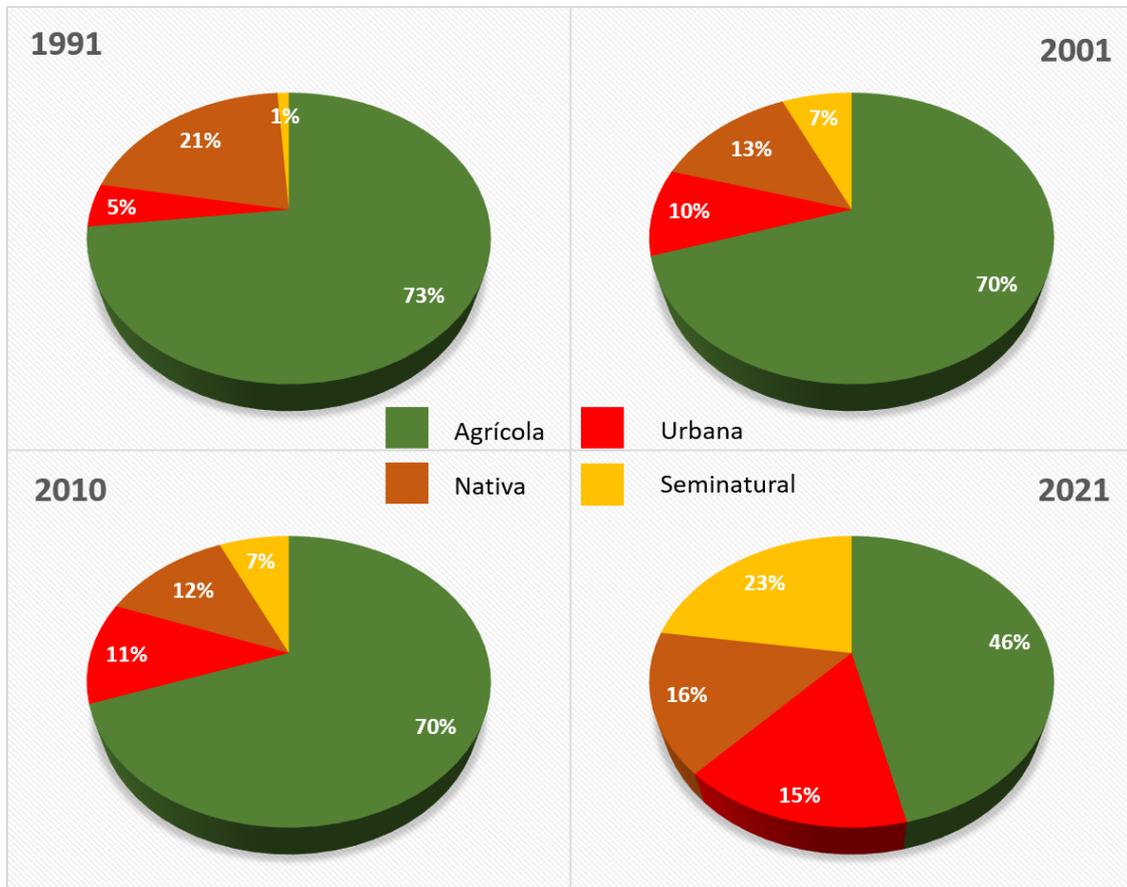
El análisis temporal con las métricas de paisaje Land cover y Landscape proportion se realizó en relación a la superficie ocupada por cada cobertura del suelo y, a partir del cálculo de Number of patches y del Índice de fragmentación se evaluó la distribución espacial de las coberturas del suelo. En coincidencia con la interpretación de los mapas de coberturas, en las Figuras 16 y 17 puede observarse que el aumento de la superficie urbana se mantuvo durante todo el periodo analizado, siendo menor el incremento en el periodo 2001 - 2010.

Figura 17. Variación de superficie ocupada por las macroclases en el periodo de estudio (en hectáreas). Elaboración propia.



La cobertura agrícola es la que mayor proporción de superficie del paisaje ocupa más allá de haberse mantenido en retracción durante todo el periodo analizado y haber sufrido un gran descenso en la última década. La superficie con vegetación nativa disminuyó en este periodo y pasó de ser la segunda cobertura en relación con la proporción de superficie ocupada, a compartir el tercer lugar junto con la cobertura urbana en el año 2021. Por su parte, la cobertura seminatural tuvo dos momentos de expansión: el primero en el intervalo 1991-2001 en el que aumentó 30 ha (del 1 al 7% de la superficie total) y el segundo, en la última década en la que aumentó 300 ha, pasando de cubrir el 7% al 23% del total del paisaje (Figura 17).

Figura 18. Variación de la proporción de superficie ocupada por las macroclases en el periodo 1991-2021 (en %). Elaboración propia.



El cambio neto que sufrió la superficie de cada cobertura para el periodo analizado (Figura 18), evidencia que la expansión urbana, conformada no solo por la cobertura urbana sino también por la cobertura seminal, se ha dado a costa de tierras agrícolas. En los últimos 30 años, mientras que la cobertura urbana y seminal aumentó en alrededor de 600 hectáreas, la superficie agrícola disminuyó en 500 hectáreas.

Por otro lado, la transformación en la distribución espacial de los elementos que componen a cada cobertura se analizó con las métricas Número de parches (NP) (Figura 19) e Índice de Fragmentación (IF) (Figura 20). Los resultados indican que, mientras la **cobertura agrícola** perdía superficie, aumentaba la cantidad de parches ocupados por la superficie remanente. Este proceso fue más importante en la primera y última décadas analizadas.

Al analizar el Índice de Fragmentación (IF) la cobertura agrícola ha sufrido una progresiva fragmentación en el periodo analizado y, además, dicho proceso se incrementó, al igual que lo señalan lo demás indicadores, en la última década (Figura 20).

Figura 19. Cambio neto en la superficie (en hectáreas) de las macroclases de coberturas del suelo de Lunlunta (Maipú, Mendoza) en los años 1991, 2001, 2010 y 2021. Elaboración propia.

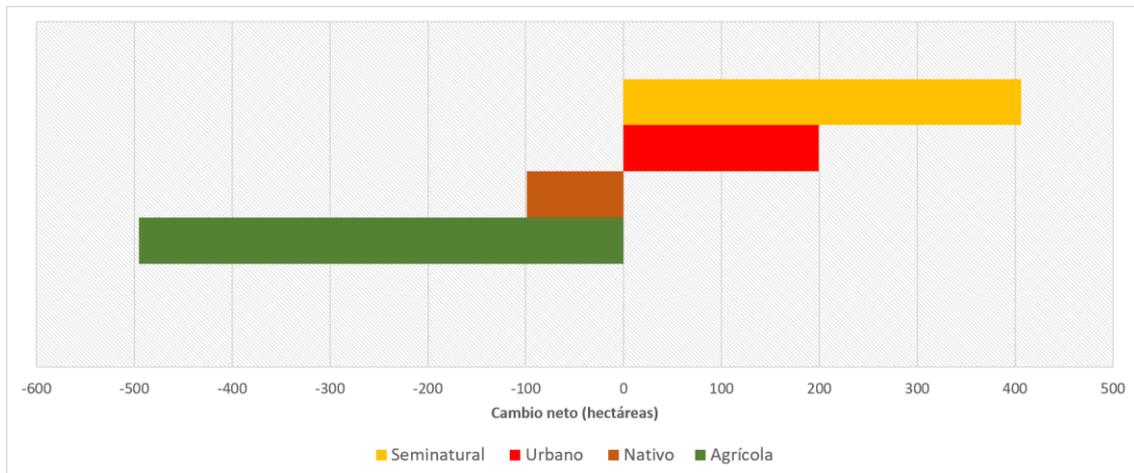
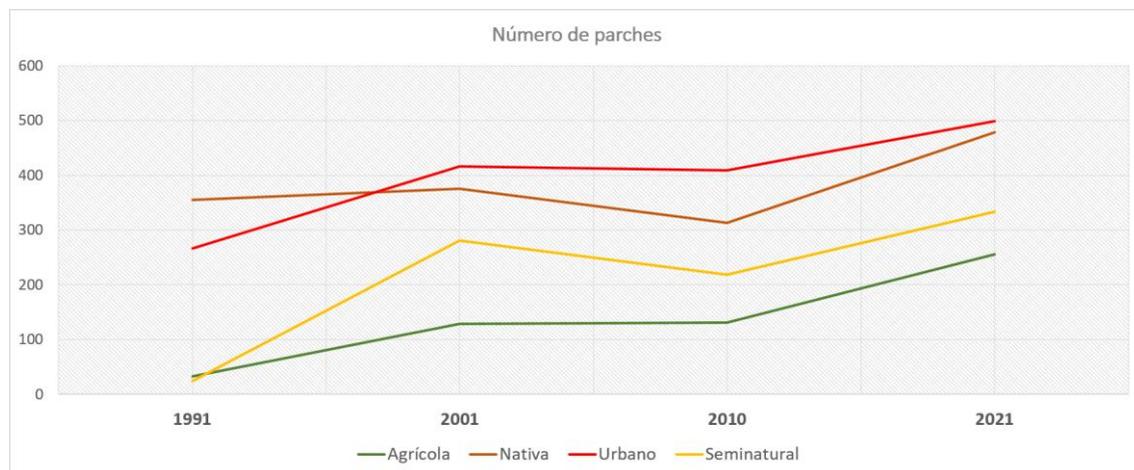


Figura 20. Variación del número de parches para las macroclases Agrícola, Urbano, Seminars y Nativo a lo largo del período de estudio en Lunlunta (Maipú, Mendoza). Elaboración propia.



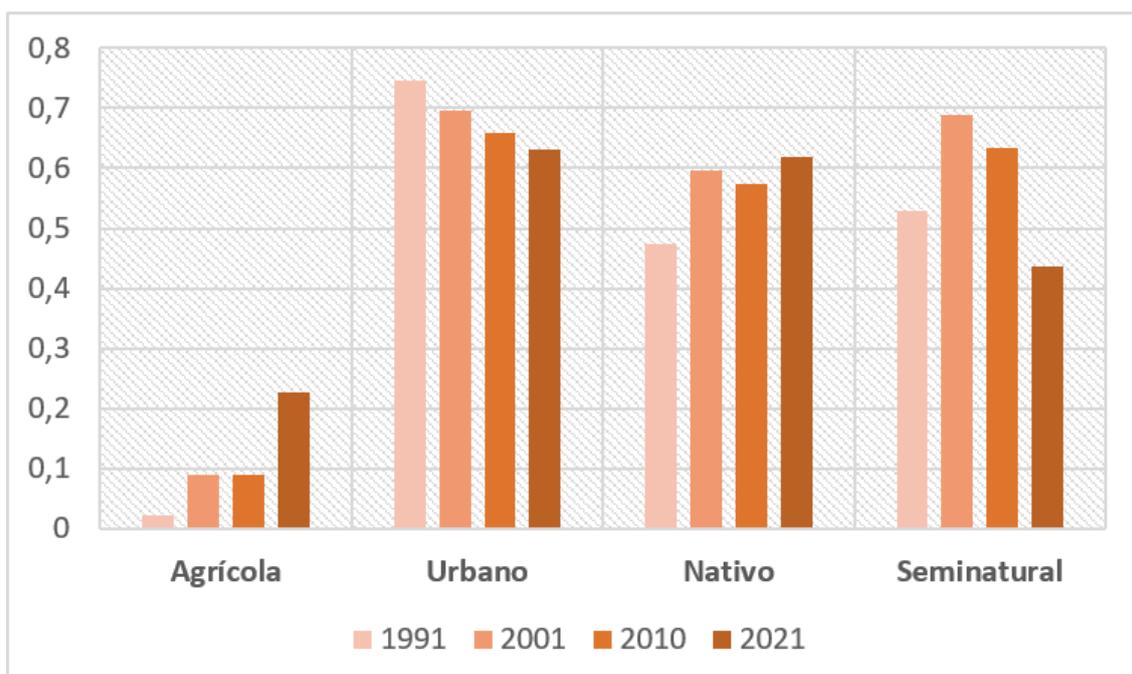
Con relación a su configuración espacial, la **cobertura urbana** se transformó de dos maneras: en un primer momento (1991 - 2001) el aumento de la superficie se dio junto con un gran aumento en el número de parches, pasando de 267 parches en el año 1991, a 416 parches en 2001 (Figura 19). Mientras que en el lapso 2010 - 2021, el aumento de la superficie urbanizada -que fue mayor que en el primer lapso- se dio con un menor aumento del número de parches. Se destaca que es esta cobertura la que mayor cantidad de parches presenta y, como pudo observarse en los mapas de coberturas, estos parches se encuentran localizados en ciertos sectores del paisaje.

Por su parte, el IF muestra la tendencia de disminución de la fragmentación de la cobertura urbana señalando su densificación (Figura 20).

La **cobertura seminatural** también da una idea del proceso de urbanización que ha sufrido el paisaje de Lunlunta. En la Figura 18, puede observarse el gran aumento en superficie que ha tenido esta cobertura desde el año 1991, y en las Figuras 16 y 17 puede notarse que, si bien el aumento fue paulatino hasta el año 2010, en la última década el área cubierta por estos usos del suelo se incrementó en un 16 %. Esta cobertura tuvo un comportamiento similar a la cobertura urbana en cuanto a la distribución de esta en el paisaje, en la primera década aumentó la cantidad de parches, luego se sostuvo y finalmente aumentó, pero en relación con la superficie incrementada este aumento es menor (Figura 19). Esto puede interpretarse como un crecimiento de los parches existentes o la unión de parches que antes se encontraban aislados. Además, los valores del Índice de fragmentación indican que desde el año 2001 la fragmentación de esta cobertura ha ido disminuyendo (Figura 20).

Finalmente, la **cobertura nativa** entre el año 1991 y 2010 evidencia una gran disminución de la superficie y una pequeña disminución en el número de parches, pasando de 355 a 313 parches en dicho periodo. Sin embargo, desde el año 2010, se produjo un aumento importante en el número de parches, indicando el proceso de fragmentación. Esto condice con el aumento en el valor del IF, que pasa de 0.47 en el año 1991, a 0.62 en el año 2021.

Figura 21. Valores del índice de fragmentación para las macroclases de cobertura del suelo de Lunlunta (Maipú, Mendoza) en los años 1991, 2001, 2010 y 2021. Elaboración propia.





Facultad de
Ciencias Agrarias
y Forestales



UNIVERSIDAD
NACIONAL
DE LA PLATA

Nota: Valores cercanos a cero se relaciona con una baja fragmentación; cuando el valor es igual a uno, señala una máxima fragmentación.



Discusión

La pérdida de tierras agrícolas y naturales ubicadas cerca de las ciudades es una de las consecuencias más alarmantes de la expansión urbana en todo el mundo (Al Tarawhwnen, 2014; Martellozzo et al., 2014; Martellozzo et al., 2018). En el área de estudio el crecimiento de la cobertura urbana y la consecuente pérdida de superficie agrícola y natural pudo observarse con claridad para el periodo 1991-2021.

Varios autores sostienen han estudiado que el uso del Índice de diferencia normalizada edificada (NDBI) no es preciso para la identificación de superficies construidas en zonas áridas y semiáridas debido a que las coberturas del suelo de estas regiones tienen características espectrales diferentes de otras regiones climáticas, por lo que algunos índices que fueron propuestos y evaluados en zonas más húmedas no son adecuados para climas secos (Qian, Zhou & Hou, 2007; Rasul, Balzter & Smith, 2015; Rasul et al., 2018).

As-Syakur, et al. (2012) proponen un índice espectral superador del NDBI para zonas áridas: el Índice mejorado de acumulación y desnudez (EBBI) que permite diferenciar con mayor precisión las superficies construidas del suelo desnudo. En futuras investigaciones, que comprendan áreas urbanas de mayor tamaño, o en los que se busque conocer con exactitud la evolución del área construida, sería importante considerar este índice en el stack de clasificación. Para esta tesis, el proceso de urbanización que logró describirse con los mapas de coberturas es coincidente con los antecedentes de la región y suficiente para los objetivos de investigación.

En Lunlunta el crecimiento de la superficie urbana y seminatural -que corresponde principalmente a loteos-, comenzó con algunas viviendas aisladas sobre calle Azcuénaga que posteriormente se fueron rodeando de otras. Esto condice con lo que señala Roitman (2000) del proceso de urbanización del área periurbana del Área Metropolitana de Mendoza. La autora explica que durante la década de los 90' aquellas viviendas que funcionaban como segundas residencias o casas de veraneo se transformaron en residencia permanente gracias a las mejoras en las obras de infraestructura vial y los avances en materia de comunicaciones que facilitaron habitar en zonas alejadas del núcleo urbano.

Para el área de estudio la cercanía a la Ruta Nacional 40, llamada Acceso Sur, y la relativa corta distancia a la Ciudad de Mendoza (20 km por acceso), parecen ser los principales factores locales que condujeron al avance de las urbanizaciones ya que, como expresa Roitman (2000), "la buena y rápida accesibilidad desde el lugar de residencia permanente es una condición imprescindible [para que se instalen nuevos barrios en zonas no urbanas y esto convierte] "zonas antiguamente alejadas, en zonas cercanas" aumentando las posibilidades de urbanización (p.7-8).

Para el área periurbana de la ciudad de Córdoba, Giobellina y Céliz (2015), advierten que el crecimiento urbano responden a un fenómeno de *viviendización* y explican que se produce una "ocupación de los suelos con viviendas que no están acompañadas proporcionalmente de los



atributos que configuran una “ciudad” (infraestructuras, servicios, equipamientos, espacio público de calidad, movilidad e interconexiones eficientes, etc.)” y que esto atenta contra la calidad de vida y el desarrollo humano (p.2).

A pesar de esto, los nuevos habitantes de las áreas de interfase urbano rural escogen vivir en estas zonas por una creciente valorización de los espacios naturales en los entornos de residencia y la idea de mejor calidad de vida que esto supone y, también como estrategia frente al aumento de la sensación de inseguridad en las áreas urbanas (Perez, del Barrio, Silva Colomer, & Dalmaso, 2017). Este proceso se denomina migración por amenidades y, como consecuencia, las tierras ubicadas en áreas periurbanas han incrementado su valor, desplazando a la actividad agrícola (Rodríguez & Ghermandi, 2016; Marchant Santiago & Jara Martínez, 2017).

A esta idea, Mussetta et al. (2019) agregan que, no es solo la urbanización y sus dinámicas las que definen la forma de crecimiento de las ciudades, sino también la baja sostenibilidad de la agricultura lo que facilita el cambio de uso del suelo en estas zonas. Por esto es importante aportar estrategias que tiendan a mejorar la sostenibilidad de los sistemas agrícolas en las áreas de interfase.

En el paisaje estudiado se observa que la cobertura agrícola continúa siendo la predominante (matriz) a pesar de haber sufrido una retracción sostenida en su superficie en el periodo analizado. Este cambio en la superficie agrícola se ha producido de manera diferente en el paisaje de Lunlunta. Por un lado, la zona alta, ubicada al norte de calle Azcuénaga, es la que ha sufrido mayores pérdidas en superficie y la cobertura que persiste está fragmentada en más parches. Por otro lado, en el sector sureste (alrededor de calle Franklin Villanueva), se ha conservado mayor superficie agrícola y, aunque la fragmentación es un proceso que ocurre en todo el paisaje, puede notarse que en este sector es menor, aunque en la última década han aumentado las viviendas y se ha densificado el barrio cerrado ubicado en esta zona.

Como fue comentado en el Capítulo 2, el *Bajo Lunlunta* se caracteriza por ser una zona que goza de prestigio en la industria enológica y, por esto, el precio pagado por las uvas es mayor del pagado en otras zonas (Van den Bosch & Brés, 2021). A esto se suman los resultados del trabajo de Dalmaso et al. (2021) en el que exponen que la visión a futuro de productores vitícolas de la zona es continuar en la actividad vitícola incorporando estrategias de mejora de los ingresos con agroturismo.

Es por esto que se plantea que al menos en el sureste del distrito es importante poder restringir el avance urbano y brindar herramientas legales y financieras para sostener la agricultura ya que, como expresa Mussetta et al. (2019), “regular el uso del suelo no hará que los productores elijan quedarse ni que los desarrolladores inmobiliarios cesen la presión sobre la tierra. Regular el suelo es fundamental, pero sólo es un primer paso” (p. 172) y de no implementar estrategias para su sostenimiento no quedará cobertura agrícola en Lunlunta.



El paisaje del área de estudio presenta una gran heterogeneidad compositiva y la dinámica de transformación que pudo observarse en los resultados indica la fragmentación sostenida de las coberturas agrícolas y naturales del suelo. Cabe aclarar que en este análisis no se consideró la vegetación ribereña porque el algoritmo de clasificación no pudo diferenciarla de otras coberturas, por lo que no pudo mapearse con precisión. Sin embargo, la cobertura vegetal de la ribera del río también es natural y aportarían funciones ecosistémicas. Existen numerosos antecedentes que demuestran el rol de los ambientes naturales en provisión de funciones ecosistémicas, vinculado a su capacidad de alojar biodiversidad funcional (Weyland & Zaccagnini, 2008; Mastrangelo & Gavin, 2014; Haan, Zhang, & Landis, 2020).

Se destaca la fragmentación de la cobertura agrícola dado que representa la matriz del paisaje estudiado. Perfecto y Vandermeer (2010; 2012) plantean que la calidad de la matriz es un factor clave en la conservación de la biodiversidad en paisajes agrícolas fragmentados y que la misma dependerá del manejo que se haga de la agricultura.

Para promover un paisaje integrado y funcional para la biodiversidad y sus funciones ecosistémicas es necesario una matriz de alta calidad en la que puedan persistir fragmentos de vegetación autóctona de alta diversidad, con agroecosistemas respetuosos con la biodiversidad, es decir, con prácticas de manejo que fomentan los procesos ecosistémicos y no así el uso de insumos químicos. Con manejos de base agroecológica, la matriz posibilita la migración de los componentes de la biodiversidad entre los fragmentos del paisaje dado que minimiza el impacto negativo de la agricultura.

Conclusión

La metodología de análisis temporal de las coberturas del suelo permitió describir las transformaciones del paisaje de Lunlunta en el periodo 1990 - 2021, distinguiendo las zonas y los momentos de mayor transformación.

La urbanización y el loteo, analizado como el avance de la cobertura seminatural, fueron las transformaciones más importantes en el periodo analizado y han avanzado principalmente a costa de la cobertura agrícola pero también sobre la natural. Sin embargo, la cobertura agrícola continúa siendo la que mayor proporción de la superficie del paisaje ocupa. Por todo esto, las hipótesis no pueden ser rechazadas.

Es necesario y urgente regular el crecimiento urbano. La dinámica del paisaje de Lunlunta de los últimos 30 años señala que, de no controlar la expansión, las coberturas urbanas avanzarán sobre todo el paisaje fagocitando las coberturas agrícola y natural con la consecuente pérdida de servicios ecosistémicos importantes para la Provincia. Para esto, se propone prohibir el



cambio de uso del suelo del área sureste del distrito, dado que en esta zona pudo observarse mayor concentración de cobertura agrícola.

En las zonas del distrito que han sufrido mayor transformación se propone incentivar la consolidación de las áreas urbanas, frenando la dispersión hacia otras zonas con mayor presencia de coberturas agrícolas y naturales. Así como también en las áreas que se conservan agrícolas se aconseja mejorar la sustentabilidad de la agricultura promocionando el desarrollo de prácticas agroecológicas con incentivos económicos por la provisión de servicios ecosistémicos. Por su parte, dado que la cobertura natural se encuentra en una situación alarmante por la retracción en superficie y el aumento de la fragmentación, se propone conservar y restaurar el parche de vegetación nativa ubicado en la zona central del área de estudio que tiene dimensiones importantes en relación a los demás parches del paisaje.

Para contar con la biodiversidad funcional necesaria para sostener las prácticas agroecológicas en el paisaje es importante mejorar la calidad de la matriz agrícola y conservar los fragmentos de vegetación natural que aún persisten. La calidad de la matriz se mejora disminuyendo el uso de agroquímicos y biodiversificando. Por lo tanto, la promoción de la agroecología es a su vez, destinataria y promotora de la biodiversidad del paisaje y sus funciones ecosistémicas.

Se plantean como líneas futuras de investigación el análisis de coberturas del suelo con imágenes satelitales de mayor resolución espacial y la incorporación al análisis de otras coberturas del suelo importantes como es la vegetación de ribera que no pudo discriminarse en la escala temporal y espacial definidas en esta tesis.



Bibliografía

- Al Tarawneh, W. M. (2014). Urban Sprawl on Agricultural Land (Literature Survey of Causes, Effects, Relationship with Land Use Planning and Environment) A Case Study from Jordan (Shihan Municipality Areas). *Journal of Environment and Earth Science*, 4(20), 97–125. Retrieved from <http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.854.4601&rep=rep1&type=pdf>
- Arriagada Aguilera, V. E. (2014). Comparación de algunos índices de paisaje obtenidos de cartografía elaborada en forma digital y analógica, sobre una imagen del satélite FORMOSAT-2, para el área de la carta IGM La Unión. Universidad Austral de Chile.
- As-Syakur, A. R., Adnyana, I. W. S., Arthana, I. W., & Nuarsa, I. W. (2012). Enhanced built-up and bareness index (EBBI) for mapping built-up and bare land in an urban area. *Remote sensing*, 4(10), 2957-2970.
- Avendaño-Leadem, D., Cedeño-Montoya, B., & Arroyo-Zeledón, M. S. (2020). Integrando el concepto de servicios ecosistémicos en el ordenamiento territorial. *Revista Geográfica de América Central*, 2(65), 63–90. <https://doi.org/10.15359/rgac.65-2.3>
- Baldini, C., Marasas, M. E., & Drozd, A. A. (2021). Three decades of landscape change across the largest peri-urban horticultural region of Argentina: urban growth, productive intensification and the need for resilient landscape management. *Journal of Environmental Planning and Management*, 1–40. <https://doi.org/10.1080/09640568.2021.1947787>
- Borràs, J., Delegido, J., Pezzola, A., Pereira, M., Morassi, G., & Camps-Valls, G. (2017). Clasificación de usos del suelo a partir de imágenes sentinel-2. *Revista de Teledeteccion*, 2017(48), 55–66. <https://doi.org/10.4995/raet.2017.7133>
- Buzzi, M. A., Rueter, B. L., & Ghermandi, L. (2017). Múltiples índices espectrales para predecir la variabilidad de atributos estructurales y funcionales en zonas áridas. *Ecología Austral*, 27(1), 055–062. <https://doi.org/10.25260/ea.17.27.1.0.315>
- Celemin, J. P., & Arias, M. E. (2022). Relationship between densification and NDVI loss. A study using the Google Earth Engine at local scale. *Environmental and Socio-Economic Studies*, 10(3), 33–42. <https://doi.org/10.2478/enviro-2022-0015>
- Cagnolo, L., & Valladares, G. (2011). Fragmentación del Hábitat y Desensamble de Redes Tróficas. *Ecosistemas*, 20(2), 68–78.
- Chatterjee, U., & Majumdar, S. (2022). Impact of land use change and rapid urbanization on urban heat island in Kolkata city: A remote sensing based perspective. *Journal of Urban Management*, 11(1), 59-71.
- Chazarreta, A. (2019). Transformaciones recientes de las actividades vitivinícolas en Argentina y avance del agronegocio, 1990-2010. *Revista Latinoamericana de Estudios Rurales*, 4(7).



- Chiarito, E., Zimmermann, E., & Méndez Zacarías, S. (2018). Metodologías para la estimación del coeficiente de escurrentía en áreas urbanizadas mediante teledetección. *Cuadernos Del CURIHAM*, 24(1), 25–36. <https://doi.org/10.35305/curiham.v24i0.126>
- Chuvieco, E. (2002). *Fundamentos de Teledetección Espacial*. (Tercera Ed). Madrid, España.: Ediciones Rialp S. A.
- Dalmasso, C., Lettelier, M. D., Brés, E., Silva Colomer, J., Gudiño, J., del Barrio, L., ... Perez, M. A. (2021). Transformaciones territoriales y producción vitícola en el oasis norte de Mendoza Una mirada desde los productores. (M. A. Perez & C. Dalmasso, Eds.). Buenos Aires: Ediciones INTA.
- del Barrio, L., Sosa, P., Suklje, M., Otta, S., Collado, R., D'Amario, J., ... Aloy, G. (2020). Clasificación de coberturas de suelo de la Cuenca del río Tunuyán Superior. (Martín Perez & A. Bacaro, Eds.). Buenos Aires: Ediciones INTA.
- del Toro Espín, N., Gomariz-Castillo, F., Cánovas-García, F., & Alonso- Sarría, F. (2015). Comparación de métodos de clasificación de imágenes de satélite en la cuenca del río Argos (región de Murcia). *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles* (67) p. 327–348.
- Escribano Rodríguez, J. A., Hernández Díaz-Ambrona, C. G., & Tarquis Alfonso, A. M. (2014). Selección de índices de vegetación para la estimación de la producción herbácea en dehesas= Selection of vegetation indices to estimate pasture production in dehesas. *Pastos*, 44(2), 6-18.
- Etter, A. (1991). Introducción a la ecología del paisaje: Un Marco de Integración para los Levantamientos Ecológicos. <https://doi.org/10.13140/2.1.4464.5121>
- Fahrig, L. (2003). Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 34(1), 487–515. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419>
- Fang, Q., Hong, H., Zhao, L., Kukulich, S., Yin, K., & Wang, C. (2018). Visible and Near-Infrared Reflectance Spectroscopy for Investigating Soil Mineralogy: A Review. *Journal of Spectroscopy*, 2018. <https://doi.org/10.1155/2018/3168974>
- Giobellina, B., & Céliz, Y. (2015). Agricultura urbana y periurbana, patrimonio agrario para la sustentabilidad de las ciudades. Lecciones aprendidas: del periurbano de Valencia al periurbano de Córdoba. Seminario de Innovación Territorial. Lecciones Aprendidas, 2014.
- Google Developers. (n.d.). Earth Engine Data Catalog. Retrieved from <https://developers.google.com/earth-engine/datasets/catalog/landsat>
- Gurrutxaga San Vicente, M., & Lozano Valencia, P. (2008). Ecología del Paisaje. Un marco para el estudio integrado de la dinámica territorial y su incidencia en la vida silvestre. *Estudios Geográficos*, LXIX(265), pp.519-543.
- Haan, N. L., Zhang, Y., & Landis, D. A. (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>
- Hanski, I. (2011). Habitat loss, the dynamics of biodiversity, and a perspective on conservation. *Ambio*, 40(3), 248–255.
- Jung, M. (2013). LecoS - A QGIS plugin for automated landscape ecology analysis.
<https://doi.org/10.7287/peerj.preprints.116v2>
- Kawamura, M., Jayamanna, S., Tsujiko, Y., & Sugiyama, A. (1998). Comparison of urbanization of four Asian cities using satellite data. *Doboku Gakkai Ronbunshu*, 1998(608), 97-105.
- Lemenkova, P. (2020). Hyperspectral Vegetation Indices Calculated by Qgis Using Landsat Tm Image: a Case Study of Northern Iceland. *Advanced Research in Life Sciences*, 4(1), 70–78.
<https://doi.org/10.2478/arls-2020-0021>
- Marchant Santiago, C., & Jara Martínez, A. (2017). "Me voy a la montaña a vivir otra vida". Motivaciones y expectativas de migrantes de amenidad y la búsqueda del imaginario verde y del "buen vivir" en la Araucanía andina. In R. Sánchez, R. Hidalgo, & F. Arenas (Eds.), *Reconociendo las geografías de América Latina y el Caribe*. (Serie GEOI, pp. 133–157). Santiago de Chile: Instituto de Geografía, Pontificia Universidad Católica de Chile.
- Mc Garigal, K., Cushman, S. A., Neel, M.C. & Ene, E. (2002) FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps. Amherst: University of Massachusetts. <http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>
- Martellozzo, F., Landry, J. S., Plouffe, D., Seufert, V., Rowhani, P., & Ramankutty, N. (2014). Urban agriculture: A global analysis of the space constraint to meet urban vegetable demand. *Environmental Research Letters*, 9(6). <https://doi.org/10.1088/1748-9326/9/6/064025>
- Martellozzo, F., Amato, F., Murgante, B., & Clarke, K. C. (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>
- Mastrangelo, M. E., & Gavin, M. C. (2014). Impacts of agricultural intensification on avian richness at multiple scales in Dry Chaco forests. *Biological Conservation*, 179(October), 63–71. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.08.020>
- Matellanes Ferreras, R. (5 de mayo, 2018). Cálculo de índice NDBI para análisis urbanísticos. Gis&Beers. Recuperado de: <http://www.gisandbeers.com/calculo-indice-ndbi-analisis-urbanisticos/>.
- Matteucci, S., & Buzai, G. (1998). *Sistemas Ambientales complejos: herramientas de análisis espacial*. (EUDEBA, Ed.) (Primera ed). Buenos Aires.
- Mróz, M., & Sobieraj, A. (2004). Comparison of several vegetation indices calculated on the basis of a seasonal spot vs time series, and their suitability for land cover and agricultural crop identification. *Technical Sciences*, 7, 44 - 45.



