Libros de Cátedra

Biodiversidad, agroecología y agricultura sustentable

Santiago Javier Sarandón (coordinador)



FACULTAD DE CIENCIAS AGRARIAS Y FORESTALES





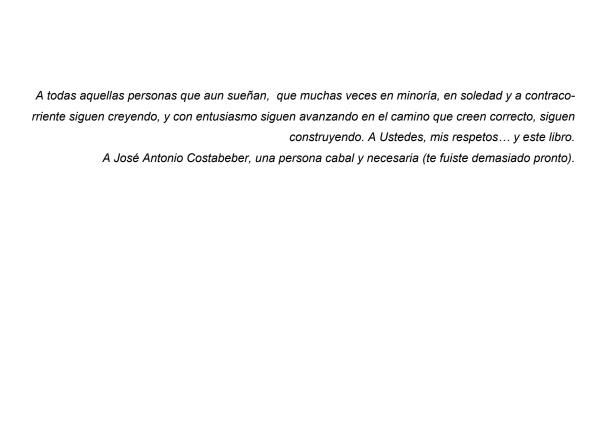
BIODIVERSIDAD, AGROECOLOGÍA Y AGRICULTURA SUSTENTABLE

Santiago Javier Sarandón (coordinador)

Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales







Agradecimientos

A la Universidad Nacional de La Plata por darnos la posibilidad de participar de esta nueva edición de libros de cátedra, gratuitos y de acceso libre. Como debe ser el conocimiento. A la Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales de la UNLP por haber incorporado a su plan de estudios una cátedra obligatoria de Agroecología, siendo pionera, marcando un camino y reafirmando el compromiso de esta Facultad con los y las agricultoras y los sistemas agroalimentarios sustentables.

A los y las autoras de los diferentes capítulos de este libro por haber aceptado participar en el mismo y por haber tenido en cuenta mis sugerencias y correcciones.

A mis maestros y maestras que, cuando era mucho más joven, me influenciaron, me enseñaron y me guiaron en distintos momentos de mi carrera, quizás sin ser conscientes de ello, con sus enseñanzas, sus palabras, sus consejos o sólo con su ejemplo. De todos y todas aprendí algo (o mucho): Edgardo Montaldi, Héctor O Arriaga, Julio César Ocampo, Ana María Arambarri, Rafael Boggio Ronceros, Guillermo Hang y ya en el campo de la Agroecología, a mis maestros y amigos, Miguel Altieri y Eduardo Sevilla Guzmán. Sus enseñanzas no fueron en vano.

A mis amigos y amigas agroecólogos/as que compartieron conmigo sus ideas, sus escritos, sus conocimientos, sus ideales y su entusiasmo en esas primeras épocas, hace ya muchos años. A los/las compañeras del curso del 92 en Chile, que siguen con gran actividad en la Agroecología: Inés Gazzano, Marta Astier, Saray Siura, Gloria Guzmán Casado, Julio Sánchez Escudero. A mis otros amigos y amigas agroecólogos/as, Jaime Morales Hernández, Francisco Roberto Caporal, José Antonio Costabeber (te extrañamos), Paulo Petersen, Tomás León Sicard, Fabio Kessler Dal Soglio, Clara I Nicholls, Gloria P Zuluaga, Xavier Simón Fernández, Juana Labrador Moreno, Xan Neira Seijo, René Montalba, Agustín Infante, Eduardo Cerdá y Walter Pengue, que compartieron conmigo muchos momentos importantes, que me enseñaron y me nutrieron. Gracias por su amistad: un orgullo para mí.

A los y las integrantes de la Cátedra de Agroecología de la FCAyF de la UNLP, por haberme acompañado todos estos años con entusiasmo, dedicación y compromiso por la Agroecología, en la búsqueda de un mundo mejor y haber contribuido a este presente. A mis alumnos y alumnas de grado, de postgrado, becarios/as, tesistas que han compartido conmigo sus dudas, puntos de vista, conocimientos, y que me han desafiado, cuestionado y me han nutrido. Aprendí mucho de esta tarea. A Juan Kier, productor de "la Aurora" y en él a todas las personas que optaron, aún con incertidumbre, pero con entusiasmo y convicción por incorporar la Agroecología como forma de producción y de vida, y comparten generosamente sus saberes y aprendizajes.

Índice

Introducción	8
Santiago Javier Sarandón	
Capítulo 1	
Agrobiodiversidad, su rol en una agricultura sustentable	13
Santiago Javier Sarandón	
Capítulo 2	
Biodiversidad del suelo. Su importancia para el manejo sustentable de agroecosistemas	37
Marina Sánchez de Prager, Erika Perea Morera, Martín Prager Mosquera, Diego Iván	
Ángel Sánchez, Juan Carlos Ortiz Ríos, José Miller Gallego, Oscar Sanclemente Reyes,	
Elida Marín Beitia	
Capítulo 3	
La biodiversidad y los nutrientes en la agricultura y la alimentación	52
Esteban Abbona	
Capítulo 4	
Las plantas espontáneas: de "malezas" a componentes clave de la biodiversidad	
en los agroecosistemas	70
Susana Andrea Stupino	
Capítulo 5	
Las semillas, base biológica y cultural de la diversidad cultivada	89
María Margarita Bonicatto, María Paula May, Lía Nora Tamagno	
Capítulo 6	
Variedades locales: importancia en el diseño de agroecosistemas sustentables	_116
María Paula May, María Margarita Bonicatto, Jeremías Otero	

Capítulo 7	
El componente heterotrófico de la biodiversidad	135
María Fernanda Paleologos, María José Iermanó, Natalia Agustina Gargoloff	
Capítulo 8	
Tramas tróficas en los agroecosistemas: una herramienta para evaluar la complejidad	165
Nadia Dubrovsky Berensztein	
Capítulo 9	
El rol de los polinizadores en los agroecosistemas un componente esencial	
de la biodiversidad	190
Julieta Pérez Toffoletti, Santiago Javier Sarandón	
Capítulo 10	
Murciélagos: componentes invisibilizados de la agrobiodiversidad	218
Ayelen Lutz, Melisa D´occhio	
Capítulo 11	
La diversidad del paisaje y su importancia en los agroecosistemas	238
Carolina Baldini	
Capítulo 12	
Biodiversidad funcional: comprensión y evaluación para el manejo agroecológico	268
María José Iermanó, María Fernanda Paleologos, Santiago Javier Sarandón	
Capítulo 13	
Agrobiodiversidad y Conocimiento Ambiental Local	294
Natalia Agustina Gargoloff, María Lelia Pochettino	
Capítulo 14	
Incorporación del enfoque de género en el conocimiento sobre la biodiversidad	319
Viviana Luján Blanco	
Capítulo 15	
Manejo de la biodiversidad en agroecosistemas	341
Claudia Cecilia Flores, Santiago Javier Sarandón	
Capítulo 16	
Limitantes para la conservación de la biodiversidad en agroecosistemas	367
María Luz Blandi	