- Muñoz Aguayo, P. (2013). Apuntes de Teledetección: Índices de vegetación. CIREN (Centro de Información de Recursos Naturales).
- Muñoz-Jiménez, O., López-Acosta, J. C., & Villegas-Patraca, R. (2019). Diversidad y estructura vegetal en un paisaje antropizado de La Venta, Juchitán, Oaxaca, México. *Acta Botanica Mexicana*, (126). <https://doi.org/10.21829/abm126.2019.1413>
- Mussetta, P. C., Dalmaso, C., Pérez, M. A., & Lettelier, M. D. (2019). El ordenamiento territorial frente al debilitamiento de los espacios agrícolas periurbanos. Aportes para repensar los desafíos de la política en el caso del Área Metropolitana de Mendoza. *RevIISE. Universidad Nacional de San Juan. Facultad de Ciencias Sociales.*, 14(14), 161–175. Retrieved from www.reviise.unsj.edu.ar
- Naji, T. A. (2018, May). Study of vegetation cover distribution using DVI, PVI, WDV indices with 2D-space plot. In *Journal of Physics: Conference Series* (Vol. 1003, No. 1, p. 012083). IOP Publishing.
- Naveh, Z. (1991). Some remarks on recent developments in landscape ecology as a transdisciplinary ecological and geographical science. *Landscape Ecology*, 5(2), 65–73.
- Nolasco, M., Willington, E., & Bocco, M. (2016). Uso del suelo agrícola: comparación entre series temporales e imágenes satelitales individuales para su clasificación. *Revista de Investigaciones de La Facultad de Ciencias Agrarias-UNR*, 26(2012), 017–021.
- Office for Outer Space Affairs - United Nations. (s.f.). UN-SPIDER Knowledge Portal. Retrieved from <https://www.un-spider.org/es/enlaces-y-recursos/fuentes-de-datos/daotm-mapas-cobertura-suelo>
- Paruelo, J. M., Dibella, C., & Milkovic, M. (2014). Percepción remota y sistemas de información geográfica: sus aplicaciones en agronomía y ciencias ambientales. Ediciones Hemisferio Sur.
- Peña Cortés, F. ., Ebolledo, G. O. R., Ermosilla, K. A. H., Auenstein, E. N. H., Ertrán, C. A. B., Chlatter, R. O. S., & Apia, J. A. T. (2006). Dinámica del paisaje para el período 1980-2004 en la cuenca costera del Lago Budi, Chile. Consideraciones para la conservación de sus humedales. *Ecología Austral*, 16(1), 183–196. Retrieved from <http://www.sciencedirect.com/science/article/B6V18-50CVPW8-1/2/1e400326705ff3af87ee168671d2d4d0>
- Perez, M., del Barrio, L., Silva Colomer, J., & Dalmaso, C. (2017). La interfase urbano-rural en las provincias de Mendoza y San Juan. In J. Vitale, M. Saavedra, S. Ledesma, E. Cittadini, & C. Dalmaso (Eds.), *Observatorios territoriales para el desarrollo y la sustentabilidad de los territorios*. (pp. 35–43). Buenos Aires: INTA Ediciones.
- Perfecto, I., & Vandermeer, J. (2010). The agroecological matrix as alternative to the land-sparing/agriculture intensification model. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 107(13), 5786–5791. <https://doi.org/https://doi.org/10.1073/pnas.0905455107>



- Perfecto, Ivette, & Vandermeer, J. (2012). Separación o integración para la conservación de biodiversidad: la ideología detrás del debate “land-sharing” frente a “land-sparing.” *Ecosistemas*, 21(1–2), 180–191. Retrieved from <http://hdl.handle.net/10045/23857>
- Pickett, S., Cadenasso, M., Grove, J., Boone, C., Groffman, P., Irwin, E., ... Warren, P. (2011). Urban ecological systems: Scientific foundations and a decade of progress. *Journal of Environmental Management*, 92(3), 331–362.
- Qian, J., Zhou, Q., & Hou, Q. (2007, August). Comparison of pixel-based and object-oriented classification methods for extracting built-up areas in arid zone. In *ISPRS workshop on updating Geo-spatial databases with imagery & the 5th ISPRS workshop on DMGISs (Vol. 8, pp. 163-171)*. China: Urumchi, Xingjizng.
- Rasul, A., Balzter, H., & Smith, C. (2015). Spatial variation of the daytime Surface Urban Cool Island during the dry season in Erbil, Iraqi Kurdistan, from Landsat 8. *Urban climate*, 14, 176-186.
- Rasul, A., Balzter, H., Ibrahim, G. R. F., Hameed, H. M., Wheeler, J., Adamu, B., ... & Najmaddin, P. M. (2018). Applying built-up and bare-soil indices from Landsat 8 to cities in dry climates. *Land*, 7(3), 81.
- Richardson, A.J., Wiegand, C.L. (1977). Distinguishing Vegetation From Soil Background Information. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 43(12), 1541-1552.
- Rodríguez, N., & Ghermandi, L. (2016). Análisis general de la interfase natural-urbana y de la terminología que la describe. *Vivienda y Ciudad*, 3, 67–76.
- Roig, F. A., Roig-Juñent, S., & Corbalán, V. (2009). Biogeography of the Monte Desert. *Journal of Arid Environments*, 73, 164–172.
- Roitman, S. (2000). Transformaciones urbanas en los 90': los barrios cerrados del Área Metropolitana de Mendoza. *IV Jornadas de Sociología*, 1–16.
- Rojas, F., Rubio, C., Rizzo, M., & Bernabeu, M. (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 and Policy*, 13. <https://doi.org/https://doi.org/10.1007/s12061-020-09335-6>
- Romero, H., & Vásquez, A. (2009). El crecimiento espacial de las ciudades intermedias chilenas de Chillán y Los Ángeles y sus impactos sobre la ecología de paisajes urbanos. In A. Geraiges, J. Sanches, & A. Luchiari (Eds.), *En América Latina: sociedade e meio ambiente*. (p. 284). CLACSO Livros, Departamento de Geografía, Universidade de São Paulo, Brasil.
- Santos, T., & Tellería, L. (2006). Pérdida y fragmentación del hábitat : efecto sobre la conservación de las especies. *Ecosistemas*, 15(2), 3–12. <https://doi.org/10.7818/re.2014.15-2.00>
- Sosa Leguizamon, P. (2020). Elaboración y validación de metodología con Google Earth Engine



para clasificación de coberturas del suelo del departamento Guaymallén. Facultad de Filosofía y Letras, Universidad Nacional de Cuyo.

- Thiam, A.K. (1997). *Geographic Information Systems and Remote Sensing Methods for Assessing and Monitoring Land Degradation in the Sahel: The Case of Southern Mauritania*. PhD Thesis. Clark University, Worcester Massachusetts
- Van den Bosch, M. E., & Brés, E. (2021). *Dinámica de la estructura agraria en los distritos del Oasis Norte de Mendoza: Periodo 1988 -2008 (1 ra)*. Buenos Aires, Argentina: INTA Ediciones. Retrieved from <http://hdl.handle.net/20.500.12123/9375>
- Vila Subirós, J., Linde, D. V., Llausas, A., & Ribas, A. (2006). Conceptos y métodos fundamentales en ecología del paisaje (landscape ecology) . *Documents d'Anàlisi Geogràfica*, 48, 151–166.
- Weyland, F., & Zaccagnini, M. E. (2008). Efecto de las terrazas sobre la diversidad de artrópodos caminadores en cultivos de soja. *Ecología Austral*, 18(3), 357–366.
- Yáñez Garrido, H. (2018). *Análisis de las dinámicas espacio temporales del algarrobo*. Universidad de Chile. Tesis de grado. Escuela de Pregrado. Carrera de Geografía. Facultad de Arquitectura y Urbanismo. Universidad de Chile.
- Zaccagnini, M., Wilson, M., & Oszust, J. (2014). *Manual de buenas prácticas para la conservación del suelo, la biodiversidad y sus servicios ecosistémicos*. <https://doi.org/10.13140/2.1.1820.7045>
- Zha, Y.; Gao, J.; Ni, S. Use of normalized difference built-up index in automatically mapping urban areas from TM imagery. *Int. J. Remote Sens.* 2003, 24, 583–594.
- Zhu, Z., Wulder, M. A., Roy, D. P., Woodcock, C. E., Hansen, M. C., Radeloff, V. C., ... Scambos, T. A. (2019). Benefits of the free and open Landsat data policy. *Remote Sensing of Environment*, 224(February), 382–385. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2019.02.016>



Facultad de
Ciencias Agrarias
y Forestales



UNIVERSIDAD
NACIONAL
DE LA PLATA

Capítulo 4. Potencialidad ecológica: provisión de hábitat para la biodiversidad funcional.



Introducción

La expansión de las ciudades sobre paisajes agrícolas se ha convertido en un fenómeno global, tornándose cada vez más difusa la separación entre áreas urbanas y rurales (Al Tarawneh, 2014; Martellozzo et al., 2018). Este fenómeno genera territorios de interfase urbano rural que se caracterizan por ser áreas de contacto e interrelación entre usos del suelo agrícolas y residenciales (Pengue et al., 2018; Céliz, 2020). La convivencia de estos usos del suelo puede promover conflictos socioambientales por el empleo de agroquímicos (fundamentalmente plaguicidas) (Zulaica et al., 2015; Tittonell & Giobellina, 2018).

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 et al., 2018; Molpeceres et al., 2020). En este contexto, resulta importante diseñar estrategias para eliminar el uso de plaguicidas en los cultivos, mejorando la sostenibilidad de los sistemas agrícolas en áreas de interfase.

Las prácticas de manejo agroecológico se plantean como una solución en áreas de interfase urbano rural. Se entiende por manejo agroecológico al conjunto de estrategias que promueven la menor dependencia de insumos externos a partir de la preservación y promoción de funciones ecosistémicas (Sarandón, 2021).

El desarrollo de sistemas productivos de base agroecológica se logra, principalmente, mediante la biodiversificación, es decir, la conservación y aumento de la biodiversidad en los agroecosistemas y en los paisajes (Altieri 1996; Altieri 1999; Altieri & Nicholls, 2000; Sarandón, 2021). Por su parte, el componente vegetal de la biodiversidad es el nivel que captura y almacena energía de la cual viven los demás organismos y, por lo tanto, constituye la base de las relaciones tróficas que pueden establecerse en los diferentes ambientes de un paisaje. Las coberturas vegetales generan hábitats que pueden ser ocupados por los otros componentes de la biodiversidad (Altieri & Nicholls, 2000, 2009; Blake et al., 2011 citado en Iermanó, 2015; Gliessman, 2002 en Dubrovsky Berenstein, 2018).

En modelos de manejo agroecológico la base ecológica para reemplazar el uso de plaguicidas en los cultivos reside en la promoción de la función ecosistémica de control biológico de plagas. El control biológico de plagas “consiste en la utilización de enemigos naturales para reducir el tamaño poblacional de un herbívoro por debajo del nivel de daño económico” (Dubrovsky Berensztein, 2018, p.37).

Se han señalado diferentes estrategias para promover la presencia de controladores biológicos en los paisajes agrícolas, entre las que pueden distinguirse el control biológico clásico; de nueva asociación; de supresión temporal y el control biológico por conservación. El control biológico por conservación, busca restaurar las comunidades biológicas a partir de la modificación del ambiente y del manejo del hábitat con el objetivo de crear infraestructuras ecológicas dentro



de un paisaje agrícola, donde sea posible proveer de recursos alimentarios como polen, néctar y presas alternativas y sitios de refugio y oviposición para las poblaciones de enemigos naturales (Nicholls, 2008 en Iermanó et al., 2015; Messelink et al., 2014; Landis et al., 2000 en Polack et al., 2020).

Entre los organismos capaces de brindar el servicio ecosistémico de control biológico los artrópodos parasitoides y depredadores son considerados los grupos más importantes de enemigos naturales de plagas agrícolas (Polack et al., 2020).

En los paisajes antrópicos, como son los paisajes de interfase urbano rural, se ha demostrado que el control biológico por conservación se basa en un modelo de colonización cíclica, es decir, los enemigos naturales utilizan las áreas con vegetación natural como hábitats de hibernación y refugio, trasladándose a las coberturas agrícolas en los momentos favorables de mayor presencia de la plaga (Veres et al., 2013).

Si se busca disminuir el uso de plaguicidas, mejorando las condiciones de hábitat de las coberturas vegetales para alojar a los enemigos naturales (principalmente artrópodos depredadores y parasitoides generalistas), es importante conocer las diferentes coberturas que aportan condiciones de **hábitat potencial** para estos organismos. El hábitat potencial puede definirse como la capacidad potencial de las coberturas vegetales de un área del paisaje de proveer refugio y recursos alimenticios para la biodiversidad funcional de artrópodos depredadores y parasitoides generalistas. Por lo tanto, las comunidades vegetales que presenten estos atributos tienen un alto valor de conservación en los paisajes de interfase urbano rural.

En estos paisajes, las comunidades vegetales se encuentran en ambientes que son administrados por actores territoriales con intereses, conocimientos y necesidades diversas (Gargoloff et al., 2011). Por lo que, para conservar áreas hábitat para la biodiversidad funcional y promover prácticas agroecológicas, son necesarios instrumentos de gestión estatal que tiendan a coordinar las acciones de los actores territoriales superando los intereses personales (Tittonell, 2020). El uso de índices e indicadores ha demostrado ser un instrumento adecuado para la evaluación de características complejas como la biodiversidad funcional; traduciendo aspectos ecológicos complejos en valores sencillos y claros, de manera de brindar información útil para la toma de decisiones (Sarandón & Flores, 2014; Iermanó et al., 2015; Sarandón, 2018; Stupino, 2018; Fernández et al., 2019; Noguera-Talavera et al., 2019; Crocco et al., 2020).

En Mendoza se está produciendo un crecimiento acelerado y desordenado de la ciudad sobre tierras agrícolas. La superficie urbana dentro del oasis Norte aumentó casi un 90 % en los últimos 30 años (Olmedo et al., 2016; Rojas et al., 2020). Junto al avance de la urbanización sobre zonas rurales aparece la preocupación de los nuevos residentes por el uso y deriva de plaguicidas que puedan afectar su salud (Barrientos et al., 2018; Pérez, 2020).



Dado que la escasez del recurso hídrico es una limitante para el traslado de la agricultura más allá de las áreas irrigadas, mejorar la convivencia de actividades agrícolas y urbanas en las áreas de interfase de Mendoza, es aún más importante que en otras regiones del país. En este contexto adquieren gran relevancia las decisiones acerca de qué ambientes y coberturas vegetales deben conservarse para no perder definitivamente funciones y servicios ecosistémicos y cuáles pueden ser destinados a otros usos del suelo. Con esta tesis se espera aportar conocimientos para los procesos de Ordenamiento Ambiental Territorial de las áreas de interfase urbano rural en territorios bajo riego, a fin de promover prácticas agroecológicas y disminuir los conflictos socioambientales por el uso de plaguicidas.

Para esto se han planteado la siguiente hipótesis y objetivo de trabajo:

Hipótesis 1: Las unidades del paisaje del área de estudio presentan diferentes condiciones como hábitat para la biodiversidad.

Hipótesis 2: Las unidades de paisaje naturales y seminaturales proveen mayor refugio y alimento para la biodiversidad funcional de controladores biológicos.

Hipótesis 3: La unidad de paisaje urbana será la que menor hábitat potencial para la biodiversidad funcional de controladores biológicos provea.

Objetivo específico: Evaluar y comparar la provisión de hábitat potencial de biodiversidad funcional de las unidades de paisaje del área de interfase.

Metodología

Para alcanzar el objetivo de este capítulo se clasificó el área de estudio en seis unidades de paisaje que representan diferentes usos y manejos de la cobertura vegetal. Tomando como base la metodología de indicadores de sustentabilidad de Sarandón y Flores (2014) se construyó un instrumento para evaluar la capacidad potencial de cada unidad de paisaje de proveer hábitat para controladores biológicos: el Índice de Hábitat Potencial para la Biodiversidad (IHPB) compuesto por cinco indicadores. Los indicadores y el índice se calcularon con datos obtenidos de censos de vegetación realizados en las unidades de paisaje y se compararon los valores promedio obtenidos para cada una.

Unidades de paisaje

Para el estudio de 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 la organización de la información espacial y permitió integrar aspectos del sistema territorial, facilitando su comprensión para la toma de decisiones (Gómez Orea, 1993).

En la definición de las Unidades de Paisaje 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 determinar las unidades de paisaje se utilizó el mapa de coberturas del suelo y su verificación a campo. Además, 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 6).

Tabla 6. Descripción de las unidades de paisaje para el área de interfase urbano rural de Lunlunta, Mendoza – Argentina. Elaboración propia.

Unidad de paisaje	Descripción	Fotografía representativa
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 (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 y/o herbicidas.	

<p>Natural de ribera</p>	<p>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.</p>	
<p>Natural de secano</p>	<p>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.</p>	
<p>Seminatural</p>	<p>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.</p>	
<p>Urbana</p>	<p>Conformada por la vegetación de jardines residenciales y plazas públicas. Las residencias del área de estudio, tienen grandes superficies de jardín en relación a las áreas urbanas más consolidadas y al encontrarse en un distrito cuya vocación ha sido principalmente agrícola es común encontrarse con jardines muy vegetados (Figuroa Ortiz et al., 2016).</p>	



Construcción del índice

Tomando como base la metodología de indicadores de sustentabilidad de Sarandón y Flores (2014) se construyó 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)**. Se hace referencia 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.

Según Sarandón y Flores (2014), una vez definidos los objetivos de la evaluación y luego de haber realizado un diagnóstico del sistema a caracterizar, es necesario identificar las dimensiones del análisis para la generación de un índice. Como ya ha sido mencionado, promover la presencia y actividad de controladores biológicos artrópodos se logra con la existencia de ambientes favorables que ofrecen fuentes de alimento para todos los estadios y disponibilidad de nichos para refugio, reproducción, y alimentación de predadores (Fernández et al., 2019), por lo que se establecieron dos dimensiones que determinan la capacidad potencial de ofrecer hábitat para la biodiversidad: alimento y refugio.

Se elaboraron cinco indicadores basados en características de la vegetación que aportan a dichas dimensiones, haciendo foco en las condiciones que necesitan los controladores biológicos artrópodos parasitoides y depredadores para su supervivencia. Los indicadores se relativizaron a la cobertura total de cada censo y otros fueron normalizados con el criterio basado en la unidad. 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:

$$IHPB = CVT + H + CRFF + CRPG + CRAAN(1)$$

Donde CVT= Cobertura Vegetal Total; 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.

Indicador Cobertura Vegetal Total (CVT)

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



La importancia de este indicador reside en que el porcentaje de suelo cubierto se relaciona con la disponibilidad de alimento para los organismos depredadores, ya que cuanto mayor es la cobertura vegetal del suelo más favorables son las condiciones para la presencia de organismos herbívoros, proporcionando una mayor abundancia de presas (Paleologos et al., 2008; Uzman et al., 2020), así como mayor oferta de hábitat (López García et al., 2019).

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):

$$H = -\sum_{x=1}^{113} (p_i * \ln p_i) \quad (2)$$

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

Se consideró este indicador, puesto que, en estudios realizados en diferentes sistemas agrícolas de Argentina, se menciona una relación positiva entre la abundancia de enemigos naturales y la riqueza de especies vegetales (Paleologos et al., 2008; Stupino, 2018; Fernández et al., 2019; López García et al., 2019).

Cobertura relativa de familias relevantes con flor (CRFF)

Diversos estudios señalan la importancia de contar con la cobertura de especies con flores porque ofrecerían una gran variedad de recursos azucarados (néctar) y polen para satisfacer los requerimientos fisiológicos y reproductivos de numerosas especies de insectos (Brito et al., 2010; Simao et al., 2018; Winter et al., 2018; Rojas Rodríguez et al., 2019).

Las familias botánicas citadas con mayor frecuencia, como favorecedoras de la presencia de enemigos naturales son Fabaceae, Apiaceae y Asteraceae (Nicholls Estrada, 2008; Paleologos et al., 2008; Fernández et al., 2019; Polack et al., 2020). En sistemas hortícolas de La Plata - Buenos Aires, se ha estudiado que, además de las familias mencionadas, Brassicaceae, Poaceae y Polygonaceae son importantes por albergar artrópodos benéficos (Dubrovsky Berensztein et al., 2015). En cultivos perennes de la misma región, se suman las especies herbáceas de las familias Ranunculaceae e Iridaceae para la presencia de coleópteros predadores (Paleologos et al. 2015). Montero (2008) menciona las familias Malvaceae y Convolvulaceae como favorecedoras de la presencia de enemigos naturales en sistemas extensivos de la región pampeana. López García et al. (2019) señalan las especies de leguminosas como refugio de insectos fitófagos en viñedos de Tupungato - Mendoza.



La cobertura relativa de especies dicotiledóneas de las familias Fabaceae, Apiaceae, Asteraceae, Brassicaceae, Malvaceae, Convolvulaceae y Polygonaceae en las diversas unidades de paisaje, será un indicador de provisión potencial de alimento para el grupo de enemigos naturales (Paleologos et al., 2008; Montero, 2008; Dubrovsky Beresztein et al., 2015; Paleologos et al. 2015; Simao et al., 2018; Pfiffner et al., 2018; Fernández et al., 2019; Isaack, 2009 en Polack et al., 2020).

Para el cálculo del indicador, se utilizó la siguiente ecuación:

$$CRFF = \frac{p \text{ flores}}{p \text{ total}} \quad (3)$$

Donde p flores= cobertura de las especies herbáceas dicotiledóneas de las familias consideradas relevantes y p total=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).

$$CRGP = \frac{p \text{ gramíneas perennes}}{p \text{ total}} \quad (4)$$

Se consideró la cobertura de gramíneas perennes por su función como refugio invernal de artrópodos controladores biológicos. Los hábitats perennes son importantes en la dinámica temporal de los refugios ya que brindan ambientes estables (Veres et al., 2013; Iermanó et al., 2015; Cánepa et al., 2015).

Cobertura relativa de especies arbóreas y arbustivas nativas (CRAAN)

Las especies vegetales nativas que están adaptadas a las condiciones climáticas locales ofrecen recursos alimenticios florales de elevada calidad, durante un periodo prolongado (Rojas Rodríguez et al., 2019). Promueven la presencia de especies de controladores biológicos con las que han co-evolucionado (Stupino, 2018) y son hospederas de parasitoides y depredadores (Rojas Rodríguez et al., 2019; Gayer et al., 2019; López García et al., 2019; Uzman et al., 2020).

Por su parte, la presencia de diferentes estratos de vegetación genera microhábitats que aportan una amplia gama de recursos para los diversos requerimientos de los enemigos naturales debido a que cada estrato recibe diferentes grados de exposición a la luz del sol,



humedad y temperatura (Rosas-Ramos et al. 2018; Fernández et al. 2019). Por lo tanto, la disponibilidad de sitios de refugio aptos para proteger puestas y proles dependerá de los estratos que conforman la estructura de la vegetación (Sarandón & Flores, 2014).

Para el cálculo de este indicador, consideramos la cobertura relativa de las especies arbóreas y arbustivas de origen nativo (Polack et al., 2020). Varía de 0 a 1, siendo 1 cuando toda la cobertura del censo corresponde a especies arbóreas y arbustivas de origen nativo.

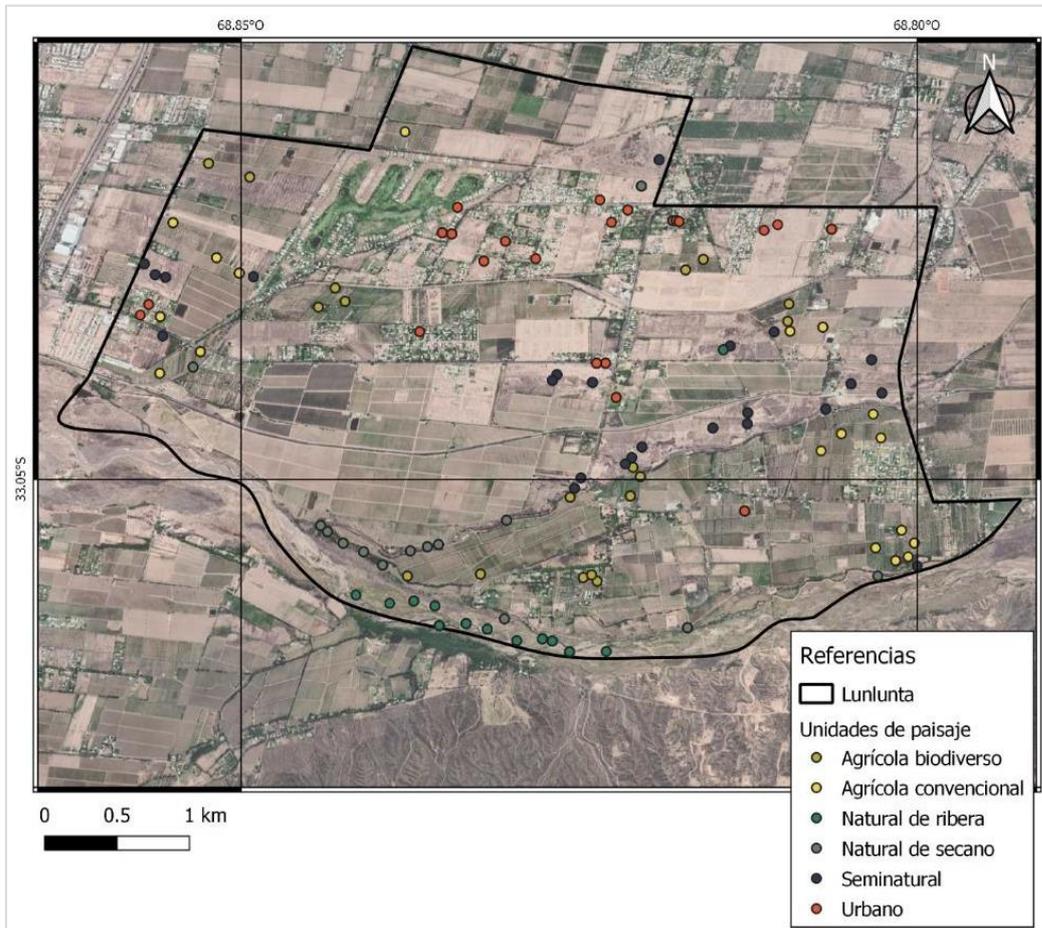
$$CRAAN = \frac{p \text{ nativas arbustivas y arbóreas}}{p \text{ total}} (5)$$

Relevamiento de vegetación

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

Se realizaron 113 censos de vegetación ubicados en las seis unidades de paisaje (Figura 21). La cantidad de relevamientos fue acordada con expertos de la Cátedra de Ecología Agrícola de la Facultad de Ciencias Agrarias de la Universidad Nacional de Cuyo (C. Sartor y P. Villagra, comunicación personal, 2019). Para cada unidad de paisaje la cantidad de relevamientos se determinó a partir de la variación de la composición florística. En las unidades de paisaje 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.

Figura 22. Ubicación de los censos de vegetación según unidades de paisaje en Lunlunta, Mendoza-Argentina. Elaboración propia.



El tamaño de la unidad a censar fue de 10 m por 10 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 unidades de paisaje agrícolas se realizaron dentro del área cultivada, en los bordes de los cuadros de cultivo y caminos de las fincas que se encontraban vegetados. Para los sitios urbanos y agrícolas fue necesario establecer un vínculo previo con los propietarios para pedir autorización y acordar el momento de visita. Así también, en algunos sectores seminaturales que corresponden a fincas abandonadas, proyectos de loteo y zonas de extracción de petróleo.

Los censos se realizaron siguiendo el método de abundancia dominancia Braun-Blanquet (Braun-Blanquet, 1979). Este método tiene como premisa que la composición florística de una porción de la vegetación es la que mejor expresa las relaciones entre los distintos tipos de



vegetación y entre estos y el ambiente (Matteucci & Colma, 1982). Los censos 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 (Tabla 7).

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; Abalos, 2016). Los ejemplares que no pudieron ser identificados, se fotografiaron y herborizaron para su posterior identificación.

Los inventarios de cada censo fueron transcritos en planillas Excel en las que se sistematizaron los datos base para el cálculo de los indicadores. En el Anexo 3 se adjuntan las listas de especies de cada unidad de paisaje.

Tabla 7. Escala de valoración de coberturas según rangos de superficie cubierta por las especies vegetales. Elaboración propia.

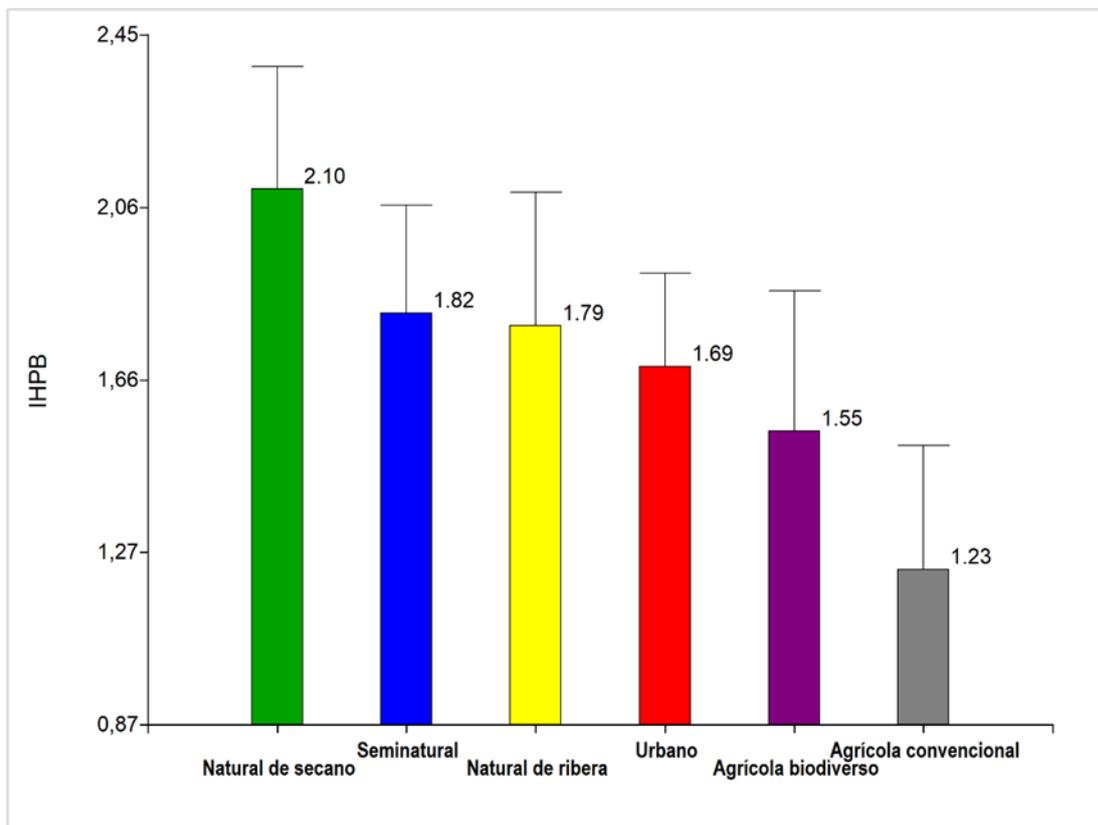
Valor de cobertura	Referencia
1%	Especie representada por un individuo que ocupa una superficie menor a 1 m ² .
3%	Especie representada por dos o más individuos que ocupan una superficie mayor a 1m ² y menor a 3 m ² .
5%	Especie que cubre una superficie mayor a 3 m ² y menor a 5 m ² . Esta es la cobertura aproximada de un individuo arbustivo.
9%	Especie que cubre una superficie mayor a 5 m ² y menor a 9 m ² . Esta es la cobertura aproximada de un individuo arbóreo.
12,5%	Especie que ocupa una octava parte del área de muestreo (12.5 m ²).
25%	Especie que ocupa la cuarta parte del área de muestreo (25 m ²).

50%	Especie que ocupa la mitad del área de muestreo (50 m ²).
75%	Especie que ocupa tres cuartas partes del área de muestreo (75 m ²)

Resultados

El Índice de Hábitat Potencial para la Biodiversidad (IHPB) varió entre las diferentes unidades de paisaje. Alcanzó el valor más alto (2.10) en la Natural de seco 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 unidades Natural de seco y Agrícolas (Figura 22).

Figura 23. Promedio y desviación estándar del Índice de Hábitat Potencial para la Biodiversidad (IHPB) para las unidades de paisaje de Lunlunta, Mendoza- Argentina. Valor máximo posible: 4.5. Elaboración propia.





La comunidad vegetal de la UP Natural de secano 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 total fue una de las más bajas.