Capítulo 17	
Nutrición y Biodiversidad	383
Marianela Zúñiga Escobar, Santiago Javier Sarandón	
Capítulo 18	
El mapa mental, un instrumento para construir indicadores de agrobiodiversidad	406
María Luz Blandi, Natalia Agustina Gargoloff, María José Iermanó,	
María Fernanda Paleologos, Santiago Javier Sarandón	
Autores	421

CAPÍTULO 11 La diversidad del paisaje y su importancia en los agroecosistemas

Carolina Baldini

El mundo que queremos es uno donde quepan muchos mundos

Ejército Zapatista de Liberación Nacional, 1996

Introducción

En el presente capítulo se pretende reflexionar sobre la importancia de la biodiversidad a escala de paisaje y su rol para lograr agroecosistemas sustentables. Para ello comenzaremos abordando algunas preguntas introductorias, entre ellas ¿qué entendemos por diversidad de paisaje? ¿qué funciones cumple la diversidad de paisaje? ¿qué beneficios nos brinda esa diversidad? ¿qué rol juega la diversidad de paisaje en relación a la actividad productiva?. Luego exploraremos algunas formas de evaluar la biodiversidad en un paisaje determinado y diversas estrategias para mantener y/o promover la diversidad de paisaje. Finalmente abordaremos brevemente el estado actual de la diversidad de paisaje a nivel mundial y en Argentina, para terminar analizando la situación de los paisajes urbanos y periurbanos, principales asientos de la producción hortícola.

En los últimos años, los problemas vinculados a la producción de alimentos están tomando cada vez más relevancia. Las promesas que acompañaron la instalación del modelo productivo de la Revolución Verde (ej. paliar el hambre en el mundo, resolver los problemas de plagas y malezas) no han sido cumplidas; en cambio cada vez son más evidentes las consecuencias negativas económicas, ambientales y sociales de este modelo, entre las que podemos mencionar el incremento de la dependencia de insumos externos, la degradación y contaminación ambiental, el riesgo para la salud de productores y consumidores, la pérdida de prácticas y saberes ancestrales, la pérdida de biodiversidad, entre otras. Esta situación se ha tornado tan evidente y grave, que incluso quienes por mucho tiempo promovieron este modelo de producción, hoy en día reconocen la necesidad de pensar nuevas estrategias que permitan prescindir del uso de agroquímicos y que incorporen el aprovechamiento de ciertas funciones y servicios ecosistémicos que nos brinda la naturaleza y que son de gran utilidad para la actividad productiva. El desarrollo de agroecosistemas sustentables implica incorporar prácticas productivas que preserven y potencien los procesos de la naturaleza, para garantizar las funciones y servicios ecosistémicos requeridos para la producción de alimentos sanos; para ello,

como veremos a lo largo de este libro, la biodiversidad es esencial. En este sentido, es importante tener en cuenta que las unidades productivas (quinta, fincas, chacras, etc.) son sistemas abiertos, que están en constante intercambio de materiales y energía con su entorno; por lo cual, las condiciones para que la biodiversidad esté presente de manera adecuada para aportar sus funciones a la actividad productiva, requiere un escenario que excede los límites de la propia unidad productiva. El entorno inmediato a la quinta, e incluso a varios kilómetros de distancia, influye sobre el funcionamiento de esta y viceversa; esta influencia puede ser tanto positiva como negativa, según las características del entorno y de la unidad productiva. Una unidad productiva rodeada por un paisaje adecuado puede verse favorecida por la contribución que hace ese paisaje a garantizar servicios como la polinización o el control biológico de plagas; esa misma unidad productiva rodeada por un paisaje rural caracterizado por el uso intensivo de agroquímicos, puede verse perjudicada por ejemplo por la deriva de agroquímicos, la invasión de plagas provenientes de los cultivos intensivos vecinos, etc. Los ejemplos mencionados anteriormente muestran la importancia de contemplar diferentes escalas a la hora de pensar en la planificación de la producción de alimentos. Es tan importante el diseño y el manejo que se haga de la unidad productiva, como del paisaje que rodea a la misma.

El paisaje y la provisión de servicios ecosistémicos

Si bien cuando se habla del paisaje y de sus transformaciones se suele hacer desde una visión utilitarista, vinculada a la provisión de bienes y servicios, es importante tener presente que la forma en que nos vinculamos como sociedad con la naturaleza y la forma en que la concebimos, es uno de los principales aspectos que influencian y moldean el paisaje y la biodiversidad presente en él y, como consecuencia, los servicios que de él podemos obtener.

Las sociedades, históricamente, han modificado el ambiente en el que se desarrollaron. Sin embargo, desde la revolución industrial y la consolidación del sistema capitalista, el impacto que estas están teniendo sobre la naturaleza en todo el mundo no tiene precedentes. En este sentido, la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (Milenium Ecosystem Assessment – MEA-)⁵, la cual ha involucrado el trabajo de más de 1.360 expertos de todo el mundo, plantea que las modificaciones que las actividades humanas están ejerciendo actualmente sobre los ecosistemas, están afectando severamente la biodiversidad del planeta. Entre las principales modificaciones se destacan: 1) el cambio de usos del suelo, 2) la alteración de los ciclos biogeoquímicos, 3) la destrucción y fragmentación de hábitats, 4) la introducción de especies exóticas y 5) la alteración de las condiciones climáticas (MEA, 2005). Al mismo tiempo, existen cada vez más evidencias de que los cambios en la biodiversidad están repercutiendo, directa o indirectamente, sobre el bienestar humano, al comprometer el funcionamiento de los ecosistemas y su capacidad de generar servicios esenciales para la sociedad.