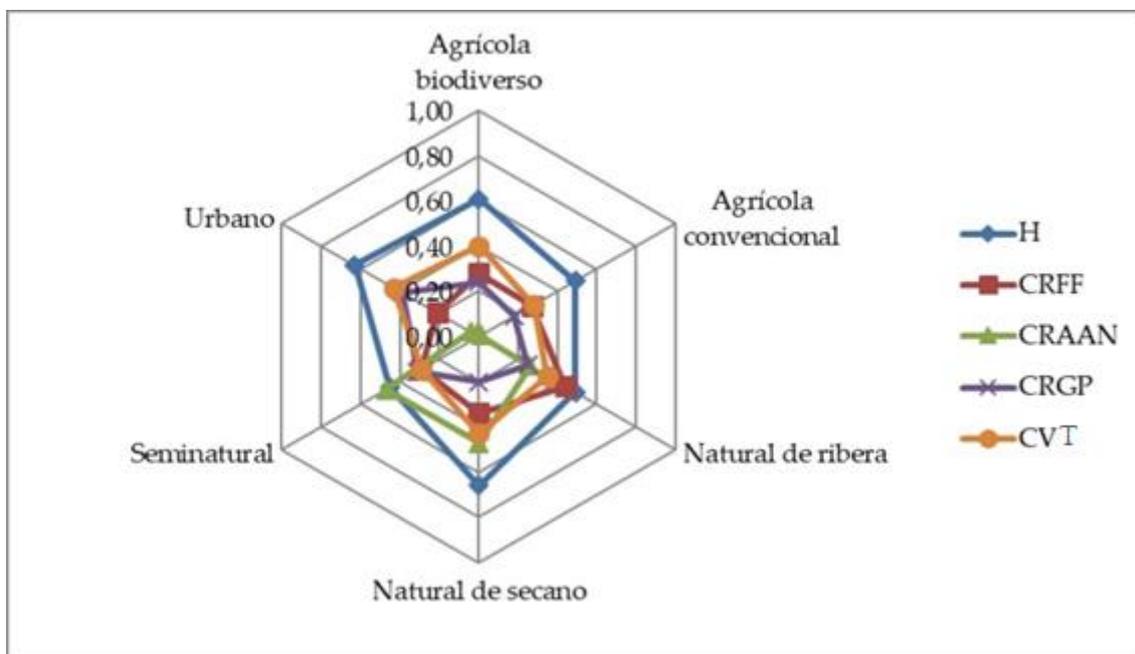
La UP Natural de ribera, presentó una mayor cobertura relativa de especies con flores de familias relevantes (CRFF) siendo las especies más frecuentes: *Baccharis salicifolia*, *Tessaria absinthioides*, *Melilotus albus* y *Sisymbrium sp.* También fueron identificadas como especies muy frecuentes *Salix sp.* y *Cortaderia selloana*.

La UP Urbana presentó el mayor valor de riqueza y las especies más frecuentes fueron: *Cynodon dactylon*, *Taraxacum officinale*, *Rosa 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 unidades de paisaje agrícolas. En la UP Agrícola biodiversa se observaron valores de riqueza y diversidad medios, siendo las especies más frecuentes *Vitis vinífera*, *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 total (CVT). Sin embargo, la composición de su comunidad vegetal fue muy similar a la Agrícola biodiversa, siendo las especies más frecuentes: *Vitis vinífera*, *Sorghum halepense*, *Olea europea* y *Wedelia glauca*.

En el área de estudio los valores de CRFF, CVT y CRGP fueron bajos. Los valores medios 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 23). Se destaca que H fue superior a 0.5 en todas las unidades de paisaje 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.

Figura 24. Valores medios de los indicadores de provisión de hábitat potencial para biodiversidad en las unidades de paisaje estudiadas (Lunlunta, Mendoza - Argentina).
Elaboración propia.



Se agruparon los promedios de los indicadores en tres categorías (baja provisión; media a baja provisión y media a alta provisión) para dar cuenta de aquellas condiciones de hábitat más precarias en el área de estudio con el fin de proponer intervenciones urgentes, de mediano y largo plazo (Tabla 8).

Al considerar estas categorías puede observarse que para toda el área de estudio la provisión de flores de familias relevantes, de gramíneas perennes y la cobertura vegetal total es baja y, como aspecto positivo, se destaca la provisión de diversidad de especies. Las unidades agrícolas tienen una provisión media baja de especies arbustivas y arbóreas nativas, así como de gramíneas perennes para el caso de Agrícola convencional. La unidad de paisaje natural de ribera proporciona condiciones medias de todos los indicadores. La natural de secano aporta mejores condiciones de estratos nativos –coincidiendo en esta característica con los ambientes seminaturales– que la natural de secano, pero provee gramíneas perennes en valores más bajos. Los ambientes urbanos proveen escasamente flores de familias relevantes y especies nativas de árboles y arbustos.

Tabla 8. Rangos considerando valor medio máximo y valor medio mínimo de los indicadores para las unidades de paisaje. Valores de 0.01 a 0.22 categoría media baja (rojo); de 0.23 a 0.45, categoría media (amarillo) y categoría 0.46 a 0.66, media alta (verde). Elaboración propia.

Unidad de paisaje/ indicadores	Agrícola biodiverso	Agrícola convencional	Natural de ribera	Natural de secano	Seminatural	Urbano
Diversidad	0,61	0,49	0,49	0,66	0,45	0,63
Flores de familias relevantes	0,28	0,27	0,44	0,34	0,29	0,21
Estratos - nativas	0,02	0,01	0,26	0,47	0,47	0,04
Gramíneas perennes	0,24	0,18	0,25	0,2	0,31	0,39
Cobertura vegetal total	0,4	0,28	0,35	0,43	0,29	0,43

Discusión

El Índice de Hábitat Potencial para la Biodiversidad (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. Su aplicación en el distrito de Lunlunta (Maipú-Mendoza) mostró que las comunidades vegetales presentes en las unidades de paisaje (UP) Natural de ribera, Natural de secano y Seminatural ofrecen mejores recursos para los enemigos naturales que las de los sistemas agrícolas.

Numerosos antecedentes han demostrado 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 y/o alrededor de los agroecosistemas (Paleologos et al. 2008; Weyland & 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 una 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.

Los censos realizados en las unidades de paisaje Natural de secano y Seminatural, presentaron en promedio los mayores valores de cobertura relativa de árboles y arbustos nativos. Sus comunidades vegetales, proveen sitios de refugio aptos para proteger puestas, nidos y proles (Paleologos et al., 2015). Baudino et al., (2020) encontraron en la región árida de Los Llanos



riojanos que la abundancia, la riqueza y la composición de especies de artrópodos, y de insectos en particular estuvo asociada a la presencia de especies vegetales leñosas.

Para las unidades de paisaje Agrícola convencional y Agrícola biodiverso se obtuvieron valores bajos del IHPB en relación a los demás paisajes, dado que presentan una baja cobertura vegetal total y de especies con flores de familias relevantes. Se observó un valor mayor del índice en la UP Agrícola biodiverso 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 aproximadamente 13 km del área de estudio) que 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 (sífidos) 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 biodiverso provea más recursos para los controladores biológicos que la UP Agrícola convencional.

En relación a las coberturas agrícolas se destaca que, en el área de estudio, los ambientes agrícolas ocupan la mayor proporción de superficie del paisaje, por lo que incrementar la superficie cubierta con árboles y arbustos nativos y de coberturas con flores es importante para mejorar las condiciones de hábitat y aumentar las especies que puedan alojarse en la matriz (Griffon et al., 2010; Mastrangelo & Gavin, 2014).

El análisis del IHPB sugiere que el hábitat que ofrecen los ambientes urbanos es relevante. Si bien no es la unidad de paisaje que mayores condiciones de hábitat aporta, este fue un resultado sorprendente como lo demuestra la hipótesis 3 planteada. Las residencias y plazas censadas se destacaron por la provisión de refugio invernal dado por las coberturas de gramíneas perennes.

Se encontraron trabajos de ecología urbana realizados en la provincia y 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. Coincidente con estos hallazgos, en los espacios urbanos censados en esta tesis, se encontró una elevada cobertura de especies exóticas, gran riqueza de especies y bajo valor de cobertura de especies arbóreas y arbustivas nativas.

En el área de estudio los resultados señalaron que se utilizan muy pocas coberturas nativas, siendo más frecuentes las especies exóticas implantadas en las se destinan importantes



volúmenes de agua de riego. Cabe recordar que Mendoza tiene un clima árido en el que el recurso hídrico es escaso y que se encuentra en estado de emergencia hídrica por el cambio climático. Por ello, es urgente regular la implantación de especies introducidas y promover su reemplazo por especies autóctonas. Las plantas nativas, no sólo ofrecen recursos alimenticios y de refugio para los controladores biológicos, sino que también al estar adaptadas a las condiciones de clima local, presentan un bajo requerimiento hídrico y permiten hacer un uso más eficiente del agua (Codina et al., 2003; Rovere et al., 2013; Bernabeu & Martín, 2019; Videla et al., 2018).

Tal como sucede con otros índices, la correcta interpretación de sus valores es fundamental para la toma de 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 (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 unidades del paisaje del área de estudio presentan condiciones para mantener los enemigos naturales y que, podrían traducirse en el control biológico de plagas. Sin embargo, la decisión de disminuir el uso de plaguicidas y/o de implementar prácticas agroecológicas está en manos de los productores agrícolas. Es por esto que, 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, podrán ser utilizados en otras zonas productivas de la región.

El uso del índice destacó para el área de interfase estudiada, la importancia de proteger de la expansión urbana las unidades de paisaje 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.

El desarrollo de áreas bajo manejo agroecológico en el distrito de Lunlunta, aumentaría la complejidad ecológica de sus paisajes y disminuiría la presión de agroquímicos en el ambiente, lo que generaría un aumento significativo de la biodiversidad, existiendo una retroalimentación positiva entre el desarrollo de un modelo agroecológico en los territorios y la conservación de la biodiversidad en el paisaje (Veres et al., 2013; Arroyo Rodríguez et al., 2019; Sarandón, 2020). Para esto, es importante mejorar la provisión de flores de familias relevantes, de gramíneas



perennes y de árboles y arbustos nativos con diseños que se basen en especies con bajos requerimientos hídricos y en estudio de la diversidad de especies presentes.

El desarrollo de áreas bajo manejo agroecológico en las interfases urbano rurales de Argentina toma cada vez mayor importancia social, académica y política (Molpeceres et al., 2020). Trabajos previos indican la importancia de generar políticas territoriales para ordenar y controlar los procesos de urbanización sobre áreas agrícolas (Tittonell & Giobellina, 2018; Mussetta et al., 2019). Los resultados de este capítulo, además de aportar conocimientos de la potencialidad del área de estudio para el desarrollo de un área bajo manejo de base agroecológico, aporta información acerca de los servicios que ofrecen las coberturas del suelo de Lunlunta (Maipú - Mendoza) siendo un aporte importante para la zonificación y el ordenamiento territorial ambiental (Del Barrio & D'Amario, 2020).

Conclusión

El Índice de Hábitat Potencial para la Biodiversidad (IHPB) y los indicadores que lo componen, resultaron instrumentos de fácil y rápida medición y, al estar basados en las características de la vegetación, podrán ser utilizados en otras unidades de paisaje y áreas de interfase urbano rural. Además, los indicadores pueden ajustarse para ser utilizados en otro tipo de estudios, por ejemplo, para conocer la capacidad de provisión de hábitats de diferentes coberturas bajo estudio para una especie de controlador biológico en particular pueden ponderarse los indicadores con expertos y conocedores de los requerimientos de la especie de interés. También puede utilizarse para la zonificación un campo natural con el fin de conservar hábitats para los controladores biológicos previo a la implantación de un viñedo agroecológico.

Los valores de hábitat potencial para la biodiversidad de las unidades de paisaje demostraron que todas aportan función de hábitat, presentando diferentes condiciones de refugio y alimentos según las características de sus comunidades vegetales. Este resultado permitió aceptar una de las hipótesis planteadas. La medición de los indicadores permitió identificar las características de la vegetación que pueden mejorarse para aumentar la provisión de hábitat en cada unidad de paisaje y propuestas para alcanzar este fin.

Los resultados corroboran la importancia de conservar áreas naturales y seminaturales debido a su potencialidad para sostener a la entomofauna benéfica en estos paisajes, como así también la necesidad de plantear nuevas estrategias agrícolas que mejoren las condiciones de hábitat para la biodiversidad funcional dentro de los agroecosistemas. A su vez, se destacó la importancia de la provisión de refugio invernal y la diversidad de fuentes alimenticias que ofrece la unidad de paisaje urbano, por lo que se acepta parcialmente la segunda hipótesis planteada en este capítulo.

Los resultados señalan la influencia que tiene el manejo de la vegetación de los ambientes del área de interfase urbano rural en la provisión de funciones ecosistémicas. Esto resalta la



importante responsabilidad de los decisores, no sólo públicos sino también privados, urbanos y agrícolas, en la definición de la capacidad del paisaje de proveer hábitat y mejorar las condiciones de su matriz para la implementación de un modelo de producción de base agroecológica. Dado que los ambientes agrícolas ocupan la mayor proporción de superficie del área de estudio, se propone en primera instancia implantar o restaurar, en los casos posibles, especies arbóreas y arbustivas nativas a modo de cortavientos o cierre perimetral en las unidades agrícolas. De esta manera, estas especies vegetales mejorarán la condición de hábitat potencial de los sistemas agrícolas de Lunlunta a la vez que aportan otro servicio ecosistémico.

Si bien el IHPB puede ser utilizado en los procesos Ordenamiento Ambiental Territorial, 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.

Cabe señalar que no existen referencias para el área de estudio de la influencia de las familias botánicas consideradas sobre la presencia de controladores biológicos y que son escasas para Mendoza. Por lo que, para esta tesis, se consideró a las familias botánicas citadas como proveedoras de recursos alimenticios o refugio de controladores biológicos para otras regiones y que se conoce su presencia – de manera espontánea- en Mendoza. Avanzar en el estudio de las relaciones especie vegetal – controlador biológico, sería de gran utilidad para el desarrollo de estrategias más precisas para la zona de estudio. Se destaca que en INTA (Estación Experimental Agropecuaria La Consulta, Mendoza y Junín) se encuentran realizando investigaciones que serán un gran aporte en este sentido.



Bibliografía

- Abalos, R. M. (2016). *Plantas del monte argentino* (2 da). Córdoba, Argentina: Ecoval Editorial.
- Alemanno, V. (2020). Evaluación del efecto de diversas prácticas de manejo en el interfilar en viñedos de Maipú- Mendoza, sobre la diversidad específica y los grupos funcionales de himenópteros. Universidad Nacional de Cuyo. Facultad de Ciencias Agrarias.
- Al Tarawneh, W. M. (2014). Urban Sprawl on Agricultural Land (Literature Survey of Causes , Effects , Relationship with Land Use Planning and Environment) A Case Study from Jordan (Shihan Municipality Areas). *Journal of Environment and Earth Science*, 4(20), 97–125.
- Altieri, M. (1996). *Agroecology: The science of sustainable agriculture*. *Agroforestry Systems* (Vol. 35). <https://doi.org/10.1007/BF02345332>
- Altieri, M. A. (1999). The ecological role of biodiversity in agroecosystems. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 74, 19–31.
- Altieri, M. A., & Nicholls, C. I. (2000). *Agroecología: Teoría y práctica para una agricultura sustentable*. Serie Textos Básicos para la Formación Ambiental (Primera ed). México D.F.: Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente Red de Formación Ambiental para América Latina y el Caribe.
- Arroyo Rodríguez, V., Arasa-Gisbert, R., Arce-Peña, N., Cervantes-López, M. J., Cudney-Valenzuela, S. J., Galán-Acevedo, C., ... San-José, M. (2019). Determinantes de la biodiversidad en paisajes antrópicos: Una revisión teórica. In C. E. Moreno (Ed.), *La biodiversidad en un mundo cambiante: Fundamentos teóricos y metodológicos para su estudio*. (pp. 65–112). Ciudad de México: Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo/Libermex.
- Barchuk, A. H., Basconcelo, S., Britos, H., Santa, J. A., & Iglesias, M. del R. (2007). Unidades de paisaje para el desarrollo sustentable y manejo de los recursos naturales en el NO de Córdoba. In S. D. Mateucci (Ed.), *Panorama de la ecología de paisajes en Argentina y países Sudamericanos* (1 era, pp. 139–163). Buenos Aires: INTA Ediciones.
- Barrientos, J., Ferrer, S. C., & Manzur, T. (2018). Controversias socio-técnicas en torno a las fumigaciones aéreas con agrotóxicos en la provincia de Mendoza. In Congreso de la Asociación Latinoamericana de Sociología Rural (ALASRU). Montevideo, Uruguay.
- Baudino, F., Cecchetto, N. R., Buffa, L. M., & Visintin, A. M. (2020). De artrópodos y plantas: Diversidad de la artropodofauna en un gradiente de vegetación en Los Llanos riojanos, Argentina. *Ecología Austral*, 30(1), 063–076. <https://doi.org/10.25260/ea.20.30.1.0.867>
- Bernabeu, M. M., & Martín, F. (2019). El periurbano recreado. Urbanizaciones cerradas como nuevos híbridos en el paisaje hídrico del Área Metropolitana de Mendoza, Argentina. *Quid 16: Revista Del Área de Estudios Urbanos*, 16(11), 55–85.
- Braun-Blanquet. (1979). *Fitosociología. Bases para el estudio de las comunidades vegetales*.



(Blume Edic). Madrid.

- Brito, Y. M., Rubio, M. M. V., & Giraldo Alayón García. (2010). Las plantas florecidas : un componente básico para la conservación de artrópodos benéficos en fincas de la agricultura urbana y suburbana. *Agricultura Organica*, 3, 26–28.
- Cánepa, M. E., Montero, G. A., & Barberis, I. M. (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/https://doi.org/10.6018/geografia.411721>
- Codina, R. A., Manzano, E. R., Carrieri, S. A., & Fioretti, S. B. (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.
- Crocco, J. C., Greco, S., Tapia, R., & Martinelli, M. (2020). Use of indicators as a tool to measure sustainability in agroecosystems of arid land, San Juan, Argentina. *Revista de La Facultad de Ciencias Agrarias*, 52(1), 190–209.
- Del Barrio, L., & D'Amario, M. J. (2020). Servicio ecosistémico producción de alimentos en áreas periurbanas. Una aplicación en el cinturón verde de Mendoza, Argentina. *Proyección: Estudios Geográficos y de Ordenamiento Territorial.*, XIV(27), 216–234.
- Dubrovsky Berensztein, N. (2018). Estudio de la entomofauna en agroecosistemas del cinturón hortícola de La Plata, para el diseño participativo de estrategias de control biológico por conservación. Tesis doctoral. Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, Universidad Nacional de La Plata. Retrieved from <http://repositorio.unan.edu.ni/2986/1/5624.pdf>
- Dubrovsky Berensztein, N., Fernández, V., & Marasas, M. (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 *Congreso Latinoamericano de Agroecología* (p. 6). La Plata: Universidad Nacional de La Plata.
- Faggi, A. M., Krellenberg, K., Castro, R., Arriaga, M., & Endlicher, W. (2006). Biodiversity in the Argentinean rolling pampa ecoregion: changes caused by agriculture and urbanisation. *Erdkunde*, (60), 127–138.
- Fernández, V., Marasas, M., & Sarandón, S. (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), 030. <https://doi.org/10.24215/16699513e030>
- Figuerola Ortiz, J. A., Castro Morales, S. A., & Reyes, M. (2016). Valorando la diversidad de la flora urbana de Santiago de Chile. In M. J. Errázuriz Contreras & M. J. Solis Pérez (Eds.), *Conferencia de la Tierra, Paisajes, Suelos y Biodiversidad: Desafíos para un buen vivir* (p.



19). Ediciones Universidad Central de Chile.

- Gargoloff, N. A., Albaladejo, C., & Sarandón, S. J. (2011). La entrevista paisajística: un método para situar las prácticas y saberes de los agricultores. *Cadernos de Agroecología*, 6(2), 1–5. Retrieved from <http://www.abaagroecologia.org.br/revistas/index.php/cad/article/view/10906>
- Gayer, C., Lövei, G. L., Magura, T., Dieterich, M., & Batáry, P. (2019). Carabid functional diversity is enhanced by conventional flowering fields, organic winter cereals and edge habitats. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 284. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.106579>
- Gómez Orea, D. (1993). Ordenación del territorio. Una aproximación desde el Medio Físico.
- Gonthier, D. J., Ennis, K. K., Farinas, S., Hsieh, H., Iverson, A. L., Batáry, P., ... Perfecto, I. (2014). Biodiversity conservation in agriculture requires a multi-scale approach. *Proc. R. Soc. B*, 281(20141358.), 9–14. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2014.1358>
- Griffon, D., Alfonzo, D., & Hernandez, M. J. (2010). Sobre el carácter multifuncional de la Agroecología: El manejo de la matriz agrícola y la conservación de especies silvestres como sistemas metapoblacionales. *Agroecología*, 5, 23–31. Retrieved from <http://revistas.um.es/agroecologia/article/view/160531>
- Haan, N. L., Zhang, Y., & Landis, D. A. (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. J. (2015). Sistemas mixtos familiares de agricultura y ganadería pastoril de la Región Pampeana: eficiencia en el uso de la energía y rol funcional de la agrobiodiversidad. Tesis doctoral. Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales. Universidad Nacional de La Plata. Retrieved from <http://sedici.unlp.edu.ar/handle/10915/46343>
- Iermanó, M., Sarandón, S., Tamagno, N., & Maggio, A. (2015). Evaluación de la agrobiodiversidad funcional como indicador del “potencial de regulación biótica” en agroecosistemas del sudeste bonaerense. *Rev. Fac. Agron. La Plata*, 114(1), 1–14.
- López García, G. P., Mazzitelli, M. E., Fruitos, A., González, M., Marcucci, B., Giusti, R., ... Debandi, G. (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. Retrieved from <https://bdigital.uncu.edu.ar/13695>
- Méndez, Eduardo. (2003). Flora y vegetación de céspedes de parques públicos. (Mendoza, Argentina). *Revista de La Facultad de Ciencias Agrarias. Universidad Nacional de Cuyo*, 35(1), 51–62.
- Méndez, E. (2005). Flora y vegetación del centro urbano de Luján de Cuyo. Mendoza (Argentina). *Revista De La Facultad De Ciencias Agrarias*, 37(1), 67–74.



- Méndez, E. (2014). Cambios estacionales de las comunidades vegetales de malezas en viñedos de Mendoza, Argentina. *Boletín de Estudios Geográficos*, 103.
- 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>
- Martellozzo, F., Amato, F., Murgante, B., & Clarke, K. C. (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>
- Mastrangelo, M. E., & Gavin, M. C. (2014). Impacts of agricultural intensification on avian richness at multiple scales in Dry Chaco forests. *Biological Conservation*, 179(October), 63–71. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.08.020>
- Matteucci, S. D., & Colma, A. (1982). *Metodología para el estudio de la vegetación*. Washington, D. C.: Secretaría General de la Organización de los Estados Americanos.
- Mazzitelli, M. E., López García, G. P., Villacide, J., & Ricci, M. (2021). Biodiversidad funcional: trama trófica asociada al pulgín verde del duraznero. In XXIX Reunión Argentina de Ecología (p. 259).
- Mazzoni, E. (2014). Unidades de paisaje como base para la organización y gestión territorial. *Estudios Socioterritoriales. Revista de Geografía*, 2(16), 51–81.
- Messelink, G. J., Bennison, J., Alomar, O., Ingegno, B. L., Tavella, L., Shipp, L., ... Wäckers, F. L. (2014). Approaches to conserving natural enemy populations in greenhouse crops: Current methods and future prospects. *BioControl*. Kluwer Academic Publishers. <https://doi.org/10.1007/s10526-014-9579-6>
- Molpeceres, C., Zulaica, L., & Barsky, A. (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*, XIV(27), 160–186.
- Montero, G. (2008). Bordes con vegetación espontánea en agroecosistemas pampeanos ¿Reservorios de plagas? *Revista Agromensajes. Publicación Cuatrimestral de La Facultad de Ciencias Agrarias UNR.*, (August 2008), 1–7.
- Mussetta, P. C., Dalmaso, C., Pérez, M. A., & Lettelier, M. D. (2019). El ordenamiento territorial frente al debilitamiento de los espacios agrícolas periurbanos. Aportes para repensar los desafíos de la política en el caso del Área Metropolitana de Mendoza. *ReVIISE. Universidad Nacional de San Juan. Facultad de Ciencias Sociales.*, 14(14), 161–175. Retrieved from www.reviise.unsj.edu.ar
- Nicholls Estrada, C. I. (2008). *Control biológico de insectos: un enfoque agroecológico* (Primera ed). Medellín, Colombia: Editorial Universidad de Antioquia.
- Noguera-Talavera, Á., Salmerón, F., & Reyes-Sánchez, N. (2019). Bases teórico-metodológicas



- para el diseño de sistemas agroecológicos. *Revista de La Facultad de Ciencias Agrarias. Universidad Nacional de Cuyo*, 51(1), 273–293.
- Olmedo, G. F., Navarro Canafoglia, V. P., & Perez, M. (2016). Estimación del avance urbano sobre la interfase urbano-rural del Oasis Norte de la Provincia de Mendoza. Análisis temporal y espacial. Primer Reunión Científica Del Programa Nacional de Recursos Naturales, Gestión Ambiental y Ecorregiones, 2015.
- Oyarzabal, M., Clavijo, J., Oakley, L., Biganzoli, F., Tognetti, P., Barberis, I., ... León, R. J. C. (2018). Unidades de vegetación de la Argentina. *Ecología Austral*, 28(1), 040–063. <https://doi.org/10.25260/ea.18.28.1.0.399>
- Paleologos, M. F., Flores, C. C., Sarandon, S. J., Stupino, S. A., & Bonicatto, M. M. (2008). Abundancia y diversidad de la entomofauna asociada a ambientes semi-naturales en fincas hortícolas de La Plata, Buenos Aires, Argentina. *Revista Brasileira de Agroecología*, 3(1).
- Paleologos, M., Pereyra, P., & Cicchino, A. (2015). El rol de los ambientes semi-naturales en la abundancia y diversidad de coleópteros edáficos en los viñedos de la Costa de Berisso, Argentina. *Revista de La Facultad de Agronomía, La Plata*, 114(3), 74–84.
- Peet, R.K. 1974. The measurement of species diversity. *Annual Review of Ecology and Systematics* 5: 285-307.
- Pengue, W. A., Rodriguez, A. F., Etchegoyen, A., Stimbaum, C. P., Ferrer, M., Cabrini, S. M., ... Goldberg, A. (2018). *Agroecología, Ambiente y Salud: Escudos Verdes Productivos y Pueblos Sustentables*. (W. A. Pengue & A. F. Rodríguez, Eds.) (Primera edición). Buenos Aires; Santiago de Chile: Fundación Heinrich Böll, Oficina Regional para Cono Sur.
- Pérez, M. (2020). Espacios agrícolas periurbanos en el siglo XXI. *Proyección: Estudios Geográficos y de Ordenamiento Territorial*, XIV, 1–5.
- Pfiffner, L., Jamar, L., Cahenzli, F., Korsgaard, M., Swiergiel, W., & Sigsgaard, L. (2018). Guía técnica Franjas de flores perennes – una herramienta para mejorar el control de plagas en frutales. Research Institute of Organic Agriculture FiBL Ackerstrasse 21, Postfach 219, CH-5070 Frick, Switzerland www.fibl.org Swedish University of Agricultural Science (SLU) Dep. of Plant Protection Biology – Unit of Integrated Plant Protection P.O. Box 102, SE-. <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., Lecuona, R. E., & López, S. (2020). *Control biológico de plagas en horticultura. Experiencias argentinas de las últimas tres décadas*. (INTA Ediciones, Ed.) (Primera ed). Ciudad Autónoma de Buenos Aires.
- Rojas, F., Rubio, C., Rizzo, M., & Bernabeu, M. (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 and Policy*, 13.



<https://doi.org/https://doi.org/10.1007/s12061-020-09335-6>

- Rojas Rodriguez, J., Rossetti, M. R., & Videla, M. (2019). Importance of flowers in field margins for insect communities in agroecological farms from Cordoba, Argentina. *Revista de La Facultad de Ciencias Agrarias. Universidad Nacional de Cuyo*, 51(1), 1853–8665.
- Rosas-Ramos, N., Baños-Picón, L., Tobajas, E., de Paz, V., Tormos, J., & Asís, J. D. (2018). Value of ecological infrastructure diversity in the maintenance of spider assemblages: A case study of Mediterranean vineyard agroecosystems. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 265(March), 244–253. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.06.026>
- Rovere, A. E., Molares, S., & Ladio, A. H. (2013). Plantas utilizadas en cercos vivos de ciudades patagónicas: Aportes de la etnobotánica para la conservación. *Ecología Austral*, 23(3), 165–173.
- Ruiz Leal, A. (1972). Flora popular mendocina. *Deserta*, 3, 9–296.
- Sarandón, S., & Flores, C. (2014). Agroecología: bases teóricas para el diseño y manejo de agroecosistemas sustentables. (Santiago Sarandón & C. C. Flores, Eds.) (1a ed.). La Plata: Universidad Nacional de La Plata. Retrieved from <https://doi.org/10.35537/10915/37280>
- Sarandón, S. J. (2018). Investigación en agrobiodiversidad: la experiencia del grupo de agroecología de la Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales de la Universidad Nacional de La Plata. *Cuadernos de La BioRed*, 6, 77–97.
- Sarandón, S. J. (2020). El papel de la agricultura en la Transformación Social-Ecológica de América Latina. (A. Becker, Ed.), *Cuadernos de la Transformación*. Ciudad de México: Proyecto regional FES transformación social-ecológica en américa latina. Retrieved from <http://www.jstor.org/stable/20855557>
- Sarandón, S. J. (2021). Agroecología una revolución del pensamiento en las ciencias agrarias. *Ciencia, Tecnología y Política*, 4(6). <https://doi.org/10.24215/26183188e055>
- Simao, M. C. M., Matthijs, J., & Perfecto, I. (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 Naturales y Museo. Universidad Nacional de La Plata.
- Tittonell, P., & Giobellina, B. (2018). Periurbanos hacia el consenso. Ciudad, ambiente y producción de alimentos: propuestas para reordenar el territorio. In P. Tittonell & B. Giobellina (Eds.), 1o Encuentro Nacional sobre PERIURBANOS E INTERFASES CRÍTICAS, 2a Reunión Científica del PNNAT y 3ra Reunión de la Red PERIURBAN (p. 757). Ciudad Autónoma de Buenos Aires: Ediciones INTA. Retrieved from https://inta.gob.ar/sites/default/files/inta_periurbanos_hacia_el_consenso_libro_1_resumenes_ampliados.pdf



- Tittonell, P. (2020). Presentación: El enfoque jurisdiccional y el orden del territorio. In B. Giobellina, N. Murillo, & Y. Celiz (Eds.), *Aportes para el ordenamiento territorial de Argentina. Estudios de casos y experiencias en marcha* (Primera ed, pp. 18–19). Ciudad Autónoma de Buenos Aires: Ediciones INTA.
- Uzman, D., Entling, M. H., & Leyer, I. (2020). Mutual and Opposing Responses of Carabid Beetles and Predatory Wasps to Local and Landscape Factors in Vineyards. *Insects*, 11(746), 19. <https://doi.org/doi:10.3390/insects11110746>
- Veres, A., Petit, S., Conord, C., & Lavigne, C. (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>
- Videla, E., Pastor, G., Tonda, M., Lorello, I., & Gutiérrez, M. T. (2018). La flora nativa en las relaciones afectivas con el paisaje. In SIMPOSIO PAISAJES CULTURALES URBANOS, PERIURBANOS Y RURALES Comité Científico Internacional de Paisajes Culturales (p. 9). Mendoza.
- Villagra, P. E., Cony, M. A., Mantován, N. G., Rossi, B. E., González Loyarte, M. M., Villalba, R., & Marone, L. (2004). Ecología y manejo de los algarrobales de la Provincia Fitogeográfica del Monte. *Ecología y Manejo de Bosques Nativos de Argentina*. Mendoza: IANIGLA - CONICET-CCT Mendoza.
- Weyland, F., & Zaccagnini, M. E. (2008). Efecto de las terrazas sobre la diversidad de artrópodos caminadores en cultivos de soja. *Ecología Austral*, 18(3), 357–366.
- Winter, S., Bauer, T., Strauss, P., Kratschmer, S., Paredes, D., Popescu, D., ... Batáry, P. (2018, September). Effects of vegetation management intensity on biodiversity and ecosystem services in vineyards: A meta-analysis. (P. Manning, Ed.), *Journal of Applied Ecology*. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13124>
- Zulaica, L., Bocero, S., Tribó, J., Cabral, V., Di Bona, A., Paz, M., & Tomadini, M. (2015). Agroquímicos en áreas de transición urbano-rural Problemas sociales y ambientales en el Partido de General Pueyrredón. transición urbano-rural. (L. Zulaica, S. L. Bocero, & J. Tribó, Eds.) (1a ed). Mar del Plata: Universidad Nacional de Mar del Plata.
- 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.



Facultad de
Ciencias Agrarias
y Forestales



UNIVERSIDAD
NACIONAL
DE LA PLATA

Capítulo 5.

Potencialidad sociocultural: valoración del paisaje según los actores territoriales.



Introducción

En Argentina, en línea con el proceso latinoamericano, el crecimiento urbano está ejerciendo una fuerte presión sobre las áreas productivas, demandando grandes extensiones de tierra para el desarrollo de infraestructuras de residencias, comercios y servicios. La expansión del área urbana modifica sustancialmente la estructura y la dinámica de los sistemas precedentes, resultando en espacios de convivencia de diversas actividades y usos del suelo que pueden denominarse áreas de interfase urbano rurales (Giobellina, 2018; Zulaica, et al. 2015; Perez, 2020).

Las áreas de interfase urbano rurales, son habitadas y gestionadas por actores con diferentes procedencias y ocupaciones, cuyas actividades están asociadas a prácticas sociales y espaciales que responden a objetivos e intereses distintos. Esta interacción deriva frecuentemente en disputas y conflictos por el acceso y uso de los recursos del territorio (Craviotti, 2002; Ávila Sánchez, 2009; Gargoloff et al., 2012; Campos et al., 2013).

Dependiendo de los grupos sociales involucrados, los intereses subyacentes y los contextos políticos, económicos y ambientales, los conflictos y la magnitud de los reclamos adquieren aspectos propios en cada territorio (Díaz Paz et al., 2018). En áreas de interfase urbano rural se identifican procesos socioambientales comunes y, por lo tanto, su estudio y el desarrollo de propuestas para dar solución a estos conflictos, pueden ser útiles para diferentes regiones del país.