_

Programa de trabajo internacional, que surge en el 2001, promovido por las Naciones Unidas y diseñado para satisfacer las necesidades que tienen los responsables de la toma de decisiones y el público general, de información científica acerca de las consecuencias de los cambios en los ecosistemas para el bienestar humano y las opciones para responder a esos cambios.

El reconocimiento de esta situación ha hecho que, en la actualidad, la noción de servicios ecosistémicos haya alcanzado una amplia difusión a nivel mundial, incorporándose tanto en la investigación como en la planificación y gestión territorial. Los servicios ecosistémicos podemos entenderlos como aquellos beneficios que obtiene el ser humano como resultado de las funciones propias de los ecosistemas. Algunos ejemplos de servicios ecosistémicos de los cuales nos beneficiamos cotidianamente y que son esenciales en la producción de alimentos son: el control del clima; el control del ciclo hidrológico, que nos permite proveernos de agua dulce; la eliminación de desechos y reciclaje de nutrientes; la generación y preservación de suelos y el mantenimiento de su fertilidad; el control de organismos nocivos que atacan a los cultivos y transmiten enfermedades humanas y la polinización, entre otros. Una de las clasificaciones más difundidas y utilizadas, proveniente del MEA, reunió a los servicios ecosistémicos en cuatro categorías principales: 1) servicios de soporte o apoyo, aquellos necesarios para la producción de los restantes servicios de los ecosistemas, como la formación del suelo o la fotosíntesis; 2) servicios de provisión, aquellos productos o bienes obtenidos de los ecosistemas, como la madera, el combustible, o las fibras; 3) servicios de regulación, aquellos beneficios obtenidos de la regulación de los procesos de los ecosistemas, como la regulación del agua, de la erosión, de la calidad del aire y de las plagas; y 4) servicios culturales, aquellos beneficios no-materiales, como el enriquecimiento espiritual, el desarrollo cognitivo, y la recreación. Desde esta clasificación, el mantenimiento de la biodiversidad no es considerado como un servicio en sí mismo, sino que es incorporado como un elemento imprescindible para el mantenimiento de los cuatro grupos de servicios definidos⁶. En este sentido, si bien todos los componentes de la biodiversidad, desde el nivel de organización genético hasta la escala de comunidad, desempeñan algún rol en la generación de funciones y la provisión de servicios, la diversidad funcional sería el componente que mejor explica los efectos de la biodiversidad en muchos de los servicios esenciales para el ser humano (Martin-Lopez, 2007). Por este motivo es importante, tanto en las unidades productivas como a escala de paisaje, promover la presencia de diferentes grupos funcionales y las interacciones entre ellos, así como la presencia de más de una especie dentro de cada grupo funcional, es decir la redundancia funcional; entendiendo que esto mejora la capacidad de los ecosistemas de responder y adaptarse frente a las perturbaciones, promoviendo la resiliencia ecológica.

El paisaje, la biodiversidad, la diversidad de paisaje

Adentrándonos un poco más en el tema de este capítulo, vamos a comenzar por ver cómo podemos interpretar un paisaje, cómo se define y qué elementos lo conforman, para luego analizar los procesos de cambio que podemos observar con el paso del tiempo.

Los arreglos espaciales (también llamados *patrones espaciales*) de los distintos elementos que componen un paisaje y los cambios en su estructura influyen en los flujos y transferencias de organismos, materiales y/o energía entre dichos elementos (Risser *et al.*, 1984; Forman, 1989), afectando

240

⁶ Para profundizar en el análisis de las distintas definiciones y clasificaciones de Servicios Ecosistémicos se puede remitir al trabajo de Rositano (2012) "Servicios de los ecosistemas: Un recorrido por los beneficios de la naturaleza".

la biodiversidad y los servicios ecosistémicos que esta provee. A su vez, la calidad de los servicios ecosistémicos depende en gran medida de las condiciones en las que se encuentren los sistemas naturales y el manejo que se haga de los mismos. Esto nos muestra al menos tres aspectos a tener en cuenta si queremos desarrollar sistemas productivos sustentables: 1) Que existe un flujo constante de organismos y materiales entre la unidad productiva y los ambientes que la rodean; 2) Que los elementos que forman el paisaje y la forma en que se organizan influye en ese flujo de organismos y materiales, y 3) Que es necesaria la presencia de sistemas naturales (y semi-naturales), tanto en las unidades productivas como en su entorno, así como hacer un buen manejo de los mismos para garantizar la provisión de servicios ecosistémicos.

El estudio del paisaje

La Ecología del Paisaje es una disciplina relativamente nueva, surgida en la década del 60′ en Europa, que ha sido conformada con el aporte de muchas otras disciplinas, como la geografía, la ecología y la arquitectura, entre otras. Esta disciplina estudia la estructura, la función y el cambio en una superficie de tierra determinada, compuesta por un conjunto de ecosistemas heterogéneos e interactuantes; haciendo hincapié en el estudio de los efectos que tienen los patrones espaciales de los ecosistemas sobre los procesos ecológicos, a diferentes escalas espaciales y temporales. Otro aspecto importante que aborda la ecología del paisaje tiene que ver con los efectos que el patrón espacial y los cambios en la estructura del paisaje (por ejemplo, la fragmentación del hábitat) tienen sobre la distribución, circulación y persistencia de las especies. Como vemos, la escala es un aspecto esencial en esta disciplina, y en este sentido, seleccionar una escala de análisis adecuada es indispensable, ya que procesos y parámetros importantes en una escala pueden no ser tan importantes o predictivos en otra.

¿Qué es el paisaje?

Para empezar a analizar la influencia de estos arreglos espaciales en la biodiversidad es importante comenzar por entender a qué nos referimos al hablar de paisaje. El concepto de paisaje es un concepto muy dinámico y aún en construcción, por lo que existen diversas definiciones, dependiendo del enfoque disciplinar. Algunas definiciones priorizan lo geográfico, morfológico, económico y ecológico, mientras que otras hacen hincapié en lo percibido, socializado y construido (Médico, 2016). El geógrafo Santos (1996) define al paisaje como "el conjunto de formas que en un momento dado expresa las herencias que representan las sucesivas relaciones localizadas entre hombre y naturaleza", entendiéndolo como un sistema material, relativamente inmutable, cuyas formas han sido creadas en momentos históricos diferentes y que coexisten en el momento actual. El geógrafo Nogué (2007), por su parte, sostiene que paisaje es un concepto integrador donde no solo es importante la morfología territorial, sino que además hay miradas, vivencias, proyecciones de los habitantes que configuran el paisaje. Desde el marco teórico de

la ecología de paisaje, Silvia Matteucci, considera más apropiado el conceptos que entiende al paisaje como "un territorio genéticamente homogéneo, en el cual se observa la recurrencia regular y típica de las mismas combinaciones de interrelaciones entre estructura geológica, forma de relieve, agua superficial y subterránea, microclima, variedades de suelo y fito y zoocenosis (comunidades vegetales y animales)". Para comprender mejor los alcances de esta definición existen, según esta autora, cuatro condiciones que un paisaje debe cumplir para ser considerado como tal: 1) el mismo conjunto de ecosistemas (y usos de la tierra) se repite a través del espacio; 2) los flujos o interacciones entre los ecosistemas que conforman el paisaje son los mismos en todas las interfaces; 3) en toda su extensión está sujeto el mismo tipo climático y tiene geología común; esto es, la misma roca madre y origen común, por lo tanto igual conjunto de geoformas; y 4) está sometido a un conjunto único de regímenes de perturbación (Matteucci, 2004).

Turner (1989) a su vez, diferencia tres características del paisaje de utilidad para su estudio: la estructura, la función y el cambio. La estructura hace referencia a las relaciones espaciales entre ecosistemas particulares, es decir, la distribución de energía, materiales y especies en relación con los tamaños, las formas, los números, los tipos y configuraciones de los componentes. En cuanto a la función, esta se refiere a la interacción entre los elementos espaciales, es decir, el flujo de energía, materiales y organismos entre los componentes de los ecosistemas. Por último, el cambio se refiere a la alteración en la estructura y función del mosaico ecológico a través del tiempo.

Otra definición muy utilizada en ecología del pasaje es la de mosaico. Según Matteucci (2004), un mosaico, a diferencia del paisaje, es independiente de su tamaño, origen, evolución o condiciones climáticas, y puede ser recurrente o no, natural o humanizado; puede ser una región, un paisaje, una parcela, un municipio y está delimitado por el investigador en función de los objetivos de su trabajo. La flexibilidad de este concepto hace que en muchas investigaciones de ecología del paisaje se prefiera este término.

¿Cómo está conformado un paisaje?

Una vez aclaradas estas definiciones, podemos seguir por preguntarnos qué aspectos del paisaje debemos tener en cuenta para poder analizar los procesos que ocurren a dicha escala. En primer lugar, es importante reconocer que todo mosaico (o paisaje) está conformado por diferentes elementos, los cuales tienen un ordenamiento en el espacio, un patrón espacial (sinónimo de configuración y de estructura espacial). Los elementos son unidades territoriales que, independientemente de su tamaño, forma y contenido, son internamente homogéneas a la escala de observación y diferentes de los elementos vecinos en cuanto a su contenido. Forman (1995) propuso para analizar la estructura de un mosaico el modelo "matriz-parche-corredor", el cual sigue vigente en la actualidad. Según este modelo los elementos del mosaico se clasifican en matriz, parche y corredor, dependiendo de sus características físicas y funcionales. La *matriz* constituye la base del mosaico, es el tipo de ecosistema en el cual se insertan los parches y corredores. La matriz suele estar constituida por el ambiente original y dominante, aunque en casos de ambientes muy modificados, esta puede estar constituida por un nuevo ambiente definido por la actividad humana, y el ambiente original quedar reducido

a parches aislados (ej. zonas donde domina el monocultivo de soja extensivo). La matriz puede funcionar como corredor o como barrera entre parches de acuerdo al grado de contraste de contenidos entre parches y matriz, y a los hábitos de cada especie. Los parches son unidades espaciales relativamente singulares en relación con el entorno, y su rol en el mosaico depende de su tamaño, su contenido, su forma y las propiedades de su borde. Los corredores son fragmentos alargados que atraviesan el mosaico y cuyo contenido difiere del de los elementos vecinos, pueden ser naturales (por ejemplo cursos de agua) o antrópicos (por ejemplo vías de comunicación o cortinas forestales); su rol en el mosaico es incrementar la conectividad del mismo facilitando los flujos (Fig. 11.1).





Fig. 11.1.Ejemplos de mosaicos observados a distintas escalas. a) mosaico con una fuerte influencia antrópica donde la matriz es productiva (mayor escala) (imágen superior), b) mosaico con menor impacto antrópico donde la matriz es de bosque nativo (menor escala) (imágen inferior). Se delimitan algunos elementos: en celeste corredores, en naranja parches y en verde matriz. (Fuente: Google Earth Pro).

Efectos del paisaje sobre la biodiversidad

Como describe Matteucci (2004), ciertas características de los parches, entre las cuales se destacan el tamaño, la forma, las características de los bordes, la cantidad y la proximidad a otros parches, tienen efectos sobre la diversidad de especies. En cuanto al tamaño de los parches, existen evidencias de que la riqueza de especies nativas decrece al disminuir el tamaño del parche, pero que la riqueza específica total (incluyendo especies nativas y exóticas) puede incrementarse. Los cambios en el tamaño de los parches también tienen efecto sobre el flujo de materiales, la cantidad de materiales trasladados, los ciclos de nutrientes, la productividad neta y la infiltración de agua, entre otros procesos. Por otro lado, el borde de un parche es una zona de transición o ecotono, y sus características (ej. ancho, contenido, contraste, grado de irregularidad), determinan la velocidad de movimiento de materiales, energía y organismos a través de él. Aspectos como la composición de especies, ciclos biogeoquímicos y productividad, varían entre el centro del parche y el borde, debido a que las condiciones físicas y microclimáticas son diferentes. En general, en el borde predominan especies adaptadas a microclimas más severos y variables, de tipo generalistas u oportunistas y de estrategia "r". En cambio, las especies que habitan el interior de un parche se encuentran generalmente adaptadas a condiciones microclimáticas menos fluctuantes y se caracterizan por ser especialistas y de estrategia "k". La forma de los parches también es relevante, parches de un mismo tamaño pero de diferente forma van a tener diferentes propiedades, especialmente por el efecto de borde; los parches con forma más irregular tienen un mayor perímetro, lo que, por un lado, favorece el flujo de organismos y materiales y, por el otro, perjudica a aquellas especies muy adaptadas a las condiciones del interior del parche. Un parche de forma ecológicamente óptima debería tener un núcleo grande, con algunos límites curvilíneos y lóbulos estrechos.