Cabe señalar, la especial relevancia que han cobrado en nuestro país los conflictos asociados con los efectos del uso de agroquímicos (fundamentalmente plaguicidas) en cercanía a centros poblados (Zulaica & Ferraro, 2011; Zulaica et al., 2015; Sequeira et al., 2015; Titonell & Giobellina, 2018; Cabrini et al., 2018; Pengue et al., 2018; Molpeceres et al., 2020):

En la agricultura de tipo extensiva en áreas periurbanas, muchas veces las pulverizaciones se realizan en campos lindantes a casas y escuelas, provocando afecciones en la salud de las comunidades. Las afecciones más recurrentes son los problemas respiratorios, conjuntivos, neurológicos y de fertilidad, distinguiéndose, además, problemas crónicos de salud (diversos tipos de cáncer). (Cabral, 2015, p.82).

En las provincias “sojeras”, donde predomina el modelo industrial y extractivo de producción, se identifica la aplicación de agroquímicos como el factor de riesgo y conflictividad socioambiental más importante (Aradas & Carrancio, 2018; Biasatti & Seguro, 2017; Brasca, 2020). Allí, hace más de 15 años, las organizaciones sociales, el sector académico y científico, manifiestan la contaminación de los bienes naturales y las afecciones en la salud que provoca la exposición a los agroquímicos. “Los pueblos han llevado a debate público las consecuencias del modelo productivo en general y de la utilización de agrotóxicos en particular, tanto para el ambiente como para la salud” (Toledo López et al., 2020, p. 19). Organizaciones como Pueblos Fumigados, Médicos de Pueblos Fumigados, Madres de Ituzaingó de Córdoba, entre otras,



reclaman la reglamentación del uso de agroquímicos y la zonificación para delimitar áreas en las que se prohíban las fumigaciones aéreas (franjas de no fumigación).

Por su parte, en la Provincia de Mendoza, también se han registrado conflictos socioambientales en áreas de interfase urbana rural en torno a fumigaciones aéreas. Si bien esta práctica no es común en los sistemas productivos de la provincia, en el año 2017 se desarrolló el programa de fumigaciones aéreas para combatir la *polilla de la vid* (*Lobesia botrana*).

El conflicto socioambiental, se dio en torno a los fundamentos técnicos-científicos del procedimiento de control de la *polilla de la vid* y a la falta de comunicación por parte de los organismos técnicos y de gobierno con la comunidad en general. Estos organismos, fueron interpelados por los actores sociales (organizaciones sociales, instituciones de ciencia y técnica, cooperativas apícolas) que no estaban de acuerdo con las pulverizaciones aéreas como método de control. Se solicitaba que el programa sea realizado mediante aplicaciones terrestres para disminuir las derivas de los plaguicidas (Tomasoni, 2013), ya que durante las primeras aplicaciones se detectaron restos de *Clorantraniliprole* en fuentes de agua potable (Escobar Blanco & Sánchez Mendoza, 2017). Según Barrientos et al. (2018), este conflicto, visibilizó el desacuerdo de ciertos sectores de la sociedad mendocina con el sostenimiento del modelo de desarrollo hegemónico de la provincia, basado en el monocultivo de vid, como parte del modelo de la agricultura industrial y preocupado por los impactos ambientales que acarrear las tecnologías asociadas al mismo.

El modelo de producción agrícola que plantea la agricultura industrial no es el único posible. Existen diversos modelos o estilos de producción agrícola, según las formas de hacer y pensar la agricultura. Estos modelos definen el manejo de los recursos naturales y artificiales involucrados en las unidades productivas o agroecosistemas (van der Ploeg, 1993 en Stupino, 2018). La promoción de modelos de base agroecológica se plantea como una solución en áreas de interfase urbano rural dado que puede disminuir y prevenir potenciales conflictos socioambientales.

Se entiende por manejo agroecológico, al conjunto de estrategias de producción agrícola que promueven la preservación y el fortalecimiento de funciones ecosistémicas en los agroecosistemas y en el paisaje circundante. Para que estas funciones estén presentes en los paisajes es necesario la conservación y el manejo adecuado de la biodiversidad, principalmente de los componentes vegetales, que son la base trófica de los agroecosistemas (Iermanó et al., 2015; Sarandón, 2020).

El paisaje se comprende como un espacio de confrontación de intereses y fuerzas sociales, ideológicamente determinado, donde se definen derechos de acceso, intervención y transformación (López & Etulain, 2008) de los bienes naturales. En esta línea, Bellamy (2006) propone entender al paisaje como un espacio delimitado por las características de sus sistemas ecológicos y por los intereses y competencias -de sus actores- en torno al uso y aprovechamiento



de los bienes naturales y culturales en el ámbito local. Por lo tanto, los paisajes son susceptibles de ser transformados por sus habitantes, quienes tienen diferentes valoraciones e intereses según sus ocupaciones.

Dado que el paisaje es producto de la interacción entre los aspectos biofísicos de un territorio y la sociedad que lo constituye, el diseño y manejo de las comunidades en los diferentes ambientes del paisaje de interfase, dependerá de las valoraciones, percepciones y conocimientos de actores *agrícolas* y *no agrícolas* (Campos et al., 2013; Gargoloff et al., 2012). La **potencialidad sociocultural** del paisaje para la introducción y desarrollo de un modelo de producción de base agroecológico, depende de la valoración que tengan sus actores de las áreas proveedoras de hábitat para la biodiversidad. Por esto, para definir estrategias de conservación de la biodiversidad en el paisaje, es importante conocer no sólo las condiciones como hábitat de las comunidades vegetales del paisaje, sino también cómo son valoradas por sus actores.

El estudio de la percepción y valoración sobre el paisaje reviste un creciente interés vinculado a la capacidad de explicar la relación de los actores territoriales con su entorno. Identificar el valor que le asignan los actores territoriales al paisaje en el que viven y/o trabajan, y las razones de dichos juicios de valor permite establecer los mecanismos de gestión adecuados para preservar y conservar áreas del paisaje que son relevantes si se busca promover modelos de producción de base agroecológica (Saladié, 2009 en Suárez Chaparro, 2015).

Estos conocimientos son esenciales para la gestión ambiental y el diseño participativo de políticas de Ordenamiento Ambiental Territorial (Craviotti, 2007; Fioretti, 2015; Cabrini et al., 2018; Perez et al., 2016). La relevancia percibida por los actores territoriales es una condición que facilita la implementación de medidas de conservación (Burton et al., 2008); así como en algunos casos, el conocimiento ecológico de las medidas propuestas puede aumentar el éxito de la estrategia planteada (Home et al., 2014).

Los métodos para la evaluación del paisaje fueron desarrollados a mediados de 1960, pero fue a finales del siglo XX que retomaron importancia en actividades de planificación de políticas públicas para la gestión del territorio y el diseño del paisaje (Maderuelo, 2006; Bellamy, 2006; Gómez Villarino, 2012; López-Contreras et al., 2019).

La **valoración del paisaje** proporciona una base científica para relacionar los objetivos de gestión y las preferencias de los usuarios del paisaje (Parsons & Daniel, 2002 en López-Contreras, 2019). Se entiende por valoración del paisaje a la apreciación o el juicio personal que un observador emite y otorga a la escena en cuestión, de acuerdo al contexto cultural, natural, social al que pertenece, al tiempo y a su paradigma (conocimiento, preferencias, necesidades, experiencias y anhelos) (de la Fuente de Val, Mezquida, & de Lucio, 2004).

La valoración del paisaje forma parte del proceso de percepción. La **percepción** consiste en la selección de información, reconocimiento e interpretación de mensajes recibidos por los



órganos sensoriales y se reconocen tres fases en el proceso: 1) la experiencia sensorial, que se refiere a la manera en que nuestros sentidos captan el entorno. Se destaca que la percepción del paisaje es principalmente visual, pero no exclusivamente óptica; 2) la cognición, integrada por los procesos para estructurar la información que reciben nuestros sentidos y 3) la evaluación, valoración o preferencia con relación a lo aprehendido sensorialmente y estructurado en la fase de cognición (Nogué, 1992 en López-Contreras et al., 2019). Por esto, es importante destacar que no existen métodos de valoración del paisaje que sean válidos y aceptables para toda la ciudadanía y que, en este tipo de estudios, se obtienen tendencias de preferencia y no resultados generalizables (Nogué, 2010).

El proceso de percepción y valoración del paisaje está influenciado por diversas características de los observadores. Se han identificado semejanzas en las valoraciones que hacen los individuos, según su edad, nivel de estudios, personalidad y nivel socioeconómico. Según López-Contreras (2019), la ocupación del observador también es un factor de influencia importante, debido a que la percepción y la valoración del paisaje, se definen por su belleza escénica y su utilidad, lo cual se relaciona con sus intereses y ocupaciones (López-Contreras, 2019).

Así, por ejemplo, en la valoración de paisajes biodiversos, los actores que se dedican a la actividad agrícola -convencional- perciben la vegetación natural como perjudicial, tanto si se encuentra dentro de sus fincas (Stupino, 2018), como en áreas que no están en producción (Home et al., 2014) vinculado con su valoración negativa como “malezas” por su efecto perjudicial sobre los rendimientos de sus cultivos sobre todo (Vicente & Sarandón, 2013; Gargoloff, 2018; Fernández et al., 2019). Para el caso particular de Mendoza, se encontraron trabajos que señalan que las percepciones de habitantes de tierras secas se inclinan positivamente sobre aquellos paisajes irrigados en los que hay una modificación de la naturaleza y se logró el “dominio del desierto” (Montaña et al., 2005; Videla et al., 2018; Bernabeu & Martín, 2019).

Antecedentes locales

Se encontraron diversos estudios de evaluaciones del paisaje para la provincia de Mendoza. Por un lado, se destacan los trabajos de evaluación estética del paisaje, como bien arquitectónico, patrimonial y cultural con fines de conservación y promoción turística. Con este enfoque, algunas autoras han analizado la historia socioeconómica de la Provincia y su impacto en la conformación del paisaje (Cirvini & Manzini, 2012; Manzini Marchesi, 2015). Otras como Girini, Médico y Vicchi (2021) utilizaron el concepto de *Paisajes de Interés Cultural* que propone la UNESCO y Médico (2001), trabajó con conceptos asociados a la *identidad del paisaje agrario* con el objetivo de caracterizar el territorio rural del oasis Norte. Otros trabajos de este equipo de la Facultad de Arquitectura de la Universidad de Mendoza se basan en la aplicación de metodologías fundadas en el *Convenio europeo del Paisaje* y las cartas del paisaje, con la confección de catálogos de componentes de los paisajes vitícolas y su valoración (Girini & Médico, 2021).



Por otro lado, la cátedra de Espacios Verdes de la Facultad de Ciencias Agrarias (Universidad Nacional de Cuyo), trabaja desde el año 2000 en la evaluación del paisaje con el propósito de la restauración de recursos escénicos territoriales (Codina et al., 1999 en Van den Bosch, 2021). Este equipo utiliza tanto técnicas objetivas, como indicadores de calidad ambiental y escénica (Codina et al., 2000; Carrieri et al., 2009), como también técnicas subjetivas como las encuestas de valoración perceptual del paisaje (Van den Bosch et al., 2012; Fioretti, 2015).

La Ing. Van den Bosch, del Equipo de Socioeconomía de la Estación Experimental Agropecuaria Mendoza de INTA junto con el Departamento de Economía, Política y Administración Rural de la Facultad de Ciencias Agrarias (Universidad Nacional de Cuyo), analizan el paisaje como servicio ecosistémico y utilizan métodos econométricos, para determinar el valor económico y social del paisaje. Por citar algunos, Baldacinni (2015) estudió la valoración social de los beneficios de las zonas agrícolas de Maipú y Van den Bosch, Tello, Alturria, & Abraham (2017) evaluaron la valoración económica del uso recreativo del paisaje Luján de Cuyo y Maipú, utilizando técnicas de valoración contingente y disposición a pagar. Recientemente se publicó un libro en el que se reúnen trabajos de valoración del paisaje de diversos grupos de investigación de la provincia (Van den Bosch, 2021).

Si bien no se encontraron trabajos en los que se evalúe la funcionalidad ecológica del paisaje, se hallaron antecedentes que evalúan la valoración de la biodiversidad. Nates et al. (2010) y Campos et al. (2013), analizaron la percepción de estudiantes de escuelas urbanas y rurales de la Provincia de Mendoza con respecto a la biodiversidad y su relación con el conocimiento ecológico. Dichos trabajos muestran que tanto los niños urbanos como los rurales, conocen poco las especies vegetales nativas locales.

Por su parte, Fruitos et al. (2019), consultaron a actores vinculados a la actividad agrícola en Mendoza, sus preferencias sobre distintos manejos del espacio interfilar de viñedos. Durante la encuesta realizada por estos autores, explicitaban las funcionalidades ecológicas de cada manejo evaluado. Encontraron que la estrategia de manejo en la que se conservaba la vegetación espontánea en el espacio interfilar, fue valorada positivamente por favorecer el aprovechamiento de múltiples servicios ecosistémicos.

En esta tesis, se estudiaron los aspectos socioculturales del paisaje a través de la indagación de los actores territoriales de la interfase urbano rural, ocupados y no, en actividades agrícolas. Los resultados aportan información para la gestión ambiental y el diseño participativo de políticas de ordenamiento ambiental territorial (Craviotti, 2007; Fioretti, 2015; Pérez et al., 2017; Cabrini et al., 2018).

Hipótesis y objetivo

En el presente capítulo, se abordaron las siguientes hipótesis:



Hipótesis 1: Los actores que habitan y/o trabajan en el territorio de interfase urbano rural estudiado poseen distintas percepciones y valoraciones de las unidades del paisaje, según su ocupación se vincule o no al ámbito agrícola.

Hipótesis 2: Los actores ocupados en actividades agrícolas tienen valoraciones más bajas de las unidades de paisaje que presentan mayor cobertura de especies vegetales no cultivadas (Natural de ribera, Natural de secano, Seminatural y Agrícola biodiverso) que los actores dedicados a actividades no agrícolas.

Hipótesis 3: Los actores agrícolas perciben las unidades de paisaje que presentan mayor cobertura de especies vegetales no cultivadas como una amenaza para su actividad debido a la presencia de “malezas”.

Hipótesis 4: Los habitantes no dedicados a la actividad agrícola les atribuyen valores estéticos a las unidades de paisaje con mayor cobertura de especies autóctonas y priorizan aquellos ambientes en los que pueden hacer algún tipo de uso recreativo.

Hipótesis 5: Los actores agrícolas valoran negativamente la unidad de paisaje urbana porque existe tensión y conflicto por el avance de la urbanización sobre tierras agrícolas.

El objetivo de este capítulo es describir y explicar la valoración de los actores territoriales respecto de diferentes unidades de paisaje identificadas en Lunlunta, Mendoza - Argentina.

Metodología

Para indagar la valoración que hacen los actores territoriales acerca de las unidades de paisaje de Lunlunta, se adoptó una metodología mixta de recogida de la información (Sautu, Boniolo, Dalle, & Elbert, 2005) organizada en dos etapas. En primer lugar, se abarcó el mayor número de casos con la encuesta y, posteriormente, se completaron vacíos con las entrevistas.

Primer momento: encuestas

Contexto

Las encuestas fueron realizadas entre mayo y septiembre del año 2020. En ese momento, nos encontrábamos en contexto de la crisis sanitaria SARS-CoV-2 y aislamiento social preventivo obligatorio (ASPO) por lo que fue primordial para poder continuar con el desarrollo de la tesis adaptar la instrumentalización de la recolección de datos al contexto. Se diseñó una encuesta digital con la herramienta libre Google Forms. De esta manera, fue posible la realización de las encuestas de manera virtual, por medio de WhatsApp, por lo que no era pertinente que fueran realizadas de forma presencial.



Instrumento: encuesta digital

El cuestionario tuvo como objetivo relevar la valoración visual de las diferentes unidades de paisaje a partir de la puntuación de fotografías, como sustitutos del paisaje real (Tveit, 2009; Jacobsen, 2007; Ode & Tveit, 2013; Zhao et al., 2013 en López Contreras, 2019). En el diseño del cuestionario, se siguieron las recomendaciones para cuestionarios online de la Guía ESOMAR (European Society for Opinion and Marketing Research) (2012). Se tuvo en cuenta que las preguntas fueran sencillas y tendientes a ser completadas con facilidad y rapidez, ya que, a diferencia de la modalidad presencial, no puede controlarse el correcto completado del formulario y tampoco hay posibilidad de resolver dudas que puedan surgir en el proceso.

Para la encuesta digital se utilizó la aplicación web Google Forms de administración de encuestas que se incluye en el conjunto gratuito de Google Docs Editors. Esta herramienta es gratuita, sencilla de utilizar, está en español y es de amplio uso.

El cuestionario se organizó en tres secciones. En la primera, se consultó si el lugar de residencia es Lunlunta, si se dedica a la actividad agrícola, si el lugar de trabajo se encuentra en Lunlunta y cuál es su ocupación. Estas preguntas permitían verificar si las respuestas pertenecían a la población de estudio y la respuesta acerca de la ocupación se utilizó como pregunta de validación. En la segunda sección, se definieron brevemente las unidades de paisajes y la consigna de trabajo y, en la tercera sección, se presentó un test de fotos de cada unidad de paisaje y se consultó la puntuación otorgada, ofreciendo el rango de 1 a 5. El test de fotos se construyó a partir de 3 fotografías por cada unidad de paisaje: una imagen de cerca, una imagen de lejos y una imagen con foco en una o varias especies vegetales características. Se optó por fotografías tomadas en días con condiciones climáticas similares, evitando sesgos de color y efectos de luz, así como, se evitó la presencia de personas y vehículos (Barrasa-García, 2013). Cada trío, se agrupó en una única lámina.

El link de acceso a este formulario se compartió por WhatsApp junto con los saludos y explicaciones pertinentes, como se enseña a continuación (Tabla 9). Las respuestas se recogieron de manera automática en la aplicación web y para su análisis fueron descargadas en formato Excel.

**Tabla 9. Mensaje de presentación a la encuesta virtual compartido por WhatsApp.
Elaboración propia.**

Hola, mi nombre es Lucía del Barrio, soy Ingeniera Agrónoma y trabajo en INTA EEA Mendoza. En el verano estuve realizando unos muestreos de la vegetación silvestre en diferentes zonas de Lunlunta. Sería muy importante para nosotros que, cuando tenga 2 minutos, conteste las preguntas de la encuesta que le envío a continuación.

Desde ya, muchas gracias. Saludos atentos.



Link del formulario: <https://forms.gle/NHVGC4JQbkkNbFSA>

Si puede reenviarlo a otras personas que vivan o trabajen en Lunlunta también es de gran ayuda para nosotros ¡Necesitamos muchas respuestas!

Selección de colaboradores y diseño de la muestra

Según Arroyo Menéndez y Finkel (2019), que estudiaron las fortalezas y debilidades de las encuestas online, algunas de las dificultades a tener en cuenta en el diseño de estos instrumentos son: la falta de marcos muestrales representativos; la exclusión de aquellos informantes que no tienen acceso a internet y la falta del control sobre el correcto completado del cuestionario. En relación con el muestreo, se optó por un **muestreo no probabilístico**, ya que no se contaba con una base de datos completa de los contactos de teléfono celular de los habitantes. Los resultados no podrán generalizarse a los habitantes de Lunlunta y serán representativos de aquellas personas que completen el cuestionario.

Según los datos del último Censo Nacional de Población (Instituto Nacional de Estadística y Censos, 2010), más del 80% de viviendas del distrito declaraba tener acceso a teléfono celular y, una encuesta realizada en el año 2018 por la Corporación Latinobarómetro, indicaba que el 76% de los habitantes de Argentina afirmaba usar la aplicación de mensajería instantánea Whatsapp. Por lo que se consideró que gran parte de la población de Lunlunta podría tener acceso a la encuesta, si alguien se las reenviaba. Por esto, para invitar a los colaboradores a completar la encuesta, se utilizó la técnica de bola de nieve.

Esta técnica, consistió en dirigir la encuesta en una primera fase a una base de contactos conformada durante el trabajo de campo, sumando contactos de INTA (EEA Mendoza y Agencia de Extensión Rural Luján de Cuyo) y otros personales. Fueron potenciales colaboradores todas las personas que residen y/o trabajan en el distrito de Lunlunta, dado que tienen incidencia sobre el paisaje, ya sea de manera directa, en el manejo de las coberturas vegetales de sus propiedades, o indirecta, en los procesos de gobierno y gestión municipal. La evaluación se realizó diferenciando dos tipos de actores: “agrícolas”, ocupados en el sector agropecuario (productores, técnicos y obreros rurales) y “no agrícolas”, personas sin vinculación ocupacional directa con el sector agropecuario. Se solicitó a los informantes que faciliten la encuesta a otros contactos, haciendo hincapié e insistiendo en el pedido de difusión, ya que es común que no se reenvíen las invitaciones pese a la facilidad que ofrece la modalidad virtual de encuesta (Arroyo Menéndez & Finkel, 2019).

La etapa de encuesta se dio por finalizada cuando se agotaron los contactos y pasaron 20 días sin recibir ninguna respuesta nueva. Se obtuvieron 170 respuestas, de las que se consideran válidas 142. Los 28 restantes, no se encontraban completas, fueron respondidas por duplicado



o correspondían a personas que no habitaban ni trabajaban en Lunlunta. Se relevaron 46 casos de actores agrícolas y 96 no agrícolas.

Segundo momento: entrevistas semiestructuradas

Contexto

En diciembre del año 2020, al flexibilizarse la regulación de aislamiento social preventivo obligatorio, se realizaron entrevistas de manera presencial. Debido a la incertidumbre que predominaba debido al contexto sanitario, no fue sencillo encontrar personas dispuestas a acceder a la entrevista de manera personal ya que el contacto presencial generaba inseguridad. Las personas que pudieron entrevistarse fueron aquellas con las que se había podido establecer un contacto personal previo a la crisis sanitaria y que sentían mayor confianza para reunirse.

Instrumento

Mediante entrevistas semiestructuradas, se buscó conocer los fundamentos y los juicios de valor representados con las puntuaciones otorgadas a cada unidad de paisaje. Se construyó el significado de lo indagado desde el lugar del sujeto de estudio (Mendizábal, 2006), diferenciando entre actores que se dedican a la actividad agrícola y aquellos que tienen otras ocupaciones.

El guion de las entrevistas fue diseñado considerando dos momentos. Un primer momento cuantitativo similar al utilizado en las encuestas virtuales en el que se recabaron las valoraciones sobre las unidades de paisaje, empleando los tests de fotos - esta vez impresos- y solicitando a los informantes puntuar cada unidad de paisaje; y un segundo momento de preguntas abiertas (de libre respuesta) en el que se consultó los fundamentos de su puntuación. También, se formularon algunas preguntas que surgieron como anticipaciones de sentido del análisis de las encuestas, vinculadas a la preferencia de ciertas características del paisaje (orden; especies exóticas; disponibilidad y abundancia de agua) (Anexo 4). El instrumento fue validado mediante consultas con expertos y pruebas piloto con habitantes de Lunlunta (Rojas Crotte, 2011).

Colaboradores

Dada la conformación resultante de la muestra de encuestas, se priorizó entrevistar a actores ocupados en actividades agropecuarias que a actores no agrícolas. Accedieron a la entrevista cuatro actores agrícolas y dos a actores no agrícolas.

Esta etapa se dio por finalizada en base a la repitencia de las valoraciones cuantitativas obtenidas, tomando en cuenta los resultados previos de las encuestas y no en función de la redundancia de las fundamentaciones que, si bien se identificaron puntos en común, no se logró una saturación. Por lo tanto, los resultados del análisis de las entrevistas corresponden a los actores entrevistados y no podrán generalizarse.



Análisis de resultados

Los datos resultantes de las encuestas y de las entrevistas semiestructuradas se analizaron con diferentes métodos. Para el análisis de las encuestas se usó el software InfoStat (2020). La escala de puntaje de 5 preferencias fue sintetizada en tres categorías de valoración - “Baja” (puntajes 1 y 2), “Media” (puntuación 3 y 4) y “Alta” (puntaje 5)-, clarificando la presentación de los resultados. Los resultados del análisis de las encuestas se utilizaron para el diseño de la aproximación cualitativa y la confección del guion de entrevista.

El análisis de las entrevistas se realizó utilizando las unidades de paisaje como categorías centrales. Una vez desgravadas, se utilizó el software Microsoft Excel para organizar los fragmentos textuales en un cuadro comparativo según tipo de informante. Para la interpretación se vincularon los fragmentos categorizados según unidad de paisaje y tipo de actor, con conceptos teóricos y antecedentes empíricos.

Resultados

Resultados de las encuestas

El 32% de los colaboradores que completaron la encuesta, eran productores, técnicos y obreros rurales ocupados en la actividad agrícola (A). El 68% restante, se dedicaba a otras actividades no vinculadas con el sector agropecuario (NA), entre las que pueden mencionarse trabajos administrativos, labores profesionales y de cuidado del hogar.

Para todos los test de fotos, se obtuvo una gran cantidad de respuestas correspondientes a valoraciones de puntaje 5 y muy pocas de valoraciones 1 y 2 (Tabla 10). Dada esta distribución de las respuestas, se sintetizó la escala de valores para clarificar la presentación de los resultados en cuatro categorías de valoración: “Muy Baja” (puntuación 1 y 2), “Baja” (puntuación 3), “Media” (puntuación 4) y “Alta” (puntuación 5).

Tabla 10. Cantidad y porcentaje de respuestas para cada puntuación. Aclaración: considerar que para cada encuesta se obtuvieron 6 respuestas de valoración, una por cada unidad de paisaje. Elaboración propia.

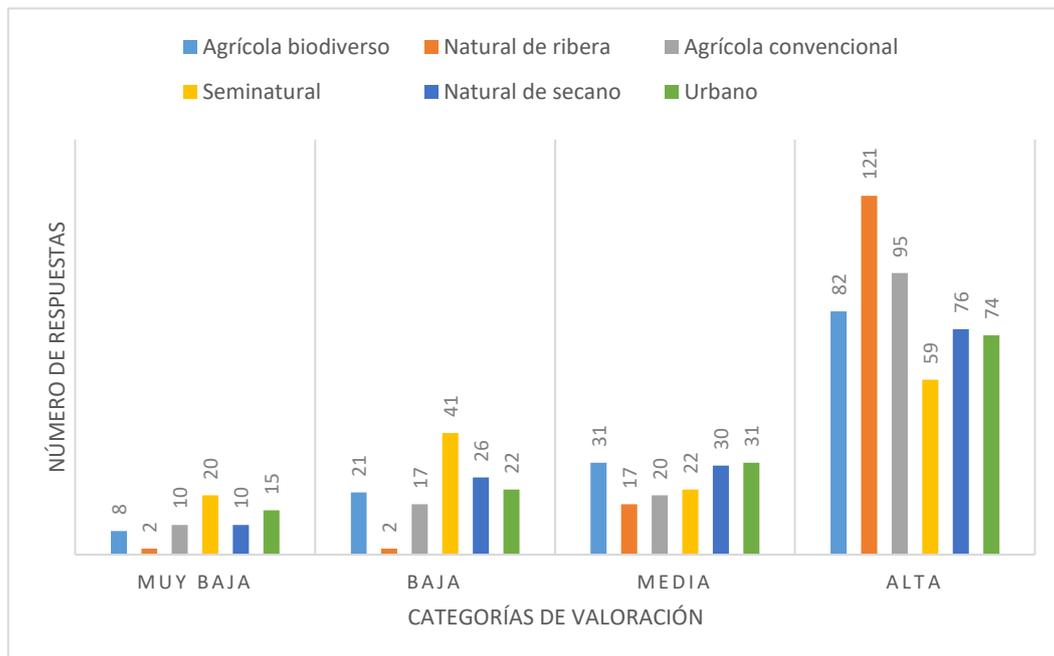
Puntuación	1	2	3	4	5
Número de respuestas	26	39	129	151	507
Porcentaje	3%	5%	15%	18%	59%

Al analizar las respuestas por unidad de paisaje y categoría de valoración, se observó que la unidad de paisaje Natural de ribera, obtuvo la mayor cantidad de valoraciones altas (97% de las respuestas); seguida por la Agrícola convencional (67%) y la Agrícola biodiversa (58%). Las

unidades de paisaje Seminatural, Urbano y Natural de seco, fueran las que presentaron menos respuestas de valoración “alta”.

Las unidades de paisaje Seminatural y Urbana obtuvieron el mayor número de respuestas de valoración “baja” y “muy baja”. Mientras que la UP Natural de seco, obtuvo en relación al promedio, más respuestas “bajas” y “medias” que las demás unidades de paisaje (Figura 24).

Figura 25. Cantidad de respuestas según la escala de valoración para cada unidad de paisaje. Referencias: Categoría de valoración Muy baja (puntajes 1 y 2); Baja (puntaje 3); Media (puntaje 4) y Alta (puntaje 5). Elaboración propia.



Para conocer las diferencias en las valoraciones según la ocupación de los colaboradores (tipo de actor), se analizaron las Figura 26 y 27. Se observó:

- que los actores agrícolas y no agrícolas valoraron de manera similar las unidades de paisaje Natural de ribera, Agrícola convencional y Agrícola biodiversa;
- la mayor diferencia entre los dos grupos de actores para la valoración “alta” de la unidad de paisaje Natural de Secano, siendo los actores no agrícolas los que mejor la puntuaron
- diferencias en la en la valoración “baja” para la UP agrícola biodiversa, siendo mayor el porcentaje de este tipo de respuesta otorgado por los actores agrícolas.
- para la unidad de paisaje Urbana que los informantes no agrícolas, otorgaron mayor proporción de respuestas “alta” y los agrícolas la mayor cantidad de puntuaciones “muy baja”. El porcentaje de respuestas “media” y “baja” fue similar en ambos grupos.

Figura 26. Porcentaje de respuestas de actores agrícolas para cada unidad de paisaje por categoría de valoración. Elaboración propia.

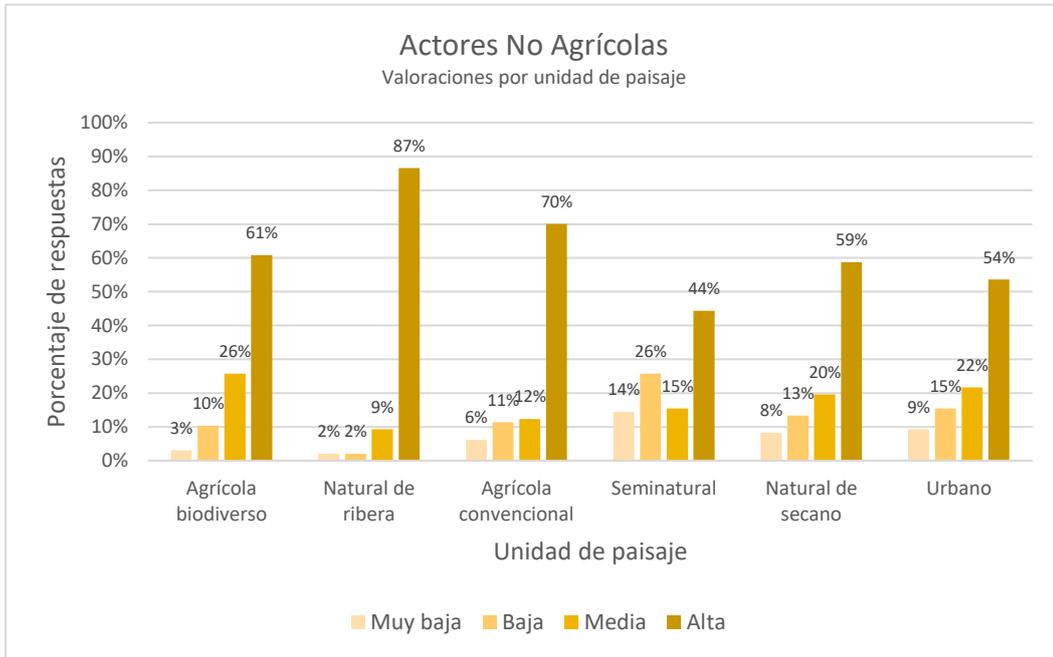
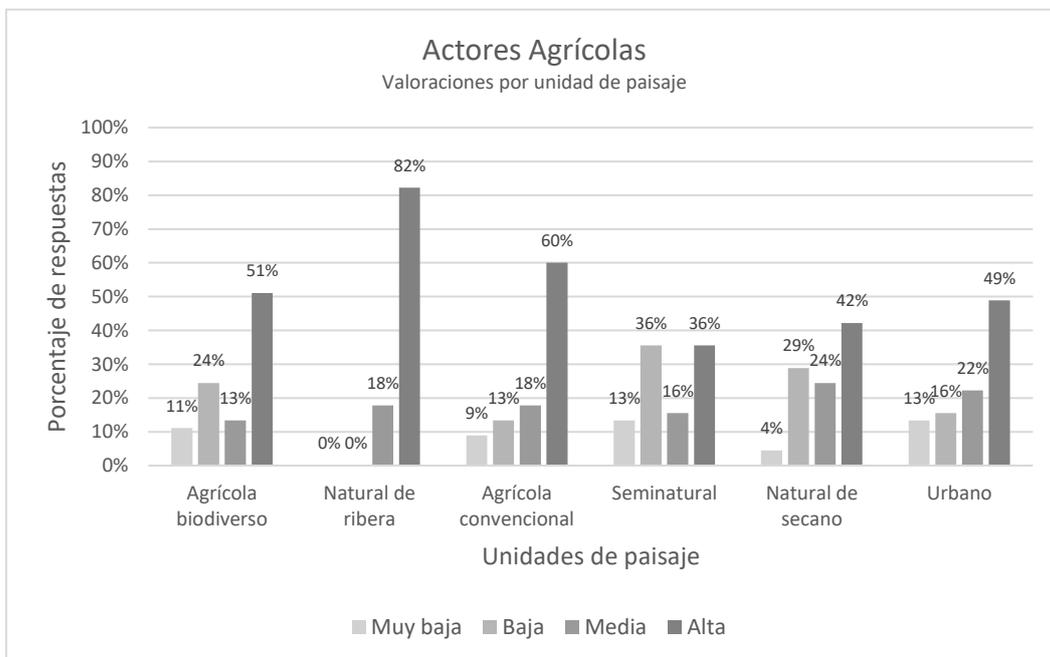


Figura 27. Porcentaje de respuestas de actores no agrícolas para cada unidad de paisaje por categoría de valoración. Elaboración propia.