Sin embargo, no solo son importantes las características de un parche, sino que también tiene relevancia el entorno en el que este está inserto; la proximidad de parches de igual contenido, con las mismas especies o con especies depredadoras o competitivas puede modificar la dinámica de algunas poblaciones dentro de un parche. Los organismos de muchas especies se mueven a lo largo del paisaje, ya sea para realizar sus actividades diarias o en diferentes etapas de sus ciclos de vida, por lo que su supervivencia no depende exclusivamente de la conservación de un único parche. En este sentido, es importante tener en cuenta que la proximidad entre parches o el grado de aislamiento sólo puede interpretarse ecológicamente en función del comportamiento espacial del organismo, población, especie o proceso que se analice. Los organismos difieren en su capacidad de dispersión y en su capacidad de adaptación a diferentes ambientes, por lo que un mismo ambiente puede significar una barrera para determinados organismos y una oportunidad de dispersión para otros.

Al analizar un paisaje o mosaico en su conjunto, es importante tener en cuenta la diversidad de tamaños y de composición de los parches presentes en él; no es lo mismo un parche de vegetación natural, que uno de vegetación implantada, uno agrícola o uno urbano, y no es lo mismo un mosaico conformado por parches de tamaños similares que uno con parches grandes y pequeños, ya que los parches de distinto tamaño cumplen diferentes funciones. Los parches grandes de vegetación natural permiten proteger los acuíferos y arroyos, mantienen poblaciones viables de la mayoría de las especies de interior, proporcionan hábitat y refugio para los vertebrados con mayor "home range" (ámbito del hogar). Por otro lado, los parches pequeños de vegetación natural sirven como trampolín para la dispersión o recolonización de especies, proporcionan heterogeneidad en la matriz, y un hábitat ocasional para especies restringidas a pequeños parches (Forman, 1995). Por estos motivos, cuando se definen estrategias de planificación, los parches pequeños son importantes y deben estar presentes en un mosaico, pero considerándose como un complemento, y no como un sustituto de los parches grandes.

Cuanto más intrincado es el mosaico, es decir, cuanto más pequeños y entremezclados están los parches de distintos tipos, menor es el éxito de dispersión de los organismos, por lo que decrece la tasa de colonización; aunque siempre existen excepciones, habiendo ciertas especies que se ven beneficiadas por una textura entremezclada, porque su vida depende de actividades que se realizan en parches de distintos tipos. A nivel de mosaico se cree que la biodiversidad incrementa cuando hay gran entremezclado de tipos de parches.

Durante mucho tiempo, la matriz fue considerada como un elemento del mosaico relativamente homogéneo y en cierto modo ecológicamente neutro, donde irrumpían los parches y corredores. Sin embargo, en la actualidad se está reviendo su rol, ya que se ha visto que la matriz puede modular el grado de aislamiento de los fragmentos, debido a que su estructura puede actuar facilitando o impidiendo el movimiento de los organismos a través del mosaico (Herrera, 2010). Ante la degradación que están sufriendo muchos ambientes por la actividad humana, se ha visto que las especies más vulnerables son aquellas que no toleran cambios en la estructura y/o composición de su hábitat, y que rara vez usan la matriz; mientras que aquellas especies capaces de explotar algunos de los recursos presentes en la matriz pueden mantener poblaciones viables e incluso aumentar. Entre los ejemplos estudiados de utilización de la matriz se encuentran el de la subespecie Salamandra salamandra bernardezi, que sobrevive en el interior de una matriz urbana altamente alterada en Oviedo (Asturias); o el de las especies de aves, Catharus aurantiirostris, Tangara icterocephala y Turdus assimilis, que viven en parches de bosque nativo y utilizan para su alimentación y reproducción la matriz, constituida por tierras de cultivo en Costa Rica. En Tabasco (México), un estudio demostró que las mariposas pueden persistir en aquellos paisajes que combinan grandes fragmentos de bosque nativo con una matriz agropecuaria en la que se incorporan arreglos lineales de arbolado y árboles dispersos. Sin embargo, también existen estudios que evidencian las dificultades de algunos organismos para utilizar la matriz. En el caso del felino Oncifelis guigna, al estudiar un mosaico de fragmentos de bosque de diferentes tamaños inmersos en una matriz de plantaciones y cultivos en Chile, se observó que este prefirió hábitats con coberturas arbustivas densas, distantes de caminos y cercanos a parches de bosque nativo de gran extensión, estando prácticamente restringida a este hábitat; vemos en este caso un ejemplo de una especie con menos capacidad de utilizar la matriz y más

vulnerable a la fragmentación del hábitat. Otro ejemplo de organismos con capacidades limitadas para utilizar la matriz es el de ciertos murciélagos, animales que están morfológicamente limitados a vuelos de corta distancia, que cuentan con ámbitos hogareños reducidos y con sitios de forrajeo a menudo localizados en el interior del bosque, siendo reconocidos como un grupo sensible al efecto de borde y que responden negativamente a la perturbación y a la fragmentación. Este es un grupo importante para la regulación biótica en agroecosistemas, como vimos en el capítulo 10 de este libro. Al analizar los cambios producto del proceso de agriculturización experimentado en la provincia de Buenos Aires, se observó por ejemplo, una disminución en la especie de micromamífero *Akodon azarae*, típica de los pastizales y otros ambientes naturales de la región, que se han visto reducidos como consecuencia de este cambio productivo. Podemos ver en esta especie de roedor, otro ejemplo de aquellas especies que no son capaces de utilizar la matriz.

Fragmentación vs conectividad

Uno de los procesos a nivel de paisaje más estudiados es el proceso de fragmentación, donde una clase de cobertura se subdivide progresivamente en parches cada vez más pequeños, complejos y aislados. Si bien este proceso puede darse tanto por causas naturales como antrópicas, el auge que están teniendo en la actualidad las investigaciones sobre fragmentación de hábitats está fuertemente relacionado con las consecuencias, cada vez más notorias, del impacto que está teniendo la actividad humana y el actual modelo de desarrollo sobre el paisaje. A lo largo del tiempo hemos intervenido fuertemente el planeta, creando en muchos casos barreras artificiales a la dispersión de especies, y eliminando las barreras naturales en otros. La supervivencia de las poblaciones en un paisaje depende de la tasa de extinciones locales (en los parches) y de la tasa de movimiento de los organismos entre parches. Cuando se produce la fragmentación de un mosaico, las poblaciones aisladas se vuelven más vulnerables a la extinción local, debido a que se ve reducido el acceso a los recursos, disminuye la posibilidad de recombinación genética con el consecuente deterioro genético, disminuye la tasa de natalidad, se modifican las interacciones inter-específicas e incrementa la vulnerabilidad a las catástrofes ambientales. Cuando esto ocurre, la única posibilidad de evitar la extinción es la migración y el consiguiente flujo genético entre fragmento de hábitats. En este sentido, la capacidad de movimiento de los organismos entre parches depende, como venimos viendo, de su comportamiento biológico y del patrón del mosaico. La variable más importante de la estructura del mosaico desde este punto de vista es su conectividad. Taylor (1993) define la conectividad como el grado en que el mosaico facilita o retarda el movimiento de materiales y organismos entre los parches de hábitats. Noss (1991) plantea que la conectividad es un concepto amplio, que consiste en vínculos de hábitats, especies, comunidades y procesos ecológicos a múltiples escalas espaciales y temporales. La conectividad es considerada una propiedad emergente, que surge de la interacción entre

la estructura del mosaico y el comportamiento de la entidad ecológica, y se refiere al grado de permeabilidad de un mosaico en relación con el movimiento de organismos o materiales.

Tradicionalmente, los paisajes fragmentados fueron descritos como un conjunto de "islas" de hábitat inmersas en un "océano" inhóspito de no-hábitat (Shafer, 1990). Como resultado, los estudio de los efectos de la fragmentación sobre la biodiversidad se han abordado tradicionalmente desde el encuadre de la teoría de biogeografía de islas (TBI) planteada por MacArthur & Wilson en 1967, para explicar la relación entre el área y la cercanía al continente de las islas oceánicas, y los patrones de riqueza y diversidad de especies que éstas albergaban. De acuerdo con los principios de la TBI, el número de especies en una isla depende únicamente de su tamaño y grado de aislamiento (medido éste como la distancia entre islas), y está regulado por las tasas de migración y extinción. Sin embargo, durante los últimos años numerosos estudios vienen mostrando las limitaciones de la aplicación del modelo de islas sobre paisajes terrestres fragmentados; ya que, como vimos anteriormente, la matriz que rodea a los fragmentos de hábitat terrestres no es neutra, sino que ejerce influencia sobre ellos.

Anteriormente, vimos que entre los elementos que componen un mosaico, los corredores tienen el rol de incrementar la conectividad del mismo, facilitando los flujos. Vimos, también, que los organismos difieren en su capacidad de dispersión, por lo cual un corredor para una especie puede ser una barrera para otra. Desde el surgimiento de la ecología de paisajes se han llevado adelante innumerables investigaciones para evaluar la conectividad en diferentes paisajes, la capacidad de dispersión de diferentes organismos en ambientes modificados por la actividad humana, así como las características que deben tener los corredores para facilitar la dispersión o restringirla, por ejemplo en el caso de especies invasoras. Es importante tener en cuenta que cuando hablamos de conectividad, podemos hacer referencia a la conectividad estructural o funcional. La conectividad estructural se refiere al grado de permeabilidad de un mosaico en relación con el movimiento de organismos o materiales, tiene en cuenta el patrón espacial del mosaico y en general se basa en la teoría de la percolación⁷, a partir de la cual se mide la proporción de un ambiente de interés (p) en un mosaico (q) donde p+q=1, y donde a mayor p mayor tamaño de parche de dicho hábitat, acercándose al valor 1 cuando el ambiente de interés está conformado por un único parche que ocupa todo el mosaico. En base a esta teoría se utilizan parámetros preestablecidos en función de los cuales se evalúa el grado de conectividad y el umbral (valor de p) a partir del cual esa conectividad se pone en riesgo. Por otro lado, la conectividad funcional puede deberse a la existencia, por ejemplo, de corredores que sirvan como conexión entre los parches, o puede deberse a que los organismos son capaces de atravesar las zonas entre parches, percibiendo en ese caso a los parches como funcionalmente conectados; en estas situaciones la conectividad va a variar dependiendo del organismo que se considere.

-

Para indagar más sobre la teoría de la percolación y los índices de conectividad se recomienda el trabajo de Matteucci (2004) "Los índices de configuración del mosaico como herramienta para el estudio de las relaciones patrón-proceso", Keitt (1997) "Detecting critical scales in fragmented landscapes" y el manual de Fragstats disponible en https://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/documents/fragstats.help.4.2.pdf

CRITERIOS PARA PROMOVER LA BIODIVERSIDAD EN PAISAJES AGRARIOS

¿Qué criterios generales podemos considerar importantes desde el punto de vista de la producción de alimentos, si nos interesa mantener o incrementar la biodiversidad y favorecer el flujo de materiales y de organismos (por ejemplo polinizadores y controladores de las plagas) a partir de la información precedente?

- a) Contar en el paisaje con parches de vegetación natural o semi-natural, de diversos tamaños, parches grandes que funcionen como reservorio de biodiversidad intercalados con parches chicos que funcionen como trampolín para la dispersión.
- b) Propiciar la presencia de parches con forma más irregular que favorezcan el efecto de borde, en aquellos sectores donde nos interese promover el flujo de materiales y organismos.
- c) Favorecer la presencia de corredores amplios con vegetación natural, por ejemplo mediante la protección de zonas riparias, resguardando los cursos de agua y favoreciendo la conectividad para el movimiento de especies clave entre grandes parches; y la presencia de corredores más pequeños, que faciliten la conectividad con las áreas productivas, por ejemplo mediante cortinas forestales.