Resultados de las entrevistas

Se presentan a continuación, algunos fragmentos de las entrevistas, con el fin de ejemplificar los fundamentos que aportaban los colaboradores en relación con los resultados cuantitativos.

La presencia de agua y la posibilidad de hacer usos recreativos fueron los fundamentos más frecuentes de la valoración “alta” de la unidad de paisaje Natural de ribera. Se destacó también la valoración de la UP Natural de ribera como paisaje identitario de Lunlunta según los entrevistados:

“El paisaje del río es el más lindo, por el agua y las barrancas” (Informante Agrícola).

“[El] paisaje del río [es] típico, es rústico y me agrada. Me gusta porque soy del lugar, es un paisaje equilibrado con el resto de la zona porque las cortaderas te las encontras en todos lados. El agua está siempre presente, por todos lados” (Informante Agrícola).

“¿No te da la sensación de paz, de frescura, de natural? Sabemos ir en bici (...) Esto es una belleza” (Informante No Agrícola).

En la evaluación de las unidades Agrícola biodiversa y convencional, los colaboradores tendían a observarlas juntas y emitir su juicio a partir de su comparación entre ambas unidades de paisaje; lo que no ocurrió con los demás paisajes. Los términos utilizados para fundamentar la mejor valoración de la unidad de paisaje Agrícola convencional en comparación con la valoración de la Agrícola biodiversa fueron: “prolijidad”, “dedicación”, “limpieza” y “orden” y se identificaron en ambos tipos de actores:

Agrícola convencional:

“La tienen [a la finca] que es una preciosura (...) le ves la dedicación, la dedicación del ser humano para que estas plantas estén así, el esfuerzo. Aunque la tierra es hermosa, pero para que esté así la limpieza, el orden, es amar lo que está haciendo” (Informante No Agrícola).

“Está bien limpio, está bien conservado” (Informante Agrícola).

Agrícola biodiverso:

“(...) es bien agrícola, bien campestre, pero yo no le veo el cariño, la atención (...) También me gusta porque es precioso, pero le pongo menos [puntaje]” (Informante No Agrícola).

“Está linda, pero tiene un poco más de yuyos” (Informante Agrícola).



“El verdeo es excesivo y ya compite mucho con las plantas, a mi punto de vista”
(Informante Agrícola).

Se observan consideraciones de tipo estéticas en la percepción de los actores entrevistados, tomando como un aspecto negativo la presencia de vegetación espontánea en el espacio interfilas (mayor en la UP Agrícola biodiversa) por considerarse opuesta al *“esfuerzo y dedicación”* del productor hacia el mantenimiento del orden en el cultivo o finca.

La *UP Natural de secano* fue en general poco valorada. Sin embargo, fue valorada por los actores no agrícolas entrevistados quienes lo relacionaron con los paisajes de montaña:

“Está bonito, tiene características naturales, es el autóctono de la montaña, no está trabajado, pero a su vez es bonito porque tiene las características naturales. Está verde y es natural, me gusta lo verde” (Informante No Agrícola).

“Esto es lo que nos enamora de Mendoza, esas montañitas y los cactus (...)”
(Informante No Agrícola).

Por el contrario, en los informantes de ocupación agrícola se observó una percepción negativa de la *UP Natural de secano*:

“Esto no es Lunlunta para nosotros. No veo Lunlunta en esta foto, por los cactus. Se ve más seco” (Informante Agrícola).

“No lo veo tanto de la zona [por] los cactus porque es más del árido. No me gusta tanto, le pondría menos que al urbano” (Informante Agrícola).

Con respecto a la valoración de la UP urbana, se hallaron argumentos contradictorios por parte de los actores de ocupación agrícola entrevistados: por un lado, se cuestiona su artificialidad al compararlo con *“paisajes naturales”* pero, por el otro, se lo valora por su *“prolijidad”*, *“lo verde”* y el *“trabajo”* implicado en el mantenimiento de las coberturas vegetales.

“Aunque no sea natural, se ve bien cuidado, me gusta el pasto y las flores”
(Informante Agrícola).

“Veo jardines, están bien de verde, me gusta el verde más que el marrón de la tierra. Está cuidado, prolijo, se ve sano, bien nutrido todo” (Informante Agrícola).

La UP Urbana, fue mejor valorada que las unidades de paisaje Natural de secano y Seminatural, como también se señalaba en los resultados de las encuestas. Entre las razones de su valoración se señaló en algunas entrevistas, el tipo de residencia con amplios espacios verdes sin edificar. Además, algunos entrevistados señalaron positivamente la utilización de plantas locales, tanto nativas como naturalizadas.



“Los rosales se ven muy bien, los álamos también. Condice con el lugar, tenés el álamo, las cortaderas. Por lo menos veo que son extensiones amplias, se sigue respetando un poco el microclima, el ambiente. No me gusta tanto lo urbano, lo vamos a bastardear un poco, pero está bueno porque son cosas amplias” (Informante Agrícola)

“(…) Dentro de todo han conservado el espacio, lo natural, estos coirones son la vegetación de la zona, más allá de que han urbanizado han conservado lo verde” (Informante No Agrícola).

El paisaje seminatural tiene elementos que fueron valorados positivamente, como es la vista de la cordillera, y otros que fueron valorados negativamente, como el gran porcentaje de suelo descubierto, la vegetación senescente y la presencia de basura. Al comentar los usos del suelo asociados a estos paisajes (abandono, loteos sin urbanizar) los informantes disminuían el puntaje otorgado. La asociación con la dinámica de transformación de los usos del suelo en Lunlunta, fueron identificados en las valoraciones de este paisaje.

“Es un crimen, han estado erradicando [cultivos] (...) Esta me gusta más por la montaña, y Lunlunta la asocio con la producción y esto no es, como te decía recién pienso en quintales¹⁰ y no en m²” (Informante Agrícola).

Discusión

La posibilidad de diseñar agroecosistemas que disminuyan o eliminen el uso de plaguicidas, requiere mantener adecuados niveles de biodiversidad funcional. La agroecología propone restaurar y fortalecer las funciones ecosistémicas en los agroecosistemas para promover un modelo de agricultura ecológicamente adecuado y socialmente aceptable (Sarandón, 2020). Estas funciones están presentes mayormente, en paisajes poco intervenidos como ecosistemas naturales o seminaturales.

Los resultados obtenidos de las encuestas y entrevistas realizadas a algunos habitantes de Lunlunta, Mendoza – Argentina, señalan dos limitaciones socioculturales para la promoción de sistemas basados en la agroecología en el área de estudio. Por un lado, la baja valoración relativa de los paisajes naturales no irrigados (Natural de seco y Seminatural) y por otro, la preferencia de paisajes agrícolas con baja presencia de vegetación espontánea (Agrícola convencional).

¹⁰ El quintal es una unidad de medida utilizada en viticultura, un quintal equivale a 100 kg de uva.



Videla et al. (2018), en un estudio realizado en la Provincia de Mendoza identificaron, en base a quinientas cincuenta encuestas realizadas en ámbitos académicos, una marcada preferencia de escenas paisajísticas asociadas a cuerpos de agua en entornos naturales. En dicho trabajo se presentaban fotografías de paisajes icónicos de la Provincia y se solicitaba su valoración según una encuesta de preferencias. Los paisajes más valorados fueron el dique Potrerillos y un arroyo de montaña. Las autoras explican estos resultados en base “a la preferencia instintiva por paisajes que aseguren la supervivencia del individuo” (Videla et al., 2018, p.5). En paisajes de oasis, la presencia y disponibilidad de agua se establece como un elemento de alta valoración debido a su escasez.

Así como también, los cuerpos de agua cristalina se presentan como elementos del paisaje de alta preferencia y valoración generalizada (González Bernáldez, 1985; Ruiz, 1994; Von Haaren, 2002; de la Fuente de Val et al., 2004, Dramstad, 2006; Van Den Berget al., 2006; García & Dunnett, 2009; Barrasa, 2013 en López-Contreras 2019). Esta preferencia, que no responde a características sociodemográficas ni culturales, tiene fundamento en la *teoría de la adaptación efectiva al entorno*, según la cual las personas preferirán aquellos paisajes en los que estén presentes elementos de la naturaleza relevantes para la sobrevivencia del hombre como especie (González Bernáldez, 1981 en Etter, 1991). Esta teoría puede explicar la alta valoración de gran parte de los informantes por la unidad de paisaje natural de ribera que fue representada por fotografías del río y su vegetación.

La valoración positiva de ‘lo verde’ en contraposición con ‘lo marrón’ del suelo descubierto que aparece como fundamento de la baja valoración de los paisajes no irrigados del área de estudio, puede ser analizado como una expresión de la *cultura del oasis* identitaria de los mendocinos. Según Wagner (2019) los oasis son en el plano simbólico,

‘una herencia que enorgullece a la provincia’ [dado que] los actuales pobladores de Mendoza, especialmente quienes habitan en zonas agrícolas, destacan que fueron sus antecesores (padres, abuelos, bisabuelos) quienes lograron llevar a cabo y mantener oasis agrícolas en un medio árido. (Wagner, 2019, p.4).

Las diferencias entre los territorios irrigados y no irrigados (secano), se manifiestan no sólo en la dimensión biofísica, sino también en la cultural: “(...) la identidad provincial ha sido construida a partir de una causa común: ‘vencer al desierto’. Los mendocinos están orgullosos de la manera en la que han sabido ‘domar’ ese medio hostil y moldearlo de acuerdo con sus necesidades” (Montaña et al., 2005, p.5). Según estas autoras, estos son los motivos por los que los espacios no irrigados - desérticos- quedan invisibilizados en el imaginario local y no son valorados.

Estas ideas pueden observarse en las altas valoraciones otorgadas por los informantes a los paisajes irrigados tanto natural como artificialmente: natural de ribera, agrícolas y urbanos con respecto a los paisajes sin disponibilidad de agua (Natural de secano y Seminatural).



Por otra parte, en el estudio de la estética del paisaje, se ha corroborado que el factor de gestión es valorado positivamente. La gestión hace referencia al sentido de orden y cuidado que perciben las personas cuando un espacio es gestionado y mantenido (Tveit et al., 2006; Fry et al., 2009 en Lopéz-Contreras, 2019). Esta percepción puede observarse a partir de los adjetivos utilizados para describir las razones por las que se valoraba positivamente los paisajes en los que la **naturaleza ha sido dominada** (Montaña, 2013), estos fueron 'prolijidad', 'limpieza', 'orden' y 'cuidado'. Esta valoración de ambientes 'prolijos y limpios' en los que se ha domado la vegetación natural o espontánea, dificulta la conservación de paisajes no cultivados que podrían constituir reservorios de biodiversidad y ser fuente de funciones ecosistémicas.

Esta percepción positiva de los ambientes gestionados se identifica con claridad al comparar las valoraciones de las unidades de paisaje agrícolas entre sí. Fueron mejor valorados los cultivos sin vegetación espontánea en el espacio interfilar, que aquellos agroecosistemas biodiversos porque - en palabras de los informantes- son 'limpios', 'sin yuyos', 'reflejo del esfuerzo y del trabajo'.

Al analizar las valoraciones por tipo de actor, se confirma que los actores no agrícolas indagados valoran mejor los paisajes con mayor biodiversidad de especies nativas (UP Natural de secano, Natural de ribera y Agrícola biodiverso) que los actores agrícolas. Gargoloff et al. (2012) encontraron que los actores agrícolas del Cinturón Hortícola de La Plata perciben negativamente los espacios con vegetación natural y seminatural próximos a sus explotaciones, ya que los asociaban con la reproducción y dispersión de 'plagas' y 'malezas'. Los fundamentos de los actores agrícolas entrevistados en este trabajo se vincularon con el 'abandono', la presencia de suelo descubierto y el 'desorden', es decir, con la percepción positiva de los espacios 'limpios', sin vegetación espontánea. Por su parte, los colaboradores no agrícolas, fundamentaron sus valoraciones relativamente más altas de estas unidades de paisaje por la belleza de la vegetación -como expresión de 'lo natural'- y a una priorización de aquellos paisajes con posible uso recreativo (Ávila Sánchez, 2001).

En este sentido, Sarandón (2020), explica que tanto el dominio de la naturaleza por los seres humanos, como la influencia del rendimiento en la toma de decisiones, son características del modo de comprender la realidad que hace el sector agropecuario. Los resultados de este capítulo son coincidentes con la idea de Sarandón (2020) y la abonan señalando que el paradigma productivista, utilitarista y la idea de control de la naturaleza está presente, también, en actores ocupados en actividades no agrícolas no solamente en el sector agropecuario.

El conocimiento ecológico de los elementos de un paisaje tiene una influencia importante en su valoración y en los cambios socioculturales (Home et al., 2014; Alpuche-Álvarez et al., 2019). En este sentido, Fruitos et al. (2019) consultaron preferencias sobre distintos manejos del espacio interfilar explicitando funcionalidades ecológicas a actores vinculados a la actividad agrícola. Encontraron que la estrategia de manejo en la que se conservaba la vegetación espontánea en el interfilar fue valorada por favorecer el aprovechamiento de múltiples servicios ecosistémicos.



Esto sugiere la importancia de la difusión de más y mejor información sobre el rol que ciertos ambientes pueden cumplir para mejorar la toma de decisiones por parte de los actores territoriales.

En relación con la valoración que hicieron los actores no agrícolas de los paisajes urbanos y su argumentación fundada en el deseo de que el entorno se conserve agrícola, resulta paradójico que sean estos actores los que valoran negativamente esta UP, ya que el hecho de que habiten este territorio, en la mayor parte de los casos se dio, por un cambio de uso del suelo. Bernabeu y Martín (2019) expresan:

En el caso de las urbanizaciones cerradas que se encuentran en Luján de Cuyo y Maipú, [en la promoción publicitaria de los emprendimientos inmobiliarios] también se hace referencia al paisaje tradicional de viñas (...) Las urbanizaciones promocionan los paisajes tradicionales de viñedos que justamente se ven amenazados por el avance de la actividad inmobiliaria. (Bernabeu & Martín, 2019, p.74).

En el sentido de la valoración de los actores no agrícolas, se puede visibilizar la preocupación por la calidad de la vida y la íntima relación entre la baja calidad ambiental urbana y bienestar humano (Pacione, 2003).

Por último, es interesante destacar que el conflicto socioambiental señalado por los colaboradores que participaron de las entrevistas fue la disponibilidad de agua. Si bien surgió el tema de la aplicación de agroquímicos como un factor de riesgo para la salud, aún es poco relevante para los actores. La escasez hídrica eclipsa otras situaciones de vulnerabilidad como son los riesgos por uso de agroquímicos en la creciente zona de interfase urbano rural. Esto puede deberse al desconocimiento del riesgo, a la forma de aplicación (pulverización terrestre) que se percibe como poco invasiva, o al hecho de la menor toxicidad de los químicos usados generalmente en la región. o a la toxicidad crónica que es a largo plazo y no permite asociar la aplicación con complicaciones de la salud.

Según Brasca (2020), “las estrategias biodiversas, centradas en el aprovechamiento de los servicios ecosistémicos están asociadas a una alta percepción del riesgo ambiental, mientras que las estrategias especializadas centradas en la utilización sistemática de insumos externos al agroecosistema se relacionan con una actitud de indiferencia y de relativización frente a dichos riesgos” (p. 58). Por lo que, siguiendo su argumento, la falta de conocimiento acerca del riesgo del uso de agroquímicos se plantea como otra limitante para el desarrollo de la agroecología. Sin embargo, las protestas y manifestaciones sociales en torno al programa de fumigaciones aéreas para combatir la “polilla de la vid”, podrían señalar que la preocupación por los efectos del uso de agroquímicos sobre la salud está presente y el conflicto y la acción de los actores afectados, es latente.



Conclusión

Las herramientas escogidas para alcanzar los objetivos, si bien permitieron un primer acercamiento podrían mejorarse en una próxima investigación. Si pudieran realizarse mayor cantidad de entrevistas, es posible que aparecieran algunos conceptos que permitan explicar con mayor profundidad las razones que dan lugar a la valoración del paisaje, así como también, sería importante considerar otras características socioculturales de las personas entrevistadas además de su ocupación a fin de conocer la influencia en la percepción del paisaje.

La encuesta virtual, facilitó la obtención de un gran número de respuestas en un contexto difícil para la realización de trabajo de campo. En esta instancia se buscó un instrumento sencillo de respuesta múltiple y que pudiera contestarse rápidamente. En otro contexto sanitario, se hubieran podido realizar encuestas presenciales y se podría incorporar el segmento de fundamentos de las valoraciones en un mismo instrumento, pudiendo contar con un mayor número de respuestas.

Los resultados obtenidos, permiten concluir que la hipótesis 1, acerca de la valoración diferencial de las unidades de paisaje según la ocupación de los actores entrevistados, se corrobora parcialmente. Las categorías de valoración más frecuentes variaron según las unidades de paisaje, sin identificarse una relación con la ocupación de los actores. Se observaron diferencias en las categorías de valoración (“muy baja”, “baja”, “media” y “alta”) de todas las unidades de paisaje. Sin embargo, las respuestas otorgadas a la unidad de paisaje Natural de ribera fueron en su gran mayoría de valoración “alta” sin distinción por ocupación.

Se acepta la hipótesis 2 para las unidades de paisaje Natural de secano, Seminatural y Agrícola biodiverso, pero se rechaza para la unidad de paisaje Natural de ribera. La unidad de paisaje Natural de secano fue mejor valorada por los actores no agrícolas ya que le otorgaron menos valoraciones “baja” y más respuestas “alta”. Los actores agrícolas, otorgaron menos respuestas “alta” y más respuestas “media” y “baja” que los actores no agrícolas a la unidad de paisaje Natural de secano. La unidad de paisaje Agrícola biodiversa obtuvo menos respuestas “alta” y más respuestas “muy baja” por parte de los actores agrícolas, que las otorgados por los actores no agrícolas. En este sentido, se concluye que, separando la unidad de paisaje Natural de ribera, los actores no agrícolas valoran mejor las unidades de paisaje con mayor cobertura de especies vegetales no cultivadas o menos intervenidas.

Al respecto de las unidades “de naturaleza controlada” (Agrícola convencional, Agrícola biodiversa y Urbana) se identificó que, Agrícola convencional obtuvo más valoraciones “alta” y menos valoraciones “media” y “baja” que los otros dos paisajes. En la puntuación de la unidad de paisaje Urbana se corroboró una menor valoración por parte de los actores agrícolas que otorgaron menor cantidad de respuestas "Alta" y mayor cantidad "Muy baja". En los fundamentos de los actores agrícolas acerca de la valoración de la unidad de paisaje Agrícola biodiversa señalaron aspectos vinculados al rendimiento y manejo de los agroecosistemas, por



lo que se acepta la hipótesis 3 y se rechaza la hipótesis 4. Los actores no agrícolas, otorgaron peores valoraciones a la unidad de paisaje Agrícola biodiversa que a la Agrícola convencional por aspectos culturales y estéticos. Con respecto a la hipótesis 5, se acepta parcialmente ya que, si bien las valoraciones otorgadas a la unidad de paisaje Urbana fueron mayormente altas, en las entrevistas pudo identificarse cierto malestar y tensión por el cambio de uso del suelo por parte de los actores dedicados a la actividad agrícola, así como también por los no agrícolas.

Los resultados de este capítulo permiten concluir que el área de estudio presenta una escasa potencialidad sociocultural del área de estudio para promover un modelo de base agroecológica en el territorio vinculada a la baja valoración que tienen sus habitantes de los paisajes menos intervenidos, más naturales y que son aquellos que sostienen y proveen las funciones ecosistémicas necesarias para cambiar el modelo productivo, así como también por la percepción de la unidad de paisaje Agrícola biodiversa como descuidada y poco trabajada. Sin embargo, se identifica una fortaleza en la alta valoración por los paisajes naturales de ribera, siendo una zona importante de restauración y conservación.

Algunas preguntas emergentes que cabría profundizar en futuras investigaciones son: ¿Qué motivos sustentan el deseo de conservación o no de distintas unidades de paisaje? Y ¿Cuáles son los argumentos que priman al momento de seleccionar estrategias de manejo de la vegetación espontánea, se prioriza lo funcional o lo estético?



Bibliografía

- Alpuche-Álvarez, Y. A., Ochoa-Gaona, S., Monzón-Alvarado, C. M., & Cortina-Villar, S. (2019). Modernización agrícola y valoración sociocultural de los servicios ecosistémicos en paisajes mayas del sureste de México. *Ecología Austral*, 29(2), 223–238. <https://doi.org/10.25260/ea.19.29.2.0.774>
- Aradas, M., & Carrancio, L. (2010). Conflictos socio ambientales y desarrollo local en poblaciones del sur de Santa Fé. *Publicación Miscelánea INTA - Estación Experimental Agropecuaria Rafaela* (Vol. 118). Rafaela, Santa Fé.
- Arroyo Menéndez, M., & Finkel, L. (2019). Encuestas por Internet y nuevos procedimientos muestrales. *Panorama Social*, 30(Segundo semestre), 41–53.
- Ávila Sánchez, H. (2001). Ideas y planteamientos teóricos sobre los territorios periurbanos. Las relaciones campo-ciudad en algunos países de Europa y América. *81 Investigaciones Geográficas. Boletín Del Instituto de Geografía (IG-UNAM)*, 45.
- Ávila Sánchez, H. (2009). Periurbanización y espacios rurales en la periferia de las ciudades. *Revista Estudios Agrarios*, 41, 93–118. Retrieved from [http://www.pa.gob.mx/publica/rev_41/analisis/7 hector avila.pdf](http://www.pa.gob.mx/publica/rev_41/analisis/7%20hector%20avila.pdf)
- Baldaccini, P. (2015). El Paisaje como Servicio Ambiental que otorgan las zonas agrícolas de la provincia de Mendoza, Argentina. *Analizando la opinión de los habitantes. Tesis de grado. Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Cuyo.*
- Barrasa-García, S. (2013). Valoración de la calidad estética de los paisajes de La Habana (Cuba) con métodos de participación social. *Estudios Geográficos*, LXXIV(274), 45–66. <https://doi.org/doi:10.3989/estgeogr.201302>
- Barrientos, J., Ferrer, S. C., & Manzur, T. (2018). Controversias socio-técnicas en torno a las fumigaciones aéreas con agrotóxicos en la provincia de Mendoza. In *Congreso de la Asociación Latinoamericana de Sociología Rural (ALASRU)*. Montevideo, Uruguay.
- Bellamy, A. A. (2006). Algunas consideraciones teóricas en torno al paisaje como ámbito de intervención institucional. *Redalyc*, 79, 5–20.
- Bernabeu, M. M., & Martín, F. (2019). El periurbano recreado. Urbanizaciones cerradas como nuevos híbridos en el paisaje hídrico del Área Metropolitana de Mendoza, Argentina. *Quid 16: Revista Del Área de Estudios Urbanos*, 16(11), 55–85.
- Biasatti, N. R., & Seguro, E. F. (2017). El paisaje entre ciencia, educación y planificación: el legado que dejamos. In G. Lorenz, M. E. Figueroa, A. N. Giannuzzo, & M. E. Ludueña (Eds.), *VI Jornadas y III Congreso Argentino de Ecología de Paisajes* (pp. 253–255). Santiago del Estero: Universidad Nacional de Santiago del Estero - UNSE. Facultad de Ciencias Forestales. Retrieved from http://fcf.unse.edu.ar/archivos/publicaciones/CAEP_2017_ebook.pdf



- Brasca, F. (2020). Estrategias de manejo agrosistémico y percepciones de riesgo ambiental de productores familiares del norte de Santa Fe. *Estudios Rurales*, 10(19), 20.
- Burton, R. J. F., Kuczera, C., & Schwarz, G. (2008). Exploring farmers' cultural resistance to voluntary agri-environmental schemes. *Sociologia Ruralis*, 48(1), 16–37. <https://doi.org/10.1111/j.1467-9523.2008.00452.x>
- Cabral, V. N. (2015). Consecuencias sociales y ambientales del uso de agroquímicos en la agricultura intensiva y extensiva. In L. Zulaica, S. L. Bocero, & J. Tribó (Eds.), *Agroquímicos en áreas de transición urbano-rural. Problemas sociales y ambientales en el Partido de General Pueyrredón*. (Primera ed, pp. 73–97). Mar del Plata: Universidad Nacional de Mar del Plata.
- Cabrini, S., Cristeche, E., de Prada, J., Dupleich, J., Engler, P., Espósito, M., Manchado, J. C., Mathey, D., Natinzon, P., Schutz, P., Tello, D., & Vicente, G. (2018). Percepción sobre el Impacto Ambiental de la Producción Agropecuaria de la Región Pampeana Argentina. 1o Congreso Latinoamericano Sobre Conflictos Ambientales: Oportunidades Para Una Gestión Sustentable Del Territorio, 387–410. <http://www.ungs.edu.ar/colca2014/wp-content/uploads/2014/08/Libro-Resumenes-COLCA.pdf>
- Campos, C., Nates, J., & Lindemann-Matthies, P. (2013). Percepción y conocimiento de la biodiversidad por estudiantes urbanos y rurales de las tierras áridas del centro-oeste de Argentina. *Ecología Austral*, 23(3), 174–183.
- Carrieri, S. A., Codina, R. A., Manzano, E., Videla, E., Vespa, M. J., Kocsis, C. A., Malecki, M. F., & Fioretti, S. (2009). Offer of methodology for the bio-environmental qualification of green spaces by ecophysiological coefficients. *Revista De La Facultad De Ciencias Agrarias*, 41(1), 1–21.
- Cirvini, S. A., & Manzini, L. (2012). El paisaje vitivinícola. Identificación y caracterización. Mendoza, Argentina. *Revista de Historia Americana y Argentina*, 47, 101–131.
- Codina, R. A., Carrieri, S. A., Manzano, E. R., & Fioretti, S. B. (2000). Análisis del paisaje. Apuntes, experiencias, principios y técnicas para la percepción, evaluación y restauración. Mendoza, Argentina: Cátedra de Espacios Verdes. Facultad de Ciencias Agrarias. Universidad Nacional de Cuyo.
- Corporación Latinobarómetro. Opinión Pública Latinoamericana. (2018). Retrieved from <https://www.latinobarometro.org/latOnline.jsp>
- Craviotti, C. (2002). Cambios en las modalidades de trabajo: de la producción agraria a la prestación de servicios turísticos. Asociación Argentina de Estudios de Trabajo, ASET. Bs. As. p. 117136. (Estudios Del Trabajo No. 24).
- Craviotti, C. (2007). Tensiones entre una ruralidad productiva y otra residencial: El caso del partido de Exaltación de la Cruz, Buenos Aires, Argentina. *Economía, Sociedad y Territorio*, VI (23), 745–772. <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=11102307>



- de la Fuente de Val, G., Mezquida, J. A., & de Lucio, F. (2004). El aprecio por el paisaje y su utilidad en la conservación de los paisajes de Chile Central. *Revista Ecosistemas.*, 13(2).
- Díaz Paz, W. F., Salas Barboza, A. G. J., Venencia, C. D., Agüero, J. L., & Seghezze, L. (2018). Conflictos socio-ambientales vinculados a las grandes transacciones de tierras en la región del chaco salteño. In *Workshop; XLI Reunión de Trabajo de la Asociación Argentina de Energías Renovables y Medio Ambiente.*
- Escobar Blanco, L. G., & Sánchez Mendoza, G. A. (2017). El problema de la Lobesia Botrana. Un caso práctico para analizar el dilema entre la urgencia sanitaria y el derecho humano a un medio ambiente sano. Mendoza, Argentina.
- ESOMAR [European Society for Opinion and Marketing Research]. (2012). Guía para la investigación online. World Research Codes and Guidelines. Retrieved from www.esomar.org
- Etter, A. (1991). Introducción a la ecología del paisaje: Un Marco de Integración para los Levantamientos Ecológicos. <https://doi.org/10.13140/2.1.4464.5121>
- Fernández, V., Marasas, M., & Sarandón, S. (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), 30. <https://doi.org/10.24215/16699513e030>
- Fioretti, S. (2015). El paisaje productivo. Tesis de Maestría. Facultad de Arquitectura, Universidad Católica de Córdoba.
- Fruitos, A., Portela, J. A., del Barrio, L., Mazzitelli, M. E., Marcucci, B., Giusti, R., Alemanno, V., Chaar, J., García, G. L., González, M., Aquindo, N., & Debandi, G. (2019). Modelos de manejo del espacio interfilar en viñedos: percepciones acerca de su valor como proveedores de servicios ecosistémicos. *Revista De La Facultad De Ciencias Agrarias*, 51(1), 261–272.
- Gargoloff, N. A., Albaladejo, C., & Sarandón, S. J. (2012). La entrevista paisajística: un método para situar las prácticas y saberes de los agricultores. *Cadernos de Agroecología*, 6(2), 1–5. <http://www.aba-agroecologia.org.br/revistas/index.php/cad/article/view/10906>
- Gargoloff, N. A. (2018). Manejo, conocimiento y valoración de la agrobiodiversidad en fincas familiares de La Plata. Su relación con un manejo sustentable de los agroecosistemas. Tesis doctoral. Universidad Nacional de La Plata.
- Giobellina, B. (2018). La alimentación de las ciudades. Transformaciones territoriales y cambio climático en el cinturón verde de Córdoba. Ediciones INTA, 229–258.
- Girini, L. B., & Médico, C. M. (2021). Paisajes invisibles. El viñedo en el área periurbana del Gran Mendoza (Argentina) a la luz de la Carta del Paisaje de las Américas. *I2 Innovación e Investigación En Arquitectura y Territorio*, 9(1), 115. <https://doi.org/10.14198/i2.2021.9.1.06>



- Girini, L., Médico, C., & Vicchi, M. J. (2021). Persistencias en el paisaje vitivinícola de la zona alta del río Mendoza y el Valle de Uco. In M. E. Van den Bosch (Ed.), *El paisaje vitícola de la provincia de Mendoza. Su valoración económica y social* (Primera ed, pp. 26–48). Ciudad Autónoma de Buenos Aires: Ediciones INTA.
- Gómez Villarino, A. (2012). *El Paisaje: Diseño de una metodología para su análisis, diagnóstico, planificación e inclusión en los procesos de toma de decisiones*. Tesis doctoral. Universidad Politécnica de Madrid.
- Home, R., Angelone, S., Hunziker, M., & Bolliger, J. (2014). Public preferences for ecosystem-enhancing elements in agricultural landscapes in the Swiss lowlands. *Journal of Integrative Environmental Sciences*, 11(2), 93–108. <https://doi.org/10.1080/1943815X.2014.923913>
- Iermanó, M., Sarandón, S., Tamagno, N., & Maggio, A. (2015). Evaluación de la agrobiodiversidad funcional como indicador del “potencial de regulación biótica” en agroecosistemas del sudeste bonaerense. *Rev. Fac. Agron. La Plata*, 114(1), 1–14.
- Instituto Nacional de Estadística y Censos. (2010). *Censo Nacional de Población, Hogares y Viviendas en la República Argentina*. Retrieved from <https://www.indec.gob.ar/indec/web/Nivel4-Tema-2-41-135>
- López Contreras, C., Collantes-Chávez-Costa, A. L., Barrasa García, S., & Alanís-Rodríguez, E. (2019). Bases conceptuales y métodos para la evaluación visual del paisaje. *Agrociencia*, 53(7), 1085–1104.
- López-Contreras, C. (2019). *Evaluación del paisaje de la isla de Cozumel a través de indicadores eco-estéticos y las preferencias*. Tesis doctoral. Unidad académica Cozumel- división de desarrollo sustentable, Universidad de Quintana Roo.
- López, I., & Etulain, J. C. (2008). Políticas territoriales y construcción del paisaje cultural. Caso Región Gran La Plata. *Proyección*, 2(5), 100–118.
- Maderuelo, J. (2006). *Paisaje y pensamiento*. Madrid: Abada Editores.
- Manzini Marchesi, L. (2015). La dimensión histórica versus la banalización del paisaje. El caso del paisaje rural del departamento de Maipú, Mendoza, Argentina. *Tabula Rasa*, 22, 227–263. Retrieved from <https://www.flickr.com/photos/arteurbana/>
- Médico, C. (2001). Aspectos territoriales y de identidad en el paisaje agrario tradicional. El caso del valle de Agrelo-Perdriel. Mendoza (pp.23). Facultad de Arquitectura, Urbanismo y Diseño. Universidad de Mendoza. Mendoza.
- Mendizábal, N., 2006. Los componentes del diseño flexible en la investigación. En: I. Vasilachis de Gialdino (ed.), *Estrategias de investigación cualitativa*. Barcelona: Gedisa, pp. 65-105. ISBN 978-84-9784-173-3.
- Molpeceres, C., Zulaica, L., & Barsky, A. (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*, XIV (27), 160–186.
- Montaña, E., Torres, L. M., Abraham, E. M., Torres, E., & Pastor, G. (2005). Los espacios invisibles: Subordinación, marginalidad y exclusión de los territorios no irrigados en las tierras secas de Mendoza, Argentina. *Región Y Sociedad*, 17(32). <https://doi.org/10.22198/rys.2005.32.a598>
- Montaña, E. (2013). Escenarios de cambio ambiental global, escenarios de pobreza rural. Una mirada desde el territorio. (CLACSO, Ed.) (1a ed.). Ciudad Autónoma de Buenos Aires: CLACSO-CROP.
- Nates, J., Campos, C., & Lindemann-Matthies, P. (2010). Students' perception of plant and animal species: A case study from rural Argentina. *Applied Environmental Education and Communication*, 9(2), 131–141. <https://doi.org/10.1080/1533015X.2010.482495>
- Nogué, J. (2010). El paisaje en la ordenación del territorio. La experiencia del Observatorio del paisaje de Cataluña. *Estudios Geográficos*, IXXI (269), 415–448. <https://doi.org/10.3989/estgeogr.201014>
- Pacione, M. (2003). Urban environmental quality and human wellbeing—a social geographical perspective. *Landscape and Urban Planning*, 65(1–2), 19–30.
- Pengue, W. A., Rodríguez, A. F., Etchegoyen, A., Stimbaum, C. P., Ferrer, M., Cabrini, S. M., ... Goldberg, A. (2018). *Agroecología, Ambiente y Salud: Escudos Verdes Productivos y Pueblos Sustentables*. (W. A. Pengue & A. F. Rodríguez, Eds.) (Primera edición). Buenos Aires; Santiago de Chile: Fundación Heinrich Böll, Oficina Regional para Cono Sur.
- Perez, M., Silva Colomer, J., del Barrio, L., Dalmasso, C., Bres, E., Den, Van Bosch, M., ... F., R. (2016). Análisis del capital social de los productores vitícolas del Oasis Norte de la provincia de Mendoza: impacto sobre el territorio y el ordenamiento territorial. In 1a Reunión Científica del Programa Nacional de Recursos Naturales, Gestión Ambiental y Ecorregiones (pp. 70–71).
- Perez, M. (2020). Espacios agrícolas periurbanos en el siglo XXI. *Proyección: Estudios Geográficos y de Ordenamiento Territorial*, XIV, 1–5.
- Rojas Crotte, I. R. (2011). Elementos para el diseño de técnicas de investigación: una propuesta de definiciones y procedimientos en la investigación científica. *Tiempo de Educar*, 12(24), 227–297.
- Sarandón, S. J. (2020). El papel de la agricultura en la Transformación Social-Ecológica de América Latina. (A. Becker, Ed.), *Cuadernos de la Transformación*. Ciudad de México: Proyecto regional FES transformación social-ecológica en américa latina. Retrieved from <http://www.jstor.org/stable/20855557>
- Sautu, R., Boniolo, P., Dalle, P., & Elbert, R. (2005). *Manual de metodología Construcción del marco teórico, formulación de los objetivos y elección de la metodología*. Buenos Aires,



Argentina: CLACSO.

- Sequeira, N., Vazquez, P., & Zulaica, L. (2015). Environmental Implications of Agricultural Expansion in Benito Juarez County (Buenos Aires , Argentina) in the Period 2003-2011 . *Revista Geoaraguaia*, 5(2), 26–49.
- Soneira, A. J. 2006. La Teoría Fundamentada en los datos (Grounded Theory) de Glaser y Strauss. En V. de Gialdino (ed.). *Estrategias de investigación cualitativa*. Biblioteca de Educación. Editorial Gedisa. ISBN: 978-84-9784-173-3.
- 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 Naturales y Museo, Universidad Nacional de La Plata.
- Suárez Chaparro, R. H. (2015). Valoración de los atributos y las preferencias paisajísticas en la gestión turística de las áreas naturales protegidas: el caso de Chihuahua, México. Tesis doctoral. Universitat de Girona. Retrieved from <http://hdl.handle.net/10803/383996>
- Tittonell, P., & Giobellina, B. (2018). Periurbanos hacia el consenso. Ciudad, ambiente y producción de alimentos: propuestas para reordenar el territorio. In P. Tittonell & B. Giobellina (Eds.), *1o Encuentro Nacional sobre PERIURBANOS E INTERFASES CRÍTICAS*, 2a Reunión Científica del PNNAT y 3ra Reunión de la Red PERIURBAN (p. 757). Ediciones INTA. https://inta.gob.ar/sites/default/files/inta_periurbanos_hacia_el_consenso_libro_1_resumenes_ampliados.pdf
- Tomasoni, M. (2013). No hay fumigación controlable. Generación de derivas de plaguicidas. Ing. Qco. Colectivo Paren de Fumigar Córdoba. Córdoba.
- Toledo López, V., García Battán, J., & Pereyra, H. (2020). Transformaciones territoriales y conflictos por el uso de agrotóxicos en Santiago del Estero (2001-2018). *Revista Administración Pública y Sociedad*, 10, 18–35.
- Van den Bosch, María Eugenia, Mathey, D., Comellas, E., Alturria, L., Abraham, L., Videla, E., & Fioretti, S. (2012). Percepciones relevadas de distintos grupos sobre la provisión de servicios ambientales por el agroecosistema del Oasis Norte de la Provincia de Mendoza. Departamentos de Luján de Cuyo y Maipú. XLIII Reunión Anual de La Asociación Argentina de Economía Agraria, 1–16.
- Van den Bosch, M. E., Tello, D., Alturria, L., & Abraham, L. (2017). Valoración económica del uso recreativo del paisaje de oasis de Luján de Cuyo y Maipú, provincia de Mendoza. Argentina, mediante valoración contingente con formatos de pago y respuestas múltiples. *Revista Argentina De Economía Agraria*, 18(1), 49–73. Retrieved from https://raea.com.ar/revistaaea_arg/article/view/22
- Van den Bosch, M.E., Abraham, L., Girini, L., de Pascual, D., Fioretti, S., Alturria, L., ... Mathey, D. (2021). El paisaje vitícola de la provincia de Mendoza Su valoración económica y social. (M.E. Van den Bosch, Ed.) (primera ed). Ciudad Autónoma de Buenos Aires: INTA Ediciones. Retrieved from <https://inta.gob.ar/documentos/el-paisaje-viticola-su-valoracion->



economica-y-social-0

- Vicente, A., & Sarandon, S. J. (2013). Conocimiento y valoración de la vegetación espontánea por agricultores hortícolas de La Plata, Argentina. Su importancia para la conservación de la agrobiodiversidad. *Revista Brasileira de Agroecología*, 8(3), 57–71. Retrieved from [http://orgprints.org/27627/1/Vicente_Conocimiento y valoración de vegetación.pdf](http://orgprints.org/27627/1/Vicente_Conocimiento_y_valoración_de_vegetación.pdf)
- Videla, E., Pastor, G., Tonda, M., Lorello, I., & Gutiérrez, M. T. (2018). La flora nativa en las relaciones afectivas con el paisaje. In *Simposio Paisajes Culturales Urbanos, Periurbanos y Rurales*. Comité Científico Internacional de Paisajes Culturales (p. 9). Mendoza.
- Wagner, L. (2019). Agriculture, oasis' culture and mega-mining in Mendoza. *Debates and disputes*. *Mundo Agrario*, 20(43), 4. <https://doi.org/10.24215/15155994e106>
- Zulaica, L., Bocero, S., Tribó, J., Cabral, V., Di Bona, A., Paz, M., & Tomadini, M. (2015). Agroquímicos en áreas de transición urbano-rural. Problemas sociales y ambientales en el Partido de General Pueyrredón. (L. Zulaica, S. L. Bocero, & J. Tribó, Eds.) (1a ed). Mar del Plata: Universidad Nacional de Mar del Plata.
- Zulaica, L., & Ferraro, R. (2011). Aportes metodológicos para la gestión territorial del periurbano marplatense (Provincia de Buenos Aires, Argentina): Aplicaciones en el sector sur. *Revista Geográfica de América Central*, 2(47E), 1–21. <http://www.revistas.una.ac.cr/index.php/geografica/article/view/3690>



Facultad de
Ciencias Agrarias
y Forestales



UNIVERSIDAD
NACIONAL
DE LA PLATA

Capítulo 6. Discusión y conclusiones generales.



Discusión general

Impactos del crecimiento urbano sobre los paisajes agrícolas

En línea con el proceso latinoamericano, las ciudades de Argentina responden a un patrón de crecimiento de baja densidad. La expansión urbana está ejerciendo una fuerte presión sobre las áreas productivas y naturales, demandando grandes extensiones de suelo y de otros bienes naturales para el desarrollo de infraestructuras de residencias, comercios y servicios. En este escenario, los desafíos para el ordenamiento territorial que enfrenta el país, están asociados con las consecuencias del crecimiento expansivo de las ciudades, la antropización de los sistemas naturales y la conformación de áreas de interfase.

Entre los impactos de estas transformaciones se destacan la competencia por los bienes naturales, la pérdida sostenida de la biodiversidad - que para el caso de algunos ambientes y especies es irreversible o puede demorar muchos años en restituirse-, las economías ineficientes, la contaminación ambiental con consecuencias en la salud humana y en el desarrollo social, y la pérdida de servicios ecosistémicos esenciales para la sustentabilidad de los territorios (Giobellina & Barchuck, 2020, en Suez, 2020). La expansión urbana, genera la reestructuración ambiental del territorio. Por lo que es urgente generar políticas territoriales con enfoque en las problemáticas y requerimientos de los territorios agrícolas y naturales.

Los gobiernos municipales y provinciales precisan información, criterios e indicadores en los que apoyar sus decisiones de planificación territorial sobre bases que garanticen una mejora socio-económica, con enfoque ambiental y limiten las consecuencias negativas del modelo territorial hegemónico (Giobellina & Barchuck, 2020, en Suez, 2020). El ordenamiento territorial, es una herramienta de planificación que analiza numerosas variables del territorio y su interacción, generando información de calidad para la toma de decisiones (Gomez Orea, 2002).

Sin embargo, la mayor parte de las políticas de ordenamiento territorial del país favorecen al sector urbano (Zulaica et al. 2015; Dalmaso et al., 2021). Por lo que parece no existir suficiente conocimiento, ni una clara conciencia, acerca de los servicios que los espacios en los que se desarrolla la agricultura ofrecen a la sociedad, que permitan generar instrumentos para su resguardo. Especialmente, en las áreas de interfase urbano rural, en donde la competencia con el uso del suelo residencial es más intensa, los conflictos se han resuelto mayoritariamente a favor de la urbanización por ausencia o deficiencia de políticas de planificación del uso del suelo, prevaleciendo las políticas sectoriales, la especulación de las empresas constructoras y la rentabilidad de los mercados concentradores (Hurtado et al., 2006; Frediani, 2010; Merchán, 2016, en Baldini et al., 2019).

Por lo tanto, si bien el ordenamiento territorial es una herramienta potente para la protección de la agricultura en los territorios de interfase urbano rural, los planes existentes se han formulado tomando como prioridad las problemáticas de otros territorios. En muchos, los



planes de ordenamiento territorial, no se han siquiera considerado las interfases urbano rurales para su gestión diferencial y con sus particularidades, lo que ha afectado la sostenibilidad de los sistemas agrícolas en estos espacios (Mussetta et al., 2019; Giobellina & Barchuck, 2020, en Suez, 2020).

Particularmente, en las provincias de clima árido y semiárido, las actividades agrícolas no pueden desplazarse más allá de los límites de los oasis. En Mendoza, el retroceso de la agricultura significa inevitablemente una pérdida de suelo cultivable, ya que la dotación del recurso hídrico es escasa y su distribución ha sido planificada para un sector acotado del territorio.

Además, en los casos de nuevas áreas agrícolas en zonas no irrigadas, que se producen por traslado desde las zonas de crecimiento urbano o por nuevos emprendimientos, esta transformación conlleva la pérdida de inversiones públicas en infraestructura de riego, así como una mayor presión sobre las fuentes de agua subterránea y el aumento de los costos de producción por la necesidad de bombeo y presurización del riego (Del Barrio & D'Amario, 2020; Dalmaso, 2021). El avance urbano sobre tierras agrícolas tiene consecuencias multidimensionales, por lo que la coexistencia armónica entre diferentes usos y coberturas del suelo en las áreas irrigadas resulta más necesaria que en otras regiones del país.

El Plan Provincial de Ordenamiento Territorial de Mendoza (Legislatura Provincia de Mendoza, 2017), indica que para el desarrollo sustentable de la provincia es imprescindible mejorar la eficiencia en la gestión de los oasis y preservar las zonas agrícolas que prestan servicios ambientales. La sanción de esta Ley ha conducido lentamente a que las agendas de planificación territorial a escala provincial y municipal incorporen enfoques que consideran la multifuncionalidad de los espacios agrícolas y las áreas de interfase urbano rural. Según Mussetta et al. (2019), la valoración de estos territorios en los procesos de gestión territorial mejora su sustentabilidad en el largo plazo. Sin embargo, los procesos de gestión que incorporan estrategias para su protección y restauración aún son escasas.

En este sentido, se señala la escasa información censal que se encuentra disponible, siendo el Censo Nacional de Población, Hogares y Vivienda 2010 el único desagregado a nivel de distrito. En el caso de Lunlunta, y probablemente de otros distritos de las afuera del Área Metropolitana de Mendoza, sería interesante contar con información acerca de las migraciones intra provinciales, ya que se estima que el crecimiento de su población en los últimos años ha sido marcado por la expansión de la urbanización y la migración de habitantes desde las ciudades del Gran Mendoza, que deciden vivir en un entorno rural. Contar con esta información sería de gran importancia en el desarrollo de los Planes Municipales de Ordenamiento Territorial.



Sinergias entre Agroecología y Ordenamiento Ambiental Territorial

El ordenamiento ambiental territorial de los paisajes de interfase urbano rural, permite incorporar aspectos ecológicos y funcionales, que aportan disciplinas no tenidas en cuenta en los procesos del Ordenamiento Territorial tradicional como es la Ecología del Paisaje y el enfoque de Servicios Ecosistémicos. El OAT, supera los análisis propuestos por el OT tradicional de la “Dimensión Biofísica” del territorio al considerar las relaciones ecológicas entre los componentes del sistema territorial.

Este enfoque es muy valioso en la generación de estrategias de gestión de los conflictos socioambientales de las interfases urbano rurales, en la búsqueda de disminuir el uso de sustancias químicas riesgosas para la salud humana, a partir de la conservación de la biodiversidad y promoción de funciones ecosistémicas. El OAT es, por lo tanto, fundamental en la comprensión de la sostenibilidad de la agricultura en estos espacios mixtos y de gran complejidad.

Esta tesis plantea que la agroecología como disciplina científica, aporta un modelo de gestión del territorio basado en la conservación y promoción de la biodiversidad en el paisaje y un conjunto de herramientas para el manejo de los agroecosistemas, que sirve de base para la planificación y ordenamiento ambiental territorial de las áreas de interfase urbano rural, especialmente de zonas bajo riego. Por su parte, el OAT aportará a través de la generación de planes, programas y proyectos, los instrumentos legales -tanto de promoción como de sanción- para lograr diseños del paisaje y de los agroecosistemas propuestos desde la agroecología (Baldini, 2021, en Sarandón, 2021; León-Sicard 2021).

Las sinergias entre los conocimientos aportados por la agroecología y el ordenamiento ambiental territorial son beneficiosas y oportunas para las problemáticas actuales de los territorios, que están demandando herramientas novedosas para promover la convivencia de actividades y de actores con diferentes intereses y la disminución de impactos sobre el ambiente. Los resultados de esta tesis corroboran las ventajas de la complementación entre estas disciplinas para abarcar los problemas complejos y multidimensionales de los territorios de interfase urbano rural.

Las transformaciones del paisaje de Lunlunta

Para conservar la agricultura en los oasis, es necesario conocer las zonas que están en producción y las que podrían estarlo, con el fin de regular y limitar el avance de la urbanización. El análisis de métricas de paisaje en el área de estudio, aportó información de la dinámica del paisaje en los últimos 30 años que puede ser utilizada en dicho sentido. Los resultados advirtieron que la urbanización y el loteo -analizado como el avance de la cobertura seminatural, fueron las transformaciones más importantes entre los años 1991 y 2021. La superficie urbanizada pasó de ocupar el 6% de la superficie total en el año 1991, a ocupar el 38% en el año



2021, equivalente a 600 hectáreas aproximadamente. Si bien el aumento de la superficie urbana se mantuvo durante todo el periodo analizado, el incremento fue menor entre los años 2001 – 2010 debido a la crisis económica que atravesó el país.

Se advierte que el Índice de diferencia normalizada edificada (NDBI) utilizado en el stack de clasificación utilizado para elaborar los mapas de coberturas, no es preciso para la identificación de superficies construidas en zonas áridas y semiáridas. En futuras investigaciones, que comprendan áreas urbanas de mayor tamaño, o en los que se busque conocer con exactitud la evolución del área construida, sería importante considerar otros índices espectrales ajustados a climas secos.

En coincidencia con trabajos previos que estudian las dinámicas de expansión urbana en otras regiones del mundo, así como con antecedentes locales (Roitman 2000; Roitman 2017), pudo observarse que el sentido de la urbanización en Lunlunta, se dio desde las zonas más cercanas a las vías de acceso vehicular, con buena conectividad y con dotación de equipamiento urbano, hacia las zonas menos conectadas. Se destaca que los parches de cobertura urbana que, en los primeros años analizados aparecían dispersos y desconectados en el paisaje, fueron consolidándose en parches de mayor tamaño y menor fragmentación a partir del año 2010.

La cobertura agrícola es la que mayor proporción de superficie del paisaje ocupa más allá de haberse mantenido en retracción durante todo el periodo analizado; pasando de ocupar el 73% de la superficie total del área de estudio en el año 1991, a ocupar el 46% en el año 2021, con una disminución de su superficie de alrededor de 500 hectáreas. La cobertura natural, también sufrió un proceso de reducción de su superficie, pasando de ocupar el 21% de la superficie total en el año 1991, a ocupar el 16% en el año 2021. Además, a partir del año 2010, se produjo un aumento importante en el número de parches, indicando que la cobertura remanente se encuentra fragmentada.

Para contar con las funciones ecosistémicas buscadas en la implementación de prácticas agroecológicas, se necesita un paisaje diverso que contenga áreas hábitat para la biodiversidad funcional. Numerosos antecedentes han demostrado que las coberturas naturales del suelo funcionan como reservorios de biodiversidad y que, para conservar sus funciones ecosistémicas, es necesario preservarlas dentro y/o alrededor de los agroecosistemas (Paleologos et al., 2008; Weyland & Zaccagnini, 2008; Veres et al., 2013; Gonthier et al. 2014; Haan et al., 2020). Dado que la superficie natural del paisaje de Lunlunta ha mostrado una tendencia hacia su extinción - por su sostenida dinámica de retracción y fragmentación - y que en la actualidad ocupa una superficie relativamente pequeña (aproximadamente 293 ha), es fundamental proteger la vegetación natural remanente para conservar biodiversidad en el área de estudio, evitando su cambio de uso.

A partir del análisis de los mapas de coberturas y del reconocimiento en terreno, pudo identificarse un parche de vegetación natural ubicado en la zona central del área de estudio que



tiene dimensiones importantes en relación con los demás parches, y que podría ser restaurado y conservado para su funcionamiento como área recreativa y de educación ambiental. En este sentido, Baldini y Marasas (2021) proponen, para el área periurbana del Cinturón Hortícola de La Plata que también presenta una problemática de expansión urbana sobre tierras productivas, la creación de reservas naturales “que funcionen como pulmones verdes, refugio para la biodiversidad y zonas recreativas para las familias productoras y la población local” (p.27).

Potencialidad ecológica del paisaje de Lunlunta

El uso de índices e indicadores para la evaluación de sistemas complejos, como los agroecosistemas, ha sido ampliamente estudiado (Gargoloff et al., 2010; Blandi et al., 2011; Sarandón & Flores, 2009). Entre las funciones ecosistémicas más estudiadas en sistemas agrícolas, está la de la regulación biótica (Paleologos et al., 2008; Iermanó et al., 2015; Fernández et al., 2019). En esta tesis se estudió el potencial del paisaje de Lunlunta de proveer la función ecosistémica de hábitat para la biodiversidad de controladores biológicos a partir de la evaluación de la capacidad del paisaje de aportar recursos para las diferentes especies y grupos que la integran. Para esto, se propuso un Índice de Hábitat Potencial para la Biodiversidad (IHPB).

El uso de unidades de paisaje permitió clasificar el paisaje en áreas homogénea y facilitar su evaluación. El IHPB y los indicadores mostraron sensibilidad para evaluar las unidades de paisaje con diferente provisión de hábitat potencial para controladores biológicos. Resultaron de fácil y rápida medición y, al estar basados en las características de la vegetación, podrán ser utilizados en otros paisajes. Además, el uso de indicadores permite evaluar características ecológicas y sintetizar variables en un único valor – el del índice-, lo que facilita la toma de decisiones en problemáticas multidimensionales y, como la información aportada puede especializarse, es un instrumento para el ordenamiento territorial ambiental.

Los resultados de la aplicación del IHPB y los indicadores, señalan que las diversas coberturas del suelo, no sólo las naturales y seminaturales, presentan condiciones para mantener enemigos naturales, lo que podría favorecer un control biológico de plagas. También mostraron que las comunidades vegetales presentes en las unidades de paisaje Natural de ribera, Natural de seco y Seminatural, ofrecen mejores recursos para los enemigos naturales que las presentes en los sistemas agrícolas. El uso del índice confirmó la importancia de restringir la expansión urbana sobre las unidades de paisaje Natural de seco y Natural de ribera por su aporte de recursos para los artrópodos parasitoides y depredadores generalistas.

Tal como sucede con otros índices, la correcta interpretación de sus valores es fundamental para la toma de decisiones y para el caso de la unidad de paisaje Seminatural, si bien indica un importante aporte de hábitat potencial, los ambientes censados corresponden a fincas abandonadas y terrenos desmontados en proceso de urbanización (lotes de emprendimientos inmobiliarios). Por esto, no sería adecuada la restricción de urbanización para esta unidad de



paisaje, sino que la estrategia de ordenamiento territorial podría ser limitar la creación de nuevos loteos a aquellas zonas urbanas más consolidadas y con mejor acceso a servicios públicos. Esto traería además numerosos beneficios, como el ahorro de suelo, energía y recursos materiales entre otros, como señala Rueda (1997), uno de los urbanistas defensores de este modelo de ciudad compacta o densa.

Por otra parte, dado que el lapso entre que se desmontan y nivelan los terrenos y la construcción de las viviendas, es de alrededor de 10 años, otra estrategia para mejorar las condiciones de hábitat para conservar biodiversidad es disminuir el tiempo entre el desmonte y la construcción, regulando el proceso de loteo. Al desmontarse, tanto coberturas agrícolas como naturales, las especies que habitaban estos ambientes migran o se extinguen. Con el pasar de los años, comienzan naturalmente los procesos de sucesión ecológica, estableciéndose nuevamente especies.

En un primer momento, se establecen las especies colonizadoras que van disponibilizando lentamente los recursos para la aparición de otras especies. Este proceso natural de evolución de los ecosistemas tiende a aumentar la biodiversidad lo que va complejizando las redes tróficas y las funciones del ecosistema. Lo que mejora las condiciones de hábitat, como pudo observarse en los valores del IHPB y los indicadores. Por el proceso construcción de calles y servicios generales, y posteriormente de viviendas, cada cierto tiempo se irrumpe con desmontes y otras perturbaciones importantes, por lo que la sucesión ecológica se frena y vuelve a cero numerosas veces en el lapso en que se establecen los barrios. Para evitar esto, y otros perjuicios como la erosión de suelo por mantenerlos sin cobertura, se recomienda controlar y disminuir los tiempos entre el desmonte para el loteo y el posterior acondicionamiento para su urbanización que ejercen los desarrolladores inmobiliarios.

Otro resultado relevante de la aplicación del IHPB en el área de estudio, fueron los valores de hábitat potencial observados en la unidad de paisaje urbana. Si bien se suponía que los valores obtenidos para esta unidad de paisaje iban a ser muy bajos, fueron mayores que los obtenidos en las unidades de paisaje agrícolas. Los espacios urbanos evaluados se destacaron por una gran riqueza de especies vegetales y por la elevada cobertura relativa de gramíneas perennes, que les otorga la capacidad de proveer refugio invernal para los controladores biológicos. También se identificó una elevada cobertura de especies exóticas y un bajo valor de cobertura de especies arbóreas y arbustivas nativas. Esto es coincidente con los hallazgos de Faggi et al. (2006), que 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.

Dependiendo de las especies que se utilicen, la flora urbana puede cumplir la función de ser reservorio de biodiversidad o fuente de propágulos de especies invasoras. Las invasiones de



plantas introducidas son un riesgo para los ecosistemas naturales ya que pueden generar impactos negativos, como la reducción de diversidad biológica y estructural, cambios en los hábitats por modificación del suelo y el ciclado de nutrientes, entre otros (Gavier-Pizarro et al., 2012). Además, en zonas áridas y semiáridas, el mantenimiento de especies exóticas implantadas requiere importantes volúmenes de agua de riego. En cambio, las especies nativas están adaptadas a las condiciones de clima local y presentan un menor requerimiento hídrico permitiendo hacer un uso más eficiente del agua y la energía (Codina et al., 2003; Rovere et al., 2013; Bernabeu & Martín, 2019; Videla et al., 2018). Por ello, es urgente regular la implantación de especies introducidas y promover su reemplazo por especies ornamentales.

A partir de la aplicación del IHPB, se evidenció que las áreas agrícolas de Lunlunta son las que presentan peores condiciones para brindar hábitat potencial para la biodiversidad funcional. Esto es así porque presentan muy baja cobertura de especies con flores de familias relevantes, de gramíneas perennes y por la escasa estratificación de la vegetación presente. En la unidad de paisaje Agrícola biodiversa, se obtuvieron valores ligeramente mejores de los indicadores que en la unidad Agrícola convencional, confirmando una mejor capacidad de proveer hábitat potencial para los controladores biológicos (IHPB). Este resultado se suma a los antecedentes que evidencian el impacto positivo que tienen los principios agroecológicos del manejo del agroecosistema -específicamente la conservación de especies espontáneas en los espacios interfilares, bordes y callejones - sobre la provisión de áreas hábitat (Kumaraswamy & Kunte, 2013; Sarandón et al, 2016; Fernández et al., 2019; Sarandón, 2021).

Específicamente para sistemas agrícolas de Mendoza existen escasos antecedentes en los que se evalúen la relación entre especies vegetales y entomofauna benéfica. Alemanno (2020) identificó en viñedos de Barrancas (distrito ubicado a aproximadamente 13 km del área de estudio), que 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 (sífidos) y parasitoides (himenópteros).

Los resultados para las unidades de paisaje agrícola de Lunlunta, señalan la necesidad de fomentar prácticas agrícolas que mejoren las condiciones de hábitat dentro de los agroecosistemas como la conservación y siembra de especies dicotiledóneas de familias botánicas relevantes, gramíneas perennes y la implantación de árboles y arbustos nativos, con diseños que se basen en especies con bajos requerimientos hídricos.

Potencialidad sociocultural del paisaje de Lunlunta

Gran parte de las comunidades vegetales del paisaje del área de estudio presentan condiciones para mantener los enemigos naturales y, por lo tanto, podrían potenciarse procesos de control



biológico de plagas. Sin embargo, más allá de la existencia de condiciones ecológicas propicias para el control biológico, la decisión de disminuir el uso de plaguicidas y de implementar prácticas para aumentar la biodiversidad la toman los actores territoriales. Las prácticas que se desarrollen para obtener la producción condicionan en gran medida la sustentabilidad de la agricultura.

Las prácticas propuestas por los modelos agroecológicos se basan en la biodiversificación y el fortalecimiento de las funciones ecosistémicas que ocurren naturalmente en los agroecosistemas y permiten independizar el manejo del aporte de insumos químicos para la producción (Sarandón, 2021). Sin embargo, los antecedentes muestran que gran parte de los decisores no conocen dichas funciones ecosistémicas (Campos et al., 2013; Gargoloff & Pochettino, 2021). Según Burton et al. (2008), la relevancia percibida por los actores territoriales es una condición que facilita la implementación de medidas de conservación de biodiversidad en el paisaje; así como en algunos casos, el conocimiento ecológico de las medidas de conservación propuestas puede aumentar el éxito de la estrategia planteada (Home et al., 2014).

La elección del modelo de agricultura que se aplica en una zona productiva o un agroecosistema en particular está determinada por las valoraciones que los distintos actores tienen acerca de tales problemáticas. Según Brasca (2020), el desarrollo de estrategias de manejo agroecológico por parte de productores familiares de Santa Fé, está asociado a una alta percepción del riesgo ambiental que conlleva el uso de agroquímicos. Las estrategias convencionales de utilización de insumos por otro lado se relacionan con una actitud de indiferencia y de relativización frente a dichos riesgos. En la zona de interfase urbano rural de Lunlunta, la escasez hídrica pareciera eclipsar otras situaciones de vulnerabilidad como son los riesgos por uso de agroquímicos.

En las entrevistas realizadas en esta tesis se identificó que, si bien surgió el tema de la aplicación de agroquímicos como un factor de riesgo para la salud, aún es poco relevante para los actores entrevistados quienes señalan que el principal conflicto es por el uso del agua. Esto puede deberse al desconocimiento o minimización del riesgo, a que las pulverizaciones terrestres – forma de aplicación de plaguicidas más común en la zona- se perciben como poco invasivas en comparación de las aéreas o a la toxicidad crónica que no permite asociar la aplicación con complicaciones de la salud.

La percepción del riesgo de exposición al uso de agroquímicos no fue indagado en la tesis, sino que surgió como un emergente que sería interesante profundizar, ya que si bien en la actualidad el uso de plaguicidas no se identifica como una problemática acuciante en el área de estudio, los antecedentes de otras regiones del país (Toledo López et al., 2020) y de conflictos anteriores en la provincia (caso fumigaciones aéreas para el control de *Lobesia botrana*), dan indicios de que la población está tomando conciencia del riesgo que implica habitar zonas cercanas a las fincas, y que puede exigirse una distancia de no fumigación dados los precedentes de este tipo de intervención en otras zonas del país.



Partiendo de este supuesto y dada la limitación de la superficie irrigada que no facilitaría la implementación de áreas de no fumigación, esta tesis se estructura en la propuesta de desarrollo de prácticas agroecológicas de manejo de la agricultura en áreas de interfase como estrategia preventiva de conflictos. El manejo agroecológico en el distrito de Lunlunta, aumentaría la complejidad ecológica de sus paisajes y disminuiría la necesidad de uso de agroquímicos en el ambiente, lo que generaría un aumento significativo de la biodiversidad, existiendo una retroalimentación positiva entre el desarrollo de un modelo agroecológico en los territorios y la conservación de la biodiversidad en el paisaje (Veres et al., 2013; Arroyo Rodríguez et al., 2019; Sarandón, 2020).

Los resultados obtenidos de la indagación a un grupo de actores del área de estudio señalan dos limitaciones socioculturales para la promoción de sistemas basados en la agroecología en Lunlunta: por un lado, la baja valoración relativa de los paisajes naturales no irrigados y por otro, la preferencia de paisajes agrícolas con baja presencia de vegetación espontánea. Para conocer las valoraciones y percepciones de los actores territoriales acerca de las unidades de paisaje, se escogieron dos instrumentos que se utilizaron de manera consecutiva; encuestas virtuales con test de fotografías y entrevistas semiestructuradas para conocer los fundamentos de las valoraciones.

La encuesta virtual facilitó la obtención de un gran número de respuestas en un contexto difícil para la realización de trabajo de campo ya que, al momento de realizar las encuestas, nos encontrábamos en aislamiento social preventivo obligatorio (ASPO) debido a la crisis sanitaria SARS-CoV-2. Sin embargo, en esta etapa hubo una gran diferencia en los porcentajes de respuesta obtenidos según el tipo de actor y los actores no dedicados a actividades agrícolas tuvieron mayores facilidades para contestar la encuesta por WhatsApp. Durante la primera flexibilización de la regulación de aislamiento (diciembre 2020), se realizaron entrevistas presenciales que complementaron los resultados cuantitativos de las encuestas. En las entrevistas se reforzó la indagación a informantes que se dedicaban a actividades agrícolas y se relevaron los fundamentos de los puntajes de valoración otorgados a las unidades de paisaje tanto de actores agrícolas como nuevos residentes urbanos.

Se advierte que los resultados obtenidos no pueden ser generalizados a los habitantes de Lunlunta, siendo representativos de aquellas personas que participaron de la encuesta virtual o de las entrevistas. En futuros proyectos sería interesante realizar mayor cantidad de entrevistas, incorporando otras variables socioculturales que permitan caracterizar mejor a los colaboradores y explicar con mayor profundidad las razones que dan lugar a la valoración del paisaje.

Montaña et al., (2005), señalan que la gran mayoría de los habitantes de Mendoza valoran menos los paisajes con vegetación natural que los paisajes antropizados y esto se debe a que, en la cultura de Mendoza, está la idea de haber “domado el desierto” a través de la construcción de las redes de riego y los oasis. Los resultados de la indagación a los actores de Lunlunta



coinciden con esta afirmación, ya que las unidades de paisaje con menos valoraciones altas fueron la Natural de secano y Seminatural.