Evaluación de la biodiversidad a nivel de paisaje

Existen diversas formas de evaluar la biodiversidad a nivel de paisaje, las cuales son posibles en gran medida por el desarrollo de los Sistemas de Información Geográfica (SIG) y la posibilidad de acceder de manera cada vez más sencilla a productos derivados de satélites, drones y otros avances tecnológicos que permiten estudiar el planeta a diferentes escalas espaciales y temporales. Los objetivos del estudio, los recursos económicos con que se cuente, la complejidad del área de estudio, la escala a la que se quiera estudiar cierta problemática y el tiempo con el que se cuente, entre otros aspectos, determinarán las herramientas que se podrán utilizar y el tipo de análisis posible. Entre las herramientas de acceso libre con las que contamos actualmente están, en orden de complejidad creciente, el Google Earth Pro (muy limitado en sus herramientas pero sencillo para la visualización de imágenes) y software libres como el Qgis (ampliamente utilizado) y el Google Earth Engine (este último se caracteriza por utilizar lenguaje de programación y no requerir instalación); los cuales pueden encontrarse fácilmente en internet, junto con manuales de usuarios y una gran diversidad de tutoriales que facilitan la utilización de los mismos. Existen también disponibles de manera gratuita una amplia variedad de imágenes satelitales, que pueden ser descargadas con solo registrarse, a través de páginas como CONAE (Comisión Nacional de Actividades Espaciales), USGS (United States Geological Survey), o INPE (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais), entre otras.

Si bien existe una amplia variedad de estudios de ecología de paisaje, podríamos agruparlos en las siguientes categorías, según su objetivo:

 Evaluar la capacidad de dispersión de diversos grupos taxonómicos o de grupos funcionales entre diferentes ambientes, los cuales requieren de un amplio trabajo de campo y no necesariamente utilizan herramientas de SIG. Algunos ejemplos hipotéticos de este tipo de estudios son: 1) la utilización de redes de niebla para la captura de murciélagos y su posterior identificación, realizando muestreos en los diferentes ambientes presentes en un mosaico, para detectar qué ambientes utilizan las distintas especies; 2) la captura de ratones de campo y su marcado para, a partir de la recaptura en distintos ambientes de un mosaico, estudiar su desplazamiento y la utilización que hacen de estos ambientes; 3) la colocación de collares de seguimiento en pumas para conocer su desplazamiento diario y estimar a partir de ello la utilización de diferentes ambientes del mosaico.

- 2. Evaluar características estructurales del paisaje y vincular esas características con la biodiversidad, o analizar la estructura del paisaje y cómo dicha estructura influye en la distribución de un grupo taxonómico o grupo funcional determinado, con el fin de promover manejos del paisaje que mejoren las condiciones para dichos organismos. En estos casos suelen utilizarse herramientas disponibles en los SIG e índices de paisaje. Actualmente existe una amplia diversidad de índices de paisaje ⁸ que han sido elaborados para poder cuantificar la configuración de los elementos que conforman un territorio. El Fragstats es un software que reúne la gran mayoría de los índices de paisaje existentes, sin embargo, muchos software de SIG cuentan con herramientas para analizar los mismos.
- 3. Analizar los cambios en la estructura del paisaje con el paso del tiempo, para detectar procesos de fragmentación y homogeneización del paisaje, entre otros. Estos estudios también requieren de la utilización de herramientas disponibles en los software de SIG. Un ejemplo podría ser el análisis de la pérdida de bosque nativo en Santiago del Estero por el avance de los cultivos extensivos de soja en los últimos 20 años; para ello se podrían utilizar imágenes satelitales de la zona para el 2000, 2005, 2010 y 2015, se podrían identificar los cultivos y el bosque nativo para cada una de las fechas y comparar las superficies ocupadas por cada uno de ellos y su ubicación.
- 4. Elaborar y evaluar diseños de paisaje, con el fin de brindar herramientas de gestión para promover una planificación del territorio que potencie la biodiversidad y la provisión de servicios ecosistémicos, entre otros. Dentro de este último tipo de estudios, podemos mencionar aquellos que buscan de una manera indirecta proteger y/o potenciar la biodiversidad, a través de la delimitación de zonas vulnerables y áreas prioritarias para la conservación, basándose en la conservación de ciertas características del paisaje que se sabe promueven la conservación de la biodiversidad. Como ejemplo, existen diversos estudios realizados en ciudades de Italia, China, Vietnam, entre otras, en los cuales a partir de una imagen satelital se identifican los parches de ambientes

Existe una amplia variedad de índices de paisaje (ej. índices de área y borde, de forma, de contraste, de diversidad, de conectividad). Para profundizar en el análisis de los componentes del paisaje y de las distintas formas de medir la estructura y funciones de un mosaico se recomienda el trabajo de Matteucci (2004) "Los índices de configuración del mosaico como herramienta para el estudio de las relaciones patrón-proceso", Matteucci (1998) "La cuantificación de la estructura del paisaje", y el manual de Fragstats.

naturales presentes en zonas urbanas y periurbanas y se generan diferentes diseños de paisaje para incrementar la conectividad de estos ambientes a partir de la creación de nuevas áreas naturales, el establecimiento de corredores riparios, la protección de áreas productivas, etc. Este tipo de diseños pueden luego ser ponderados en función de las ventajas ambientales/sociales y el esfuerzo económico y de gestión que impliquen cada uno de ellos.

Los paisajes del siglo XXI

¿Qué cambios se están dando en las coberturas/usos del suelo a nivel mundial?

Algunos datos recientes

En las últimas décadas, los cambios en las coberturas/usos del suelo se han considerado dentro de los procesos de cambios más importantes a nivel mundial, impulsados principalmente por la expansión urbana y agrícola. Las características de la cobertura del suelo tienen importantes efectos sobre el clima, la hidrología, la biogeoquímica y la diversidad de especies, lo que hace que estos procesos de cambio adquieran gran relevancia. La sustitución de zonas con vegetación natural por usos urbanos o rurales, se ha traducido en un aumento sustancial de los servicios de aprovisionamiento, como la producción de alimentos, y de servicios culturales (Millennium Ecosystem Assessment, 2005) pero, al mismo tiempo, ha conducido a importantes transformaciones en términos de biodiversidad, de emisiones de carbono y disminución de servicios ecosistemicos de provisión (Gibbs et al., 2010; Newbold et al., 2015).