Este resultado tiene relación también con que las unidades de paisaje agrícolas fueron muy bien valoradas por ambos tipos de actores. Wagner (2019) expone que los oasis de riego y los sistemas agrícolas son, en el plano simbólico, una “herencia que enorgullece a la provincia” dado que “los actuales pobladores de Mendoza, especialmente quienes habitan en zonas agrícolas, destacan que fueron sus antecesores (padres, abuelos, bisabuelos) quienes lograron llevar a cabo y mantener oasis agrícolas en un medio árido” (p.4). Se destaca que fueron mejor valorados los sistemas agrícolas sin vegetación espontánea en el espacio interfilar, que aquellos cultivos biodiversos en los que se conservaba vegetación espontánea en los espacios no cultivados.

Soini y Akkula (2007), citados por Stupino (2018), explican que el campo libre de especies espontáneas o “malezas” demuestra simbólicamente la habilidad y dedicación del agricultor. Esto se verifica en las expresiones utilizadas por los actores entrevistados para fundamentar su valoración de la unidad de paisaje Agrícola convencional: ‘limpio’, ‘sin yuyos’, ‘reflejo del esfuerzo y del trabajo’. La percepción negativa que existe de las especies vegetales espontáneas en los cultivos ha sido estudiada en otras regiones del país y del mundo (Gibson et al., 2005; Norsworthy et al., 2007; Wilson et al., 2008; Agbarevo, 2013; Riar et al., 2013 en Rodríguez et al., 2019).

Según Stupino (2018), los productores agrícolas del Cinturón Hortícola de La Plata (CHLP) valoran las especies espontáneas como algo perjudicial para los cultivos. Los motivos de esta valoración son que perciben que afectan el rendimiento del cultivo; les produce molestias en la realización de las labores culturales y perciben estéticamente que mantener el campo limpio queda más prolijo. Gargoloff (2018), en su tesis también en el CHLP, encontró que los actores agrícolas perciben negativamente no sólo la presencia de estas especies en sus parcelas, sino también los espacios con vegetación natural y seminatural próximos a sus explotaciones dado que los asociaban con la reproducción y dispersión de ‘plagas’ y ‘malezas’.

Los fundamentos de los actores agrícolas entrevistados en el área de estudio acerca de la baja valoración de los ambientes con vegetación natural se vincularon con el ‘abandono’, la presencia de suelo descubierto y el ‘desorden’, es decir, con la percepción positiva de los espacios ‘limpios’, como señalan Stupino (2018) y Gargoloff (2018) para otra región del país. Por su parte, Home et al. (2014) señalan que, en zonas agrícolas de Suiza, también se identifica a estas especies como perjudiciales no sólo dentro del cultivo, sino también en áreas que no están en producción.

El análisis de las valoraciones por tipo de actor confirma que los actores no agrícolas valoran mejor los paisajes con mayor biodiversidad de especies nativas que los agrícolas. Las personas entrevistadas que no se dedican a la actividad agrícola, fundamentaron sus valoraciones relativamente más altas de estas unidades de paisaje por la belleza de la vegetación -como



expresión de 'lo natural'- y a una priorización de aquellos paisajes con posible uso recreativo (Ávila Sánchez, 2001 en Perez et al., 2017).

El conocimiento ecológico de los elementos de un paisaje tiene una influencia importante en su valoración y en los cambios que pueden promoverse (Alpuche-Álvarez et al., 2019). Home et al. (2014) estudiaron las preferencias de los habitantes de un agrícola de Suiza, sobre fotografías de paisajes en los que se agregaban elementos conectores naturales que mejoran la calidad del paisaje como hábitat para especies que buscan conservarse. Estos autores identificaron que, si bien se han realizado numerosas campañas informativas acerca de la necesidad de conservar la biodiversidad con descripciones del significado ecológico de los diversos elementos del paisaje, este conocimiento no se vincula con una mejora en la valoración de los paisajes hábitat ya que no permitió que las personas establecieran una conexión entre los conectores del paisaje y los requisitos de hábitat de las especies objetivo de conservación.

Leader-Williams y Dublin (2000), comentan que se logra mayor apoyo de la población para proyectos de protección de la naturaleza mediante el uso de estrategias que apelan a las emociones (por ejemplo, especies carismáticas), que mediante conceptos ecológicos complejos. Por su parte, Kaltenborn y Bjerke (2002) comentan que considerar las capacidades funcionales del paisaje, junto con los valores y los significados socioculturales de los mismos, es uno de los principales retos de la planificación del uso del suelo y ordenamiento territorial. Es por esto, que para conservar las áreas hábitat para la biodiversidad funcional y promover el desarrollo de prácticas agroecológicas en el paisaje de Lunlunta, se deberán lanzar campañas de sensibilización acerca de las especies vegetales nativas y sus beneficios ecosistémicos, así como estrategias de educación ambiental.

En un trabajo realizado en sistemas agrícolas de Mendoza, Fruitos et al. (2019) consultaron preferencias sobre distintos manejos del espacio interfilar a actores vinculados a la actividad vitivinícola (productores, técnicos, ingenieros agrónomos, ingenieros en recursos naturales renovables o con formación profesional) explicitando funcionalidades ecológicas. Los referentes del sector productivo vitícola de Mendoza perciben claramente el aprovechamiento de múltiples servicios ecosistémicos en aquellas prácticas de manejo que incluyen coberturas vegetales permanentes y que, si bien las cubiertas anuales se identifican como una mejora en relación a mantener el suelo descubierto, los costos de este manejo son percibidos como altos en relación a otras técnicas.

Esto corrobora la importancia de la difusión de información ecológica sobre el rol que ciertos ambientes pueden cumplir en beneficio de la producción agrícola u otras actividades, teniendo en cuenta los diferentes actores que participan en la gestión del paisaje. Según Campos et al., (2013), la conservación de la biodiversidad –y las funciones ecosistémicas que dependen de esta-, se ve afectada negativamente por “la falta de conocimiento ecológico y ambiental que permita la participación activa y responsable en la toma de decisiones” (p.177). En los paisajes de interfase urbano rural es necesario considerar estrategias de comunicación y educación para



aquellos actores que gestionan los agroecosistemas y aquellos que deciden sobre otras unidades de paisaje, como los delegados municipales que tienen injerencia sobre las áreas naturales y los habitantes urbanos o desarrolladores inmobiliarios que manejan la unidad de paisaje seminatural y urbana.

Potencialidad del paisaje de Lunlunta para la agroecología

La evaluación de la potencialidad ecológica y sociocultural del paisaje de Lunlunta para desarrollar prácticas agroecológicas por unidad de paisaje, permitió interpretar conjuntamente los resultados. En las unidades de paisaje Natural de secano y Seminatural se obtuvieron los valores promedio más altos del Índice de Hábitat Potencial para la Biodiversidad, sin embargo, ambos grupos de actores otorgaron valoraciones medias y bajas a estos paisajes. La unidad de paisaje con más alta valoración de los actores fue la Natural de ribera, para la que se obtuvo el tercer lugar en el valor del IHPB, sugiriendo la importancia de este ambiente como zona de restauración y conservación en el distrito. Por su parte, las áreas agrícolas que fueron valoradas positivamente son las que menores recursos de hábitat para la biodiversidad funcional ofrecen.

Esto señala que, aunque existen condiciones en el paisaje para sostener el control biológico de plagas y disminuir el uso de plaguicidas, las valoraciones actuales de los actores territoriales no apoyan este proceso. Los resultados señalan la escasa potencialidad sociocultural del área de estudio para promover un modelo de base agroecológica en el territorio, vinculada a la baja valoración que tienen sus habitantes de los paisajes menos intervenidos, más naturales y que son aquellos que sostienen y proveen las funciones ecosistémicas necesarias para cambiar el modelo productivo.

Conclusiones generales

En un mundo cada vez más antropizado y con un deterioro constante y en aumento de los bienes naturales, es urgente establecer criterios y estrategias para mejorar la coexistencia entre las diferentes actividades que se realizan en los territorios y, principalmente, entre sus actores. Es necesario armonizar el acceso equilibrado a los bienes naturales y no como ha sido hasta el momento, que se han priorizado actividades por ser más rentables, sin considerar su efecto sobre los aspectos ecológicos y socioculturales de los paisajes. En Mendoza, las estrategias para facilitar la coexistencia de actividades y actores tienen especial importancia dado que la agricultura está limitada a la superficie irrigada y el traslado de la actividad hacia otras zonas no es posible por los escasos suelos productivos, recursos hídricos y por los altos costos económicos, sociales y ambientales que conlleva.

En esta tesis se analiza la posibilidad de promover prácticas agroecológicas en los paisajes de interfase urbano rural. Se escogió el distrito de Lunlunta (Maipú, Mendoza) por su proximidad al Área Metropolitana de Mendoza y por ser un área de interfase urbano que ha sufrido cambios de uso del suelo por expansión urbana, pero conserva gran parte de su superficie con coberturas



agrícolas. En Lunlunta, la promoción de prácticas agroecológicas se plantea como una solución preventiva a los conflictos socioambientales que se producen entre los diferentes actores territoriales por el uso de plaguicidas.

En las áreas de interfase urbano rural, el desafío es sostener la agricultura para no perder superficie en producción, afectando la provisión de alimentos y de otros servicios ecosistémicos. Es por esto que el desarrollo de un modelo agroecológico en las áreas de interfase urbano rural, se plantea como una propuesta de ordenamiento ambiental territorial preventiva evitando, una vez más, llegar “atrás del problema” y atender contra la sustentabilidad y sostenibilidad de la agricultura de estos territorios.

El desarrollo de la agroecología promueve, pero también requiere de la existencia de ambientes biodiversos que puedan proveer funciones o servicios ecológicos que, entre otras ventajas, eviten el uso de insumos. Y a su vez, es importante la valoración positiva de esos ambientes por parte de los actores locales. Los instrumentos metodológicos escogidos y desarrollados en esta tesis, permitieron analizar la potencialidad ecológica y sociocultural del paisaje, a partir de su zonificación en unidades de paisaje del área de interfase urbano rural Lunlunta, Maipú – Mendoza.

El uso de las unidades de paisaje permitió clasificar el paisaje en áreas homogénea y facilitar su evaluación. Demostraron ser una herramienta adecuada para el análisis de variables de tipo ecológico y sociocultural y su integración espacial. La aplicación de métricas de paisaje a los mapas de cobertura del suelo de cada año de interés permitió el análisis temporal del paisaje de Lunlunta identificando coberturas y zonas en las que se han producido mayores transformaciones.

El Índice de Hábitat Potencial para la Biodiversidad y los indicadores que lo componen, mostraron sensibilidad para evaluar la provisión de hábitat potencial para controladores biológicos de las unidades de paisaje. Resultaron herramientas de fácil medición a campo y de sencilla interpretación de los resultados. Su aplicación, detectó las condiciones de hábitat que es necesario conservar o proteger y cuales pueden mejorarse en cada unidad de paisaje para ofrecer hábitat a los controladores biológicos. Dicho análisis facilita la toma de decisiones, permitiendo establecer propuestas de mejora para cada tipo de ambiente.

Los resultados del capítulo 3, permitieron aceptar las hipótesis generales 1 y 2, confirmando que en Lunlunta entre los años 1990 y 2021 aumentó la superficie urbanizada y disminuyeron las superficies cubiertas con agricultura y vegetación natural. A pesar de la pérdida sostenida de superficie y la fragmentación sufrida por la cobertura agrícola, se observó que la estructura del paisaje de Lunlunta se conforma por una matriz que se mantiene agrícola y por fragmentos urbanos, de vegetación natural y seminatural inmersos en la misma. La vegetación natural ha sufrido los mismos procesos que la cobertura agrícola, encontrándose en la actualidad en una situación alarmante por su escasa superficie y gran fragmentación.



Se encontró que todas las unidades de paisaje aportan hábitat potencial para artrópodos parasitoides y depredadores generalistas, inclusive la unidad de paisaje Urbana, aunque según las características de sus comunidades vegetales aportan diferentes condiciones de refugio y alimentos. Las unidades de paisaje Agrícola convencional y Agrícola biodiversa fueron las que menores valores del Índice de Hábitat Potencial para la Biodiversidad (IHPB) presentaron. Por esto, se acepta parcialmente la hipótesis general 3.

Los resultados de esta tesis confirman la importancia de conservar las coberturas vegetales naturales – y restaurarlas en el caso de que se encuentren deterioradas. En las interfases urbano rural, la vegetación natural aporta las condiciones para contar con el control biológico por conservación, necesario para implementar prácticas agroecológicas en los sistemas agrícolas. La evaluación ecológica señaló la necesidad de plantear nuevas estrategias agrícolas que mejoren las condiciones de hábitat dentro de los agroecosistemas, lo que impactaría positivamente en la calidad de la matriz y la capacidad de traslado y migración de los componentes de la biodiversidad a través de la misma.

Estos resultados ponen en relevancia la influencia que tiene el manejo de la vegetación de las unidades de paisaje del área de interfase urbano rural, en la provisión de funciones ecosistémicas. Se resalta también la responsabilidad de los decisores, públicos y privados, urbanos y agrícolas, en la definición de la capacidad del paisaje de proveer hábitat para la biodiversidad funcional y en la mejora de la calidad ecológica de la matriz agrícola para la implementación de un modelo de producción de base agroecológica.

Se concluye que la potencialidad sociocultural del paisaje de Lunlunta para el desarrollo de prácticas agroecológicas a escala de paisaje es limitada. Esta limitación está definida, por un lado, por la baja valoración que tienen los actores encuestados -dedicados o no a la actividad agrícola- de las unidades de paisaje para las que se obtuvieron los mayores valores del Índice de Hábitat Potencial para la Biodiversidad: Natural de secano y Seminatural. Por otro lado, por la preferencia de la unidad de paisaje Agrícola convencional por sobre la Agrícola biodiversa. Esto señala una limitación para establecer diseños del paisaje y de los agroecosistemas tendientes a la biodiversificación en Lunlunta.

En esta tesis, pudieron identificarse pequeñas diferencias entre las respuestas de los actores agrícolas y no agrícolas para las categorías de valoración (“muy baja”, “baja”, “media” y “alta”) de todas las unidades de paisaje. Pero, en general, las valoraciones fueron coincidentes, por lo que se rechaza la hipótesis general 4. En relación a los fundamentos de dichas valoraciones, ambos grupos de actores expresaron algún grado de disgusto al referirse a las unidades de paisaje con mayor cobertura de especies vegetales espontáneas y nativas, por lo que también se rechaza la hipótesis general 5.

Teniendo en cuenta que la valoración de los actores territoriales puede modificarse acercando conocimientos ecológicos y presentando los objetivos de intervención territorial, se considera



importante incluir, en las propuesta de desarrollo de prácticas agroecológicas en el área de interfase urbano rural, estrategias para aportar al conocimiento ecológico de las unidades de paisaje menos valoradas por los actores territoriales, incluyendo los tomadores de decisión del ámbito público, como los gobernantes municipales.

Se concluye que es necesario y urgente regular el crecimiento urbano. La dinámica del paisaje de Lunlunta de los últimos 30 años, señala que, de no controlar la expansión, las coberturas urbanas avanzarán sobre todo el paisaje fagocitando las coberturas agrícola y natural, con la consecuente pérdida de funciones y servicios ecosistémicos importantes para la Provincia. Si bien no es posible prohibir el crecimiento urbano en todo el paisaje, se aconseja frenar la expansión de las urbanizaciones existentes en la zona sureste del distrito de Lunlunta, ya que esta zona se conserva predominantemente agrícola.

Para sostener la agricultura en esta zona, es también importante mejorar la sustentabilidad de las fincas, en todas sus dimensiones. Con el fin de aumentar las funciones ecosistémicas para modelos de agricultura sustentable, se propone conservar los parches de vegetación natural inmersos en el paisaje y la franja correspondiente a la zona de ribera, promocionando en éstos actividades recreativas y con fines educativos como un parque ecológico.

En esta tesis se demostró que en áreas de interfase urbano rural, es importante conservar las áreas naturales – y restaurarlas en el caso de que se encuentren deterioradas- para contar con las funciones ecosistémicas necesarias para implementar prácticas agroecológicas en los sistemas agrícolas, previniendo conflictos entre los habitantes dedicados a la actividad agrícola y los nuevos habitantes urbanos y mejorando la sustentabilidad de la agricultura en estos territorios.



Bibliografía

- Alemanno, V. (2020). Evaluación del efecto de diversas prácticas de manejo en el interfilar en viñedos de Maipú- Mendoza, sobre la diversidad específica y los grupos funcionales de himenópteros. Universidad Nacional de Cuyo. Facultad de Ciencias Agrarias
- Alpuche-Álvarez, Y. A., Ochoa-Gaona, S., Monzón-Alvarado, C. M., & Cortina-Villar, S. (2019). Modernización agrícola y valoración sociocultural de los servicios ecosistémicos en paisajes mayas del sureste de México. *Ecología Austral*, 29(2), 223–238. <https://doi.org/10.25260/ea.19.29.2.0.774>
- Arroyo Rodríguez, V., Arasa-Gisbert, R., Arce-Peña, N., Cervantes-López, M. J., Cudney-Valenzuela, S. J., Galán-Acevedo, C., ... San-José, M. (2019). Determinantes de la biodiversidad en paisajes antrópicos: Una revisión teórica. In C. E. Moreno (Ed.), *La biodiversidad en un mundo cambiante: Fundamentos teóricos y metodológicos para su estudio*. (pp. 65–112). Ciudad de México: Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo/Libermex.
- Baldini, C. (2021). La diversidad del paisaje y su importancia en los agroecosistemas. In S. Sarandón (Ed.), *Biodiversidad, agroecología y agricultura sustentable* (Primera, pp. 238–267). La Plata: Editorial de la Universidad Nacional de La Plata (EDULP).
- Baldini, C., & Marasas, M. E. (2021). Propuesta para la planificación territorial del periurbano de La Plata - Herramientas para las políticas públicas ¿Cómo avanzar hacia una producción resiliente de alimentos?
- Baldini, C., Marasas, M. E., & Drozd, A. A. (2019). Entre la expansión urbana y la producción de alimentos. El conflicto rural/urbano en relación al patrón espacial de usos del suelo en el partido de La Plata, Buenos Aires. *Revista de La Facultad de Agronomía*, 118(2), 1–18.
- Bernabeu, M. M., & Martín, F. (2019). El periurbano recreado. Urbanizaciones cerradas como nuevos híbridos en el paisaje hídrico del Área Metropolitana de Mendoza, Argentina. *Quid 16: Revista Del Área de Estudios Urbanos*, 16(11), 55–85.
- Blandi, M. L., Sarandón, S. J., & Pereira Veiga, I. J. (2011). ¿Es posible evaluar la actitud hacia la conducta sustentable en horticultores de La Plata, Argentina? In VII Congreso Brasileiro de Agroecología (Vol. 6, pp. 1–5). Fortaleza, Ceará. Brasil. Retrieved from <https://revistas.aba-agroecologia.org.br/cad/article/view/11228/7730>
- Brasca, F. (2020). Estrategias de manejo agrosistémico y percepciones de riesgo ambiental de productores familiares del norte de Santa Fe. *Estudios Rurales*, 10(19), 20.
- Burton, R. J. F., Kuczera, C., & Schwarz, G. (2008). Exploring farmers' cultural resistance to voluntary agri-environmental schemes. *Sociologia Ruralis*, 48(1), 16–37. <https://doi.org/10.1111/j.1467-9523.2008.00452.x>
- Campos, C., Nates, J., & Lindemann-Matthies, P. (2013). Percepción y conocimiento de la biodiversidad por estudiantes urbanos y rurales de las tierras áridas del centro-oeste de



- Argentina. *Ecologia Austral*, 23(3), 174–183.
- Codina, R. A., Manzano, E. R., Carrieri, S. A., & Fioretti, S. B. (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.
- Dalmaso, C., Lettelier, M. D., Brés, E., Silva Colomer, J., Gudiño, J., del Barrio, L., ... Perez, M. A. (2021). Transformaciones territoriales y producción vitícola en el oasis norte de Mendoza Una mirada desde los productores. (M. A. Perez & C. Dalmaso, Eds.). Buenos Aires: Ediciones INTA.
- Dalmaso, C. (2021). La expansión agrícola en el Cinturón Verde de Mendoza. (Centro Regional Mendoza-San Juan, Ed.). Mendoza, Argentina: Ediciones INTA.
- Del Barrio, L., & D'Amario, M. J. (2020). Servicio ecosistémico producción de alimentos en áreas periurbanas. Una aplicación en el cinturón verde de Mendoza, Argentina. *Proyección: Estudios Geográficos y de Ordenamiento Territorial.*, XIV (27), 216–234.
- Faggi, A. M., Krellenberg, K., Castro, R., Arriaga, M., & Endlicher, W. (2006). Biodiversity in the Argentinean rolling pampa ecoregion: changes caused by agriculture and urbanisation. *Erdkunde*, (60), 127–138.
- Fernández, V., Marasas, M., & Sarandón, S. (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), 030. <https://doi.org/10.24215/16699513e030>
- Fruitos, A., Portela, J. A., del Barrio, L., Mazzitelli, M. E., Marcucci, B., Giusti, R., ... Debandi, G. (2019). Modelos de manejo del espacio interfilar en viñedos: percepciones acerca de su valor como proveedores de servicios ecosistémicos. *Revista De La Facultad De Ciencias Agrarias*, 51(1), 261–272.
- Gargoloff, N.; Abbona, E.; Sarandón, S. (2010). Análisis de la racionalidad ecológica en agricultores hortícolas de La Plata. *Revista Brasileira de Agroecologia*, 5, 288–302.
- Gargoloff, N. A. (2018). Manejo, conocimiento y valoración de la agrobiodiversidad en fincas familiares de La Plata. Su relación con un manejo sustentable de los agroecosistemas. Universidad Nacional de La Plata.
- Gargoloff, N. A., & Pochettino, M. L. (2021). Agrobiodiversidad y Conocimiento Ambiental Local. In S. J. Sarandón (Ed.), *Biodiversidad, agroecología y agricultura sustentable* (Primera, pp. 294–318). La Plata: Editorial de la Universidad Nacional de La Plata (EDULP).
- Gavier-Pizarro, G. I., Kuemmerle, T., Hoyos, L. E., Stewart, S. I., Huebner, C. D., Keuler, N. S., & Radeloff, V. C. (2012). Monitoring the invasion of an exotic tree (*Ligustrum lucidum*) from 1983 to 2006 with Landsat TM/ETM+ satellite data and Support Vector Machines in Córdoba, Argentina. *Remote Sensing of Environment*, 122, 134–145. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2011.09.023>



- Gomez Orea, D. (2002). Ordenación Territorial. Mundi Prensa.
- Gonthier, D. J., Ennis, K. K., Farinas, S., Hsieh, H., Iverson, A. L., Batáry, P., ... Perfecto, I. (2014). Biodiversity conservation in agriculture requires a multi-scale approach. *Proc. R. Soc. B*, 281(20141358.), 9–14. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2014.1358>
- Haan, N. L., Zhang, Y., & Landis, D. A. (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>
- Home, R., Angelone, S., Hunziker, M., & Bolliger, J. (2014). Public preferences for ecosystem-enhancing elements in agricultural landscapes in the Swiss lowlands. *Journal of Integrative Environmental Sciences*, 11(2), 93–108. <https://doi.org/10.1080/1943815X.2014.923913>
- Iermanó, M., Sarandón, S., Tamagno, N., & Maggio, A. (2015). Evaluación de la agrobiodiversidad funcional como indicador del “potencial de regulación biótica” en agroecosistemas del sudeste bonaerense. *Rev. Fac. Agron. La Plata*, 114(1), 1–14.
- Kaltenborn, B. P., & Bjerke, T. (2002). Association between environmental value orientations and landscape preferences. *Landscape and Urban Planning*, 59(1), 1–11. [https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(01\)00243-2](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(01)00243-2)
- Kumaraswamy, S., & Kunte, K. (2013). Integrating biodiversity and conservation with modern agricultural landscapes. *Biodiversity and Conservation*, 22(12), 2735–2750. <https://doi.org/10.1007/s10531-013-0562-9>
- Leader-Williams, N., & Dublin, H. (2000). Charismatic megafauna as ‘flagship species’. In A. Entwistle & N. Dunstone (Eds.), *Priorities for the conservation of mammalian diversity. Has the Panda had its day?* (pp. 53–81). Cambridge, UK.: Cambridge University Press.
- Legislatura Provincia de Mendoza. Ley No 8999. Plan Provincial de Ordenamiento Territorial. (2017).
- León-Sicard, T. E. (2021). La Estructura Agroecológica Principal de los agroecosistemas. *Perspectivas teórico-prácticas*.
- 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>
- Mazzitelli, M. E., López García, G. P., Villacide, J., & Ricci, M. (2021). Biodiversidad funcional: trama trófica asociada al pulgín verde del duraznero. In XXIX Reunión Argentina de Ecología (p. 259).
- Montaña, E., Torres, L. M., Abraham, E. M., Torres, E., & Pastor, G. (2005). Los espacios invisibles: Subordinación, marginalidad y exclusión de los territorios no irrigados en las tierras secas de Mendoza, Argentina. *Región Y Sociedad*, 17(32). <https://doi.org/10.22198/rys.2005.32.a598>



- Mussetta, P. C., Dalmaso, C., Pérez, M. A., & Lettelier, M. D. (2019). El ordenamiento territorial frente al debilitamiento de los espacios agrícolas periurbanos. Aportes para repensar los desafíos de la política en el caso del Área Metropolitana de Mendoza. *ReviISE. Universidad Nacional de San Juan. Facultad de Ciencias Sociales.*, 14(14), 161–175. Retrieved from www.reviise.unsj.edu.ar
- Paleologos, M. F., Flores, C. C., Sarandon, S. J., Stupino, S. A., & Bonicatto, M. M. (2008). Abundancia y diversidad de la entomofauna asociada a ambientes semi-naturales en fincas hortícolas de La Plata, Buenos Aires, Argentina. *Revista Brasileira de Agroecología*, 3(1).
- Perez, M., del Barrio, L., Silva Colomer, J., & Dalmaso, C. (2017). La interfase urbano-rural en las provincias de Mendoza y San Juan. In J. Vitale, M. Saavedra, S. Ledesma, E. Cittadini, & C. Dalmaso (Eds.), *Observatorios territoriales para el desarrollo y la sustentabilidad de los territorios.* (pp. 35–43). Buenos Aires: INTA Ediciones.
- Rodriguez, S., Kruk, B. C., & Satorre, E. H. (2019). Percepción de los agricultores de la región pampeana sobre las adversidades bióticas de los cultivos de granos. *Agronomía & Ambiente*, 39(1), 16–25.
- Roitman, S. (2000). Transformaciones urbanas en los 90': los barrios cerrados del Área Metropolitana de Mendoza. *IV Jornadas de Sociología*, 1–16.
- Roitman, S. (2017). Urbanizaciones cerradas a escala planetaria. *Prospectiva*, (21), 13. <https://doi.org/10.25100/prts.v0i21.918>
- Rovere, A. E., Molares, S., & Ladio, A. H. (2013). Plantas utilizadas en cercos vivos de ciudades patagónicas: Aportes de la etnobotánica para la conservación. *Ecología Austral*, 23(3), 165–173.
- Rueda, S. (1997). La ciudad compacta y diversa frente a la conurbación difusa. *La Construcción de La Ciudad Sostenible*, 1–18. Retrieved from https://alojamientos.uva.es/guia_docente/uploads/2013/474/46059/1/Documento38.pdf <http://habitat.aq.upm.es/cs/lista.html>
- Sarandón, S. J., Bonicatto, M., & Gargoloff, N. (2016). Rol de la agrobiodiversidad para un manejo sustentable y resiliente de los agroecosistemas: importancia del componente cultural. *Cuaderno de La Biored*, 1, 21–33.
- Sarandón, Santiago J, & Flores, C. C. (2009). EVALUACIÓN DE LA SUSTENTABILIDAD EN AGROECOSISTEMAS: UNA PROPUESTA METODOLÓGICA. *Agroecología*, 4(March), 19–28. Retrieved from <https://revistas.um.es/agroecologia/article/view/117131>
- Sarandón, Santiago Javier. (2020). El papel de la agricultura en la Transformación Social-Ecológica de América Latina. (A. Becker, Ed.), *Cuadernos de la Transformación.* Ciudad de México: Proyecto regional FES transformación social-ecológica en américa latina. Retrieved from <http://www.jstor.org/stable/2085557>
- Sarandón, Santiago Javier. (2021). Biodiversidad, agroecología y agricultura sustentable. *Libros*



de Cátedra (Primera ed). La Plata: EDULP. <https://doi.org/10.35537/10915/109141>

- Stupino, S. (2018). Diversidad vegetal espontánea en agroecosistemas hortícolas de La Plata y su relación con diferentes estilos de agricultura: importancia para la sustentabilidad. Universidad Nacional de La Plata.
- Suez, L. S. (2020). Planificación de territorios agroecológicos. Una herramienta para el ordenamiento territorial participativo en SIG, el caso de Estación Juárez Celman en Córdoba. (Primera ed). Ciudad Autónoma de Buenos Aires: Ediciones INTA.
- Toledo López, V., García Battán, J., & Pereyra, H. (2020). Transformaciones territoriales y conflictos por el uso de agrotóxicos en Santiago del Estero (2001-2018). *Revista Administración Pública y Sociedad*, 10, 18–35.
- Veres, A., Petit, S., Conord, C., & Lavigne, C. (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>
- Videla, E., Pastor, G., Tonda, M., Lorello, I., & Gutiérrez, M. T. (2018). La flora nativa en las relaciones afectivas con el paisaje. In SIMPOSIO PAISAJES CULTURALES URBANOS, PERIURBANOS Y RURALES Comité Científico Internacional de Paisajes Culturales (p. 9). Mendoza.
- Wagner, L. (2019). Agriculture, oasis' culture and mega-mining in Mendoza. *Debates and disputes. Mundo Agrario*, 20(43). <https://doi.org/10.24215/15155994e106>
- Weyland, F., & Zaccagnini, M. E. (2008). Efecto de las terrazas sobre la diversidad de artrópodos caminadores en cultivos de soja. *Ecología Austral*, 18(3), 357–366.
- Zulaica, L., Bocero, S., Tribó, J., Cabral, V., Di Bona, A., Paz, M., & Tomadini, M. (2015). Agroquímicos en áreas de transición urbano-rural. Problemas sociales y ambientales en el Partido de General Pueyrredón. (Laura Zulaica, S. L. Bocero, & J. Tribó, Eds.) (1a ed). Mar del Plata: Universidad Nacional de Mar del Plata.



Facultad de
Ciencias Agrarias
y Forestales



UNIVERSIDAD
NACIONAL
DE LA PLATA

Anexos

Anexo 1. Imágenes de modelos territoriales de Maipú (Mendoza, Argentina) (Capítulo 2).

Figura 28. Modelo Territorial Actual según el Plan Municipal de Ordenamiento Territorial de Maipú (Mendoza, Argentina). Fuente: “Maipú Sostenible 2019-2045”. Anexo cartografía (PMOT, 2019).

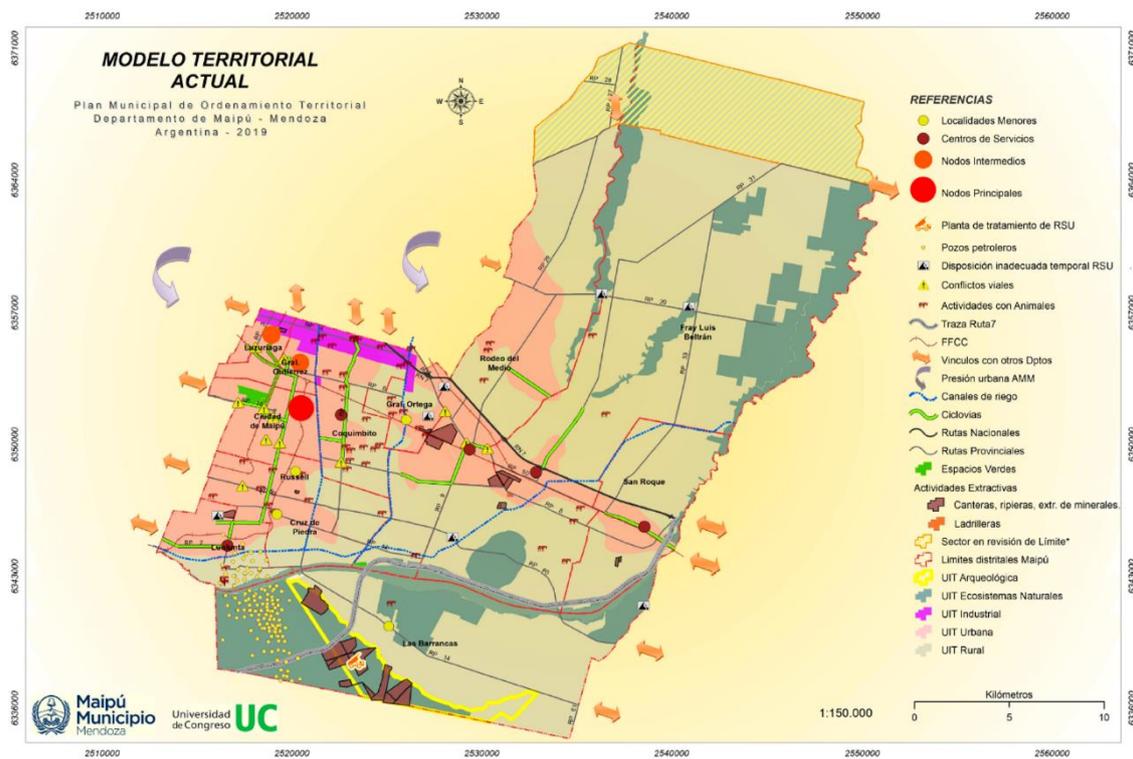


Figura 29. Modelo Territorial Tendencial según el Plan Municipal de Ordenamiento Territorial de Maipú (Mendoza, Argentina). Fuente: “Maipú Sostenible 2019-2045”. Anexo cartografía (PMOT, 2019).

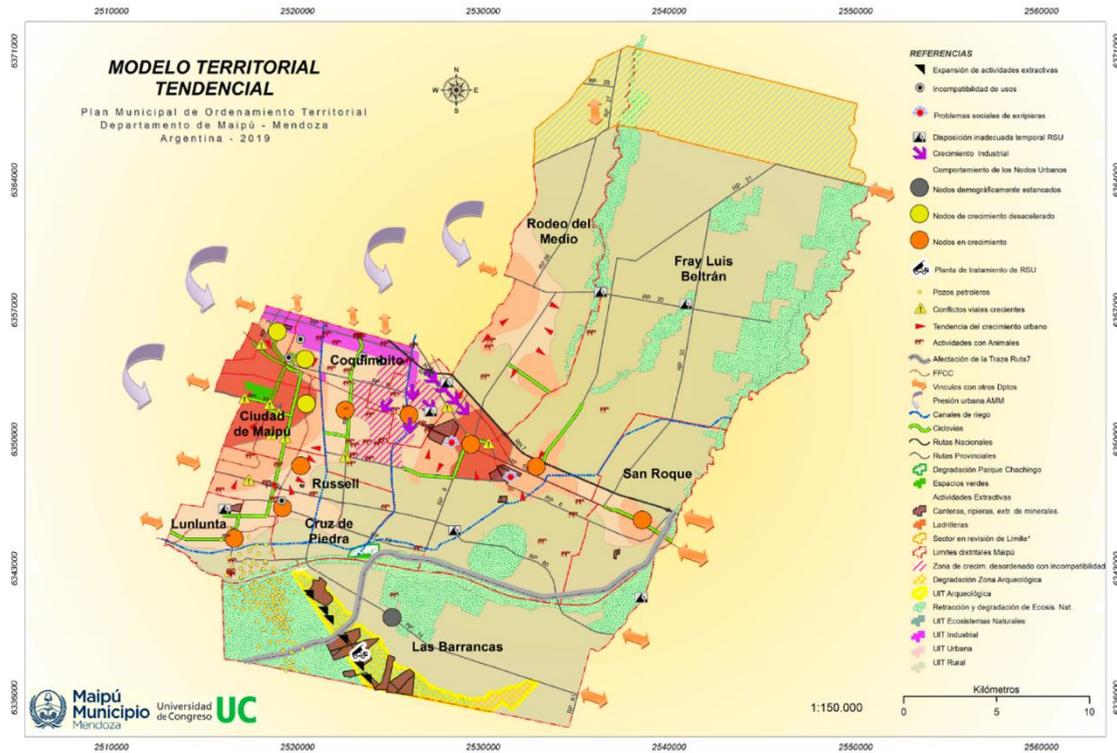


Figura 30. Modelo territorial deseado según el Plan Municipal de Ordenamiento Territorial de Maipú (Mendoza, Argentina). Fuente: “Maipú Sostenible 2019-2045”. Anexo cartografía (PMOT, 2019).

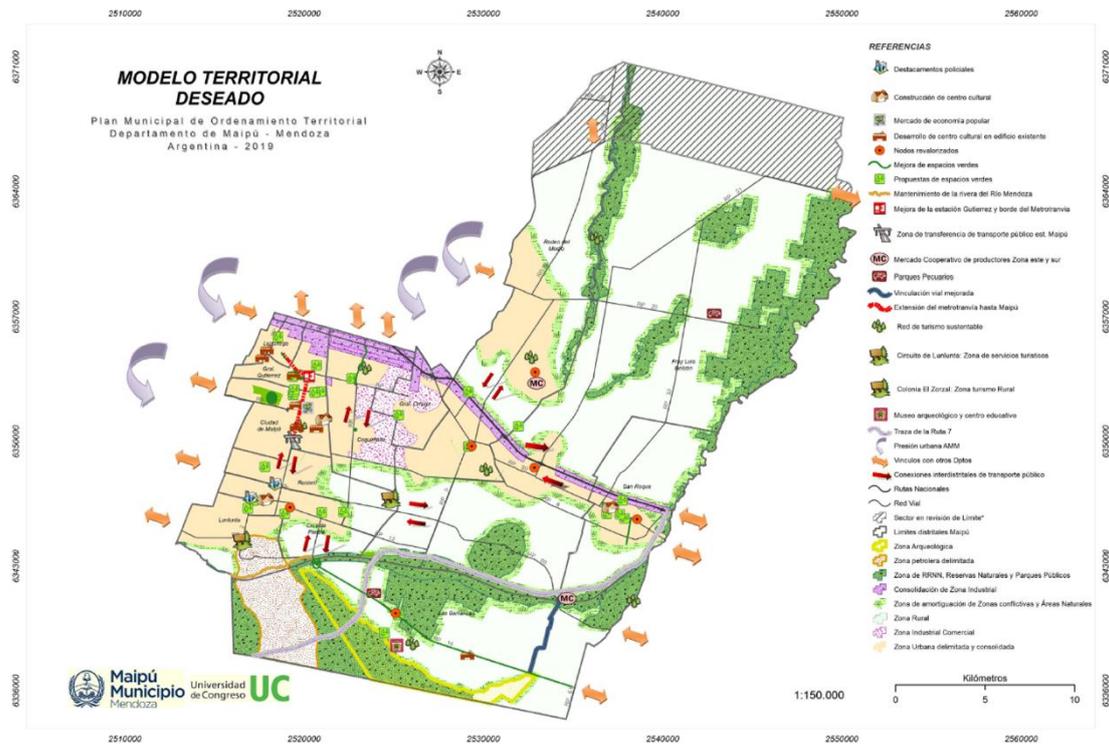
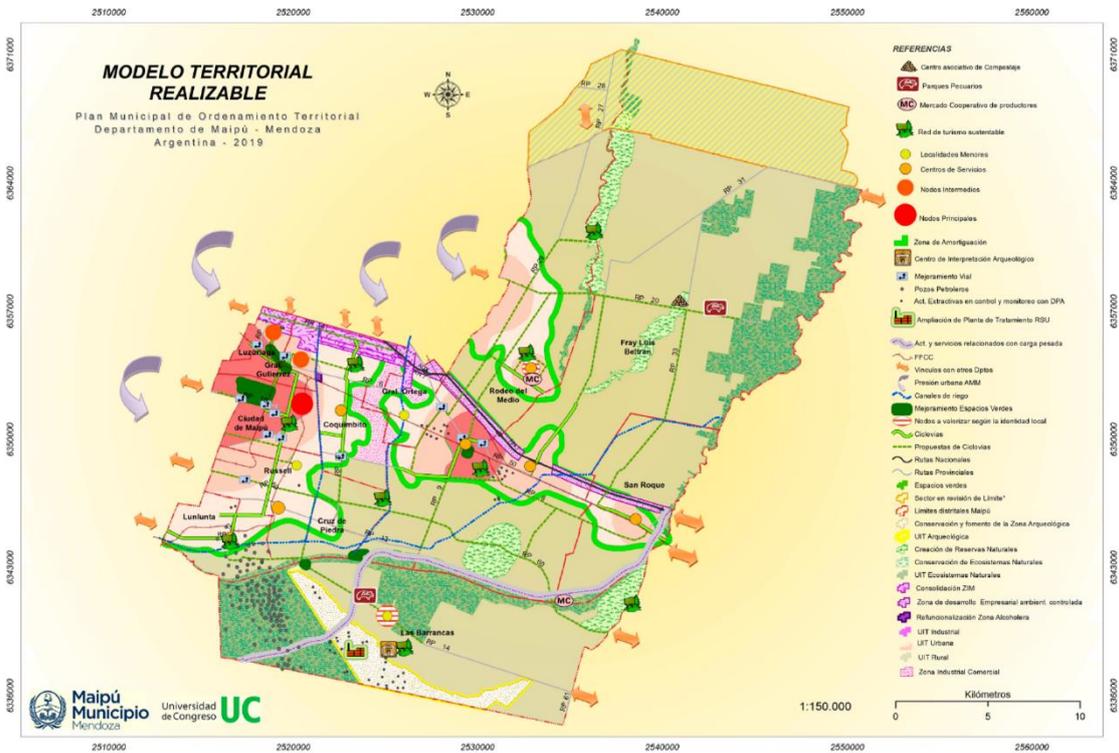


Figura 31. Modelo territorial realizable según el Plan Municipal de Ordenamiento Territorial de Maipú (Mendoza, Argentina). Fuente: “Maipú Sostenible 2019-2045”. Anexo cartografía (PMOT, 2019).





Anexo 2. Matrices de confusión (Capítulo 3).

Tabla 11. Matriz de confusión para la clasificación de coberturas del suelo de Lunlunta del año 1991.

CLASS	Parral	Olivo y vid	Olivo	Olivo y frutal	Frutal	Urbano	Nativo	Golf	Suelo desnudo	Vid espaldero	SumUser	AccUser
Parral	131	0	0	0	0	0	0	0	0	0	131	100%
Olivo y vid	0	159	0	0	0	0	0	0	0	0	159	100%
Olivo	0	0	339	0	0	0	0	0	0	4	343	98.83%
Olivo y frutal	0	0	0	101	0	0	0	0	0	0	101	100%
Frutal	0	0	0	0	43	0	0	0	0	0	43	100%
Urbano	0	0	0	0	0	182	0	0	0	0	182	100%
Nativo	0	0	1	0	0	4	768	0	0	0	773	99.35%
Golf	0	0	0	0	0	0	0	83	0	0	83	100%
Suelo desnudo	0	0	0	0	0	0	0	0	85	0	85	100%
Vid espaldero	0	0	6	0	0	0	0	0	0	460	466	98.71%
SumProd	131	159	346	101	43	186	768	83	85	464		
AccProd	100.00%	100.00%	97.98%	100.00%	100.00%	97.85%	100.00%	100.00%	100.00%	99.14%		

Tabla 12. Matriz de confusión para la clasificación de coberturas del suelo de Lunlunta del año 2001.

CLASS	Olivo	Parral	Olivo y vid	Nativo	Urbano	Frutal	Suelo desnudo	Golf	Espaldero	Olivo y frutal	SumUser	AccUser
Olivo	320	0	0	0	0	0	0	0	0	0	320	100.00%
Parral	0	112	0	0	0	0	0	0	0	0	112	100.00%
Olivo y vid	0	0	142	0	0	0	0	0	0	0	142	100.00%
Nativo	0	0	0	239	0	0	0	0	0	0	239	100.00%
Urbano	0	0	0	0	90	0	0	0	0	0	90	100.00%
Frutal	0	0	0	0	0	106	0	0	0	0	106	100.00%
Suelo desnudo	0	0	0	0	0	0	121	0	0	0	121	100.00%
Golf	0	0	0	0	0	0	0	148	0	0	148	100.00%
Espaldero	1	0	0	0	0	0	0	0	1092	1	1094	99.82%
Olivo y frutal	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100	100	100.00%
SumProd	321	112	142	239	90	106	121	148	1092	101		
AccProd	99.69%	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%	99.01%		

Tabla 13. Matriz de confusión para la clasificación de coberturas del suelo de Lunlunta del año 2010.

CLASS	Olivo	Olivo y vid	Nativo	Espaldero	Urbano	Frutal	Suelo desnudo	Parral	Golf	Olivo y frutal	SumUser	AccUser
Olivo	165	0	0	0	0	0	0	0	0	0	165	100.00%
Olivo y vid	0	141	0	0	0	0	0	0	0	0	141	100.00%
Nativo	0	0	278	0	0	0	0	0	0	0	278	100.00%
Espaldero	0	1	0	890	0	0	0	0	0	0	891	99.89%
Urbano	0	0	0	0	108	0	0	0	0	0	108	100.00%
Frutal	0	0	0	0	0	70	0	0	0	0	70	100.00%
Suelo desnudo	0	0	0	0	0	0	188	0	0	0	188	100.00%
Parral	1	0	0	0	0	0	0	94	0	0	95	98.95%
Golf	0	0	0	0	0	0	0	0	148	0	148	100.00%
Olivo y frutal	0	0	0	0	0	0	0	0	0	101	101	100.00%
SumProd	166	142	278	890	108	70	188	94	148	101		
AccProd	99.40%	99.30%	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%		



Tabla 14. Matriz de confusión para la clasificación de coberturas del suelo de Lunlunta del año 2021.

CLASS	Suelo desnudo	Golf	Olivo	Olivo y vid	Olivo y frutal	Espaldero	Nativo	Urbano	SumUser	AccUser
Suelo desnudo	1160	0	0	0	0	0	0	0	1161	99.91%
Golf	0	145	0	0	0	0	0	0	145	100.00%
Olivo	0	0	16	0	0	0	0	0	16	100.00%
Olivo y vid	0	0	0	146	0	0	0	0	146	100.00%
Olivo y frutal	0	0	0	0	101	0	0	0	101	100.00%
Espaldero	0	0	0	0	0	796	0	0	796	100.00%
Nativo	0	0	0	0	0	0	290	0	290	100.00%
Urbano	0	0	0	0	0	0	0	227	225	100.00%
SumProd	1160	145	16	146	101	796	290	227		
AccProd	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%		

Anexo 3. Inventario de especies vegetales censadas (Capítulo 4).

Tabla 15. Lista de especies de la unidad de paisaje Agrícola convencional.

<i>Amaranthus quitensis</i>	<i>Euphorbia serpens</i>	<i>Prunus persica</i>
<i>Aristida mendocina</i>	<i>Fumaria capreolata</i>	<i>Rumex crispus</i>
<i>Baccharis salicifolia</i>	<i>Galinsoga parviflora</i>	<i>Setaria sp.</i>
<i>Bidens pilosa</i>	<i>Hoffmannseggia glauca</i>	<i>Sisymbrium sp.</i>
<i>Bromus unioloides</i>	<i>Lamium amplexicaule</i>	<i>Solanum elaeagnifolium</i>
<i>Chenopodium album</i>	<i>Malva parviflora</i>	<i>Sonchus oleraceus</i>
<i>Convolvulus arvensis</i>	<i>Medicago sp.</i>	<i>Sorghum halepense</i>
<i>Cynodon dactylon</i>	<i>Melilotus albus</i>	<i>Tagetes minuta</i>
<i>Cyperus rotundus</i>	<i>Muhlenbergia asperifolia</i>	<i>Taraxacum officinale</i>
<i>Daucus pusillus</i>	<i>Olea europea</i>	<i>Trichloris crinita</i>
<i>Equisetum giganteum</i>	<i>Paspalum dilatatum</i>	<i>Urtica sp.</i>
<i>Eragrostis curvula</i>	<i>Pitraea cuneato-ovata</i>	<i>Vitis vinifera</i>
<i>Eragrostis sp.</i>	<i>Plantago lanceolata</i>	<i>Wedelia glauca</i>
<i>Erigeron bonariensis</i>	<i>Plantago major</i>	<i>Xanthium spinosum</i>
	<i>Portulaca oleracea</i>	

Tabla 16. Lista de especies de la unidad de paisaje Urbano.

<i>Bougainvillea spectabilis</i>	<i>Gazania sp.</i>	<i>Passiflora caerulea</i>
<i>Abutilon pictum</i>	<i>Geranium sp.</i>	<i>Pelargonium hortorum</i>
<i>Acer negundo</i>	<i>Glebionis coronaria</i>	<i>Petunia sp.</i>
<i>Agave americana</i>	<i>Hedera helix</i>	<i>Phormium sp.</i>
<i>Alcea rosea</i>	<i>Hemerocallis sp.</i>	<i>Pinus pinaster</i>



<i>Allium schoenoprasum</i>	<i>Hibiscus sp.</i>	<i>Pinus sp.</i>
<i>Alocasia odora</i>	<i>Hoffmannseggia glauca</i>	<i>Pitreaa cuneato-ovata</i>
<i>Aloe vera</i>	<i>Hydrocotyle bonariensis</i>	<i>Pittosporum tobira</i>
<i>Aloysia citrodora</i>	<i>Iris sp.</i>	<i>Plantago lanceolata</i>
<i>Aloysia polystachya</i>	<i>Jacaranda sp.</i>	<i>Prunus cerasifera</i>
<i>Amaryllis sp.</i>	<i>Jasminum mesnyi</i>	<i>Prunus domestica</i>
<i>Antirrhinum majus</i>	<i>Juglans regia</i>	<i>Prunus dulcis</i>
<i>Asparagus plumosus</i>	<i>Festuca glauca</i>	<i>Prunus persica</i>
<i>Baccharis salicifolia</i>	<i>Festuca sp.</i>	<i>Punica granatum</i>
<i>Bambusa paraguayana</i>	<i>Ficus carica</i>	<i>Pyracantha angustifolia</i>
<i>Bellis perenis</i>	<i>Fraxinus sp.</i>	<i>Quercus robur</i>
<i>Betula pendula</i>	<i>Gardenia jasminoides</i>	<i>Rosa sp.</i>
<i>Bignonia sp.</i>	<i>Justicia brandegeana</i>	<i>Ruta graveolens</i>
<i>Brachychiton populneus</i>	<i>Kalanchoe sp.</i>	<i>Salix salicifolia</i>
<i>Bromus unioloides</i>	<i>Kniphofia sp.</i>	<i>Salix sp.</i>
<i>Brunfelsia australis</i>	<i>Lagestroemia indica</i>	<i>Salix x erythroflexuosa</i>
<i>Bulnesia retama</i>	<i>Lamium amplexicaule</i>	<i>Salvia microphylla</i>
<i>Calendula officinalis</i>	<i>Lathyrus latifolius</i>	<i>Salvia rosmarinus</i>
<i>Callistemon citrinus</i>	<i>Laurus nobilis</i>	<i>Schinus molle var. areira</i>
<i>Canna indica</i>	<i>Lavandula sp.</i>	<i>Setaria sp.</i>
<i>Catalpa sp.</i>	<i>Leucanthemum maximum</i>	<i>Setaria verticillata</i>
<i>Ceiba speciosa</i>	<i>Ligaria cuneifolia</i>	<i>Sixalix atropurpurea</i>
<i>Centaurea solstitialis</i>	<i>Ligustrum lucidum</i>	<i>Solanum chenopodioides</i>
<i>Chlorophytum comosum</i>	<i>Ligustrum sp.</i>	<i>Solanum elaeagnifolium</i>
<i>Cichorium intybus</i>	<i>Liquidambar styraciflua</i>	<i>Solanum lycopersicum</i>
<i>Cirsium vulgare</i>	<i>Liriope muscari</i>	<i>Sonchus oleraceus</i>
<i>Citrus × aurantium</i>	<i>Lobularia maritima</i>	<i>Sorghum halepense</i>



<i>Citrus reticulata</i>	<i>Lolium perenne</i>	<i>Strelitzia reginae</i>
<i>Citrus x limon</i>	<i>Lonicera japonica</i>	<i>Taraxacum officinale</i>
<i>Citrus x paradisi</i>	<i>Magnolia grandiflora</i>	<i>Thelesperma megapotamicum</i>
<i>Commelina erecta</i>	<i>Malva parviflora</i>	<i>Thuja sp.</i>
<i>Convolvulus arvensis</i>	<i>Medicago lupulina</i>	<i>Tilia sp.</i>
<i>Cortaderia selloana</i>	<i>Melia azedarach</i>	<i>Trachelospermum jasminoides</i>
<i>Cucurbita moschata</i>	<i>Melilotus albus</i>	<i>Tradescantia pallida</i>
<i>Cucurbita pepo</i>	<i>Melilotus sp.</i>	<i>Trifolium repens</i>
<i>Cucurbita sp.</i>	<i>Mesembryanthemum cordifolium</i>	<i>Trifolium sp.</i>
<i>Cupressus sp.</i>	<i>Mirabilis jalapa</i>	<i>Typha sp.</i>
<i>Cycas revoluta</i>	<i>Morus alba</i>	<i>Vachellia caven</i>
<i>Cydonia oblonga</i>	<i>Nerium oleander</i>	<i>Viburnum tinus</i>
<i>Cynodon dactylon</i>	<i>Nicotiana noctiflora</i>	<i>Vinca sp.</i>
<i>Cyperus alternifolius</i>	<i>Olea europea</i>	<i>Viola odorata</i>
<i>Dianthus chinensis</i>	<i>Oxalis corniculata</i>	<i>Vitis vinifera</i>
<i>Dichondra sp.</i>	<i>Populus nigra</i>	<i>Washingtonia sp.</i>
<i>Dimorphoteca sp.</i>	<i>Populus sp.</i>	<i>Wedelia glauca</i>
<i>Elaeagnus angustifolia</i>	<i>Portulaca grandiflora</i>	<i>Yucca sp.</i>
<i>Erigeron bonariensis</i>	<i>Portulaca oleracea</i>	<i>Zantedeschia aethiopica</i>
<i>Eriobotrya japonica</i>	<i>Prunus armeniaca</i>	
<i>Euonymus japonicus</i>	<i>Parkinsonia aculeata</i>	
<i>Euphorbia myrsinites</i>	<i>Parthenocissus quinquefolia</i>	
<i>Euphorbia serpens</i>	<i>Paspalum dilatatum</i>	

Tabla 17. Lista de especies de la unidad de paisaje Natural de secano.

<i>Acacia sp.</i>	<i>Helminthotheca echioides</i>	<i>Rapistrum sp.</i>
<i>Acantholippia seriphioides</i>	<i>Hoffmannseggia glauca</i>	<i>Robinia pseudoacacia</i>
<i>Adesmia sp.</i>	<i>Hualania collettioides</i>	<i>Rosa canina</i>
<i>Aloysia polystachya</i>	<i>Hyalis argentea</i>	<i>Rubia tinctorum</i>
<i>Apium sp.</i>	<i>Hydrocotyle bonariensis</i>	<i>Salix sp.</i>
<i>Aristida mendocina</i>	<i>Hysterionica jasionoides</i>	<i>Salsola kali</i>
<i>Arundo donax</i>	<i>Lamium amplexicaule</i>	<i>Schinus bumelioides</i>
<i>Asparagus sp.</i>	<i>Larrea cuneifolia</i>	<i>Schinus johnstonii</i>
<i>Atriplex lampa</i>	<i>Larrea divaricata</i>	<i>Schinus molle var. areira</i>
<i>Atriplex undulata</i>	<i>Ligaria cuneifolia</i>	<i>Schinus sp.</i>
<i>Austrobrickellia patens</i>	<i>Lycium sp.</i>	<i>Senecio goldsackii</i>
<i>Baccharis salicifolia</i>	<i>Medicago sativa</i>	<i>Senecio subulatus</i>
<i>Bromus unioloides</i>	<i>Melilotus albus</i>	<i>Senna aphylla</i>
<i>Cereus aethiops</i>	<i>Mentzelia albescens</i>	<i>Setaria sp.</i>
<i>Condalia microphylla</i>	<i>Morus alba</i>	<i>Sisymbrium sp.</i>
<i>Cortaderia selloana</i>	<i>Olea europea</i>	<i>Solanum elaeagnifolium</i>
<i>Cynodon dactylon</i>	<i>Opuntia sp.</i>	<i>Sonchus oleraceus</i>
<i>Echinopsis leucantha</i>	<i>Opuntia sulphurea</i>	<i>Sorghum halepense</i>
<i>Ephedra triandra</i>	<i>Pitraea cuneato-ovata</i>	<i>Sporobolus phleoides</i>
<i>Equisetum giganteum</i>	<i>Plantago lanceolata</i>	<i>Talinum chromanthum</i>
<i>Erigeron bonariensis</i>	<i>Plantago major</i>	<i>Tessaria absinthioides</i>
<i>Eucalyptus sp.</i>	<i>Populus sp.</i>	<i>Tillandsia argentina</i>
<i>Festuca sp.</i>	<i>Prosopis flexuosa</i>	<i>Tribulus terrestris</i>

<i>Geoffroea decorticans</i>	<i>Prosopis sp.</i>	<i>Typha sp.</i>
<i>Grahamia bracteata</i>	<i>Prosopis strombulifera</i>	<i>Vachellia caven</i>
<i>Grindelia pulchella</i>	<i>Proustia cuneifolia</i>	<i>Verbena bonariensis</i>
		<i>Zuccagnia punctata</i>

Tabla 18. Lista de especies de la unidad de paisaje Natural de ribera.

<i>Adesmia trijuga</i>	<i>Foeniculum vulgare</i>	<i>Plantago major</i>
<i>Airampoa sp.</i>	<i>Heterotheca sp.</i>	<i>Pluchea dodonaeifolia</i>
<i>Aristida mendocina</i>	<i>Hirschfeldia incana</i>	<i>Populus sp.</i>
<i>Arjona sp.</i>	<i>Hualania colletioides</i>	<i>Salix sp.</i>
<i>Arundo donax</i>	<i>Hyalis argentea</i>	<i>Schoenoplectus californicus</i>
<i>Baccharis salicifolia</i>	<i>Hydrocotyle bonariensis</i>	<i>Senecio subulatus</i>
<i>Baccharis spartioides</i>	<i>Linum usitatissimum</i>	<i>Sisymbrium irio</i>
<i>Blackstonia perfoliata</i>	<i>Lonicera japonica</i>	<i>Sisymbrium sp.</i>
<i>Centaurium pulchellum</i>	<i>Melilotus albus</i>	<i>Tagetes minuta</i>
<i>Cirsium vulgare</i>	<i>Mentha aquatica</i>	<i>Tamarix gallica</i>
<i>Convolvulus arvensis</i>	<i>Mentha piperita</i>	<i>Taraxacum officinale</i>
<i>Cortaderia selloana</i>	<i>Morus alba</i>	<i>Tessaria absinthioides</i>
<i>Cylindropuntia sp.</i>	<i>Nicotiana noctiflora</i>	<i>Thelesperma megapotamicum</i>
<i>Cynodon dactylon</i>	<i>Oenothera odorata</i>	<i>Typha sp.</i>
<i>Ephedra triandra</i>	<i>Opuntia sulphurea</i>	<i>Verbena bonariensis</i>
<i>Equisetum giganteum</i>	<i>Persicaria maculosa</i>	<i>Vitis vinifera</i>
	<i>Plantago lanceolata</i>	

Tabla 19. Lista de especies de la unidad de paisaje Seminatural.

<i>Acantholippia seriphioides</i>	<i>Foeniculum vulgare</i>	<i>Prosopis sp.</i>
<i>Aloysia gratissima</i>	<i>Geoffroea decorticans</i>	<i>Prosopis strombulifera</i>
<i>Amaranthus quitensis</i>	<i>Hoffmannseggia glauca</i>	<i>Proustia cuneifolia</i>
<i>Aristida mendocina</i>	<i>Hyalis argentea</i>	<i>Salsola kali</i>
<i>Arundo donax</i>	<i>Larrea cuneifolia</i>	<i>Schinus johnstonii</i>
<i>Atamisquea emarginata</i>	<i>Larrea divaricata</i>	<i>Schinus molle var. areira</i>
<i>Atriplex aff. boecheri</i>	<i>Lathyrus latifolius</i>	<i>Senecio filigioides</i>
<i>Atriplex lampa</i>	<i>Ligaria cuneifolia</i>	<i>Senecio sp.</i>
<i>Atriplex undulata</i>	<i>Lonicera japonica</i>	<i>Senecio subulatus</i>
<i>Austrobrickellia patens</i>	<i>Lycium sp.</i>	<i>Senna aphylla</i>
<i>Baccharis salicifolia</i>	<i>Melilotus albus</i>	<i>setaria sp.</i>
<i>Baccharis spartioides</i>	<i>Mentha sp.</i>	<i>Solanum elaeagnifolium</i>
<i>Bromus unioloides</i>	<i>Mirabilis ovata</i>	<i>Sorghum halepense</i>
<i>Caesalpinia gilliesii</i>	<i>Morus alba</i>	<i>Tephrocactus aoracanthus</i>
<i>Cereus aethiops</i>	<i>Nicotiana glauca</i>	<i>Tessaria absinthioides</i>
<i>Cirsium vulgare</i>	<i>Nothoscordum gracile</i>	<i>Tillandsia argentina</i>
<i>Condalia microphylla</i>	<i>Olea europea</i>	<i>Tribulus terrestris</i>
<i>Convolvulus arvensis</i>	<i>Opuntia sulphurea</i>	<i>Trichloris crinita</i>
<i>Cortaderia selloana</i>	<i>Pitraea cuneato-ovata</i>	<i>Vachellia caven</i>
<i>Cynodon dactylon</i>	<i>Plantago lanceolata</i>	<i>Verbena bonariensis</i>
<i>Echinopsis leucantha</i>	<i>plantago major</i>	<i>Vitis vinifera</i>
<i>Ephedra triandra</i>	<i>Populus sp.</i>	<i>Wedelia glauca</i>
<i>Festuca sp.</i>	<i>Prosopis flexuosa</i>	<i>Zuccagnia punctata</i>

Tabla 20. Lista de especies de la unidad de paisaje Agrícola biodiverso.

<i>Apium sp.</i>	<i>Foeniculum vulgare</i>	<i>Populus sp.</i>
<i>Aristida mendocina</i>	<i>Galinsoga parviflora</i>	<i>Portulaca oleracea</i>
<i>Asparagus sp.</i>	<i>Gamochaeta coarctata</i>	<i>Prosopis strombulifera</i>
<i>Baccharis salicifolia</i>	<i>Geranium sp.</i>	<i>Prunus persica</i>
<i>Bidens pilosa</i>	<i>Hoffmannseggia glauca</i>	<i>Rapistrum sp.</i>
<i>Blackstonia perfoliata</i>	<i>Hyalis argentea</i>	<i>Rubus sp.</i>
<i>Bromus unioloides</i>	<i>Hydrocotyle bonariensis</i>	<i>Rumex crispus</i>
<i>Capsella bursa-pastoris</i>	<i>Ipomoea purpurea</i>	<i>Samolus valerandi</i>
<i>Centaurium pulchellum</i>	<i>Lamium amplexicaule</i>	<i>Setaria sp.</i>
<i>Chenopodium album</i>	<i>Larrea divaricata</i>	<i>Solanum elaeagnifolium</i>
<i>Cichorium intybus</i>	<i>Lathyrus latifolius</i>	<i>Solidago chilensis</i>
<i>Cirsium sp.</i>	<i>Linum usitatissimum</i>	<i>Sonchus oleraceus</i>
<i>Cirsium vulgare</i>	<i>Lycium sp.</i>	<i>Sorghum halepense</i>
<i>Commelina erecta</i>	<i>Lysimachia arvensis</i>	<i>Sporobolus phleoides</i>
<i>Convolvulus arvensis</i>	<i>Malva parviflora</i>	<i>Stellaria media</i>
<i>Cynodon dactylon</i>	<i>Matricaria sp.</i>	<i>Tagetes minuta</i>
<i>Cyperus rotundus</i>	<i>Medicago sp.</i>	<i>Taraxacum officinale</i>
<i>Datura ferox</i>	<i>Melilotus albus</i>	<i>Trichloris crinita</i>
<i>Daucus pusillus</i>	<i>Nicotiana noctiflora</i>	<i>Trifolium repens</i>
<i>Dichondra sp.</i>	<i>Nothoscordum gracile</i>	<i>Trifolium sp.</i>
<i>Eleusine tristachya</i>	<i>Olea europea</i>	<i>Urtica sp.</i>
<i>Eragrostis sp.</i>	<i>Paspalum dilatatum</i>	<i>Verbena bonariensis</i>
<i>Erigeron bonariensis</i>	<i>Persicaria maculosa</i>	<i>Veronica persica</i>
<i>Erodium cicutarium</i>	<i>Pitraea cuneato-ovata</i>	<i>Vitis vinifera</i>



<i>Euphorbia serpens</i>	<i>Plantago lanceolata</i>	<i>Wedelia glauca</i>
<i>Festuca sp.</i>	<i>Plantago major</i>	<i>Xanthium spinosum</i>

Anexo 4. Guía de entrevista (Capítulo 5).

Luego presentarme y de comentar brevemente acerca del proyecto y el objetivo de la entrevista, enseño al informante las siguientes imágenes impresas (**Figura xxxx al xxx**) que corresponden al test de fotos diseñado para cada unidad de paisaje y le solicito que le otorgue un puntaje de 1 al 5, a cada una. El orden de presentación de las fotografías no es importante. Mientras le enseño las fotos, voy explicando que estas corresponden a algunos paisajes de Lunlunta, que tienen diferente vegetación y describo sucintamente cada paisaje.

Puedo preguntar por cada uno de los paisajes ¿Cuánto le gusta este paisaje? Le pondría un puntaje máximo o uno mínimo y por qué. Una vez que otorga el puntaje, preguntar ¿Por qué coloca tal puntaje y no (más o menos)?

A medida que vaya fundamentando, preguntar acerca de las anticipaciones de sentido o hipótesis emergentes.

Figura 32. Test de fotos para la unidad de paisaje Agrícola biodiversa.



Figura 33. Test de fotos para la unidad de paisaje Agrícola convencional.



Figura 34. Test de fotos para la unidad de paisaje Seminatural.



Figura 35. Test de fotos para la unidad de paisaje Natural de ribera.



Figura 36. Test de fotos para la unidad de paisaje Natural de secano.



Figura 37. Test de fotos para la unidad de paisaje Urbana.