En los últimos años han surgido diversos trabajos que intentan medir de algún modo la intensidad de los impactos producto de la actividad humana y la capacidad del planeta para soportarlos. En este sentido, Rockström et al. (2009) y Steffen et al. (2015) identificaron nueve procesos críticos para el funcionamiento del planeta, que están siendo claramente modificados por la acción humana; seleccionaron una serie de variables para medir las perturbaciones antropogénicas y establecieron límites a nivel planetario para estas perturbaciones. Entre los nueve procesos identificados, la integridad de la biosfera está íntimamente relacionada con la biodiversidad. Para evaluar este proceso se seleccionaron dos componentes (la biodiversidad genética y la biodiversidad funcional) que se consideró que reflejaban el rol clave de la biosfera en el funcionamiento del sistema Tierra. Por el momento no existen datos de diversidad funcional para todo el planeta, por lo que se midió sólo la diversidad genética. Como resultado de estos estudios se encontró que la integridad de la biosfera ha transgredido los límites de la "zona segura", y se ubica en la "zona de alto riesgo" (Fig.11.2). Otro trabajo a escala planetaria de gran relevancia es el de Newbold et al. (2015), donde se analizaron los efectos globales del uso del suelo sobre la biodiversidad terrestre local. En este trabajo se evaluaron 11.525 sitios, 26.953 especies y 13 de los 14 biomas terrestres; cada sitio fue evaluado a partir de la consideración de seis presiones: uso de la tierra, intensidad de uso, historia de uso de la tierra, densidad de población humana, proximidad a las carreteras y accesibilidad de la ciudad grande más cercana a cada sitio. Los resultados de este trabajo sugieren que, los cambios en el uso de la tierra y las presiones asociadas redujeron fuertemente la biodiversidad terrestre local, calculando una reducción media global hasta la fecha de 13,6% en la riqueza de especies, 10,7% en la abundancia total y 8,1% en la rareza de especies. A su vez, se observó que el tipo de uso del suelo y la intensidad de ese uso son variables que afectaron fuertemente a la riqueza local de especies y a la abundancia de especies; que los usos del suelo "antrópicos" registraron menor diversidad y abundancia de especies que la vegetación primaria, y que las zonas dominadas por dichos usos del suelo se infiere que sufrieron una pérdida mucho mayor de diversidad local que aquellas regiones donde hay más vegetación natural remanente. La información brindada por este trabajo muestra claramente la relación entre el uso del suelo y la biodiversidad, y es de gran importancia para tener en cuenta a la hora de pensar en el modelo de producción que se desea promover y en la forma en que se planifican las zonas productivas.



Fig. 11.2. Situación de los nueve procesos identificados como críticos para el mantenimiento del sistema Tierra. En rojo aquellos que se encuentran en la zona de alto riesgo, en amarillo los se encuentran en la zona de riesgo creciente y en verde aquellos que aún no han superado los límites planetarios. Los signos de pregunta indican aquellos procesos que aún no se han podido medir adecuadamente (Elaboración propia en base a Steffen et al., 2015).

Cambios de uso del suelo, nuevas tierras productivas y expansión urbana...

Lambin et al. (2003) analizaron las dinámicas de cambio en las coberturas y usos del suelo a nivel mundial, e identificaron que los principales cambios en la superficie terrestre fueron la conversión de bosques vírgenes para usos agrícolas (deforestación) y el deterioro de la vegetación natural por el pastoreo excesivo (desertificación), lo que conlleva una pérdida en la biodiversidad, tanto por la homogeneización del paisaje, como por la degradación ambiental. Las fuerzas impulsoras de estos cambios fueron atribuidas al crecimiento de la población local y, en menor medida, al aumento del consumo. En este mismo trabajo, Lambin et al., analizan los estudios de Ramankutty et al. (1999) y Goldewijk (2001), quienes estimaron los cambios históricos en tierras con cultivo permanente a escala global durante los últimos 300 años. Según estos estudios, el área de cultivo aumentó globalmente hasta casi quintuplicarse en tres siglos, algo similar ocurrió con el área bajo pasturas, mientras que la superficie forestal y las estepas, sabanas y praderas disminuyeron ampliamente. La rápida expansión de tierras agrícolas se dio inicialmente en el siglo XVIII. Sin embargo, América Latina experimentó una drástica expansión recién durante la segunda mitad del siglo XX. Pese a la expansión que se dio a nivel mundial, las necesidades de tierras para la agricultura siguen aumentando y de manera considerable; en el año 2010 el límite planetario para las tierras agrícolas ya se había superado, y se proyecta que para el año 2050 se necesitarán un 67% más de tierras de cultivo y un 78% más de pasturas para responder a las demandas futuras (Conijn et al., 2018). Si este requerimiento extra de tierras se satisface a costa de la tala de bosques, la superficie forestal disminuirá, según este autor, de 4,0 a 0,5 Gha con efectos dramáticos, sobre la biodiversidad y sobre las emisiones de GEI. La situación se agrava aún más si consideramos que esta expansión de la actividad agrícola está fuertemente vinculada a la Revolución Verde y con ella a la incorporación de Organismos Genéticamente Modificados (OGM), lo que implica el reemplazo de una gran diversidad de cultivos (alimentos) por grandes extensiones cultivadas con unos pocos OGM, principalmente soja, maíz, algodón y canola. Este proceso implica en sí mismo una enorme simplificación del paisaje, con consecuencias que hemos ido analizando a lo largo de este capítulo. La superficie cultivada a escala planetaria con OGMs pasó de 2.800.000 hectáreas en 1996 a 67.700.000 en 2003, de estas, el 94% se sembraron en las Américas (Norte, Meso y Sudamérica), alcanzando el 31% en América Latina y el Caribe (Argentina, Brasil, Uruguay, México, Honduras y Colombia), sin contabilizar a Paraguay y Bolivia (que tendrían porciones de territorio sembrados con cultivos ilegales) (Pengue, 2005).

Hasta el momento hemos analizado los cambios en las coberturas/usos del suelo vinculados principalmente a la actividad productiva, sin embargo, como se ha mencionado al comienzo de este apartado, las transformaciones vinculadas al crecimiento urbano también revisten gran importancia. Actualmente, más de 4.000 millones de personas (el 50% de la población mundial) vive en áreas urbanas, y se espera que este valor aumente (World Bank, 2018). Este proceso ha provocado una expansión de las zonas urbanas en todo el mundo, expansión sin posibilidad de

retorno, y que ha ocurrido a expensas no sólo de tierras con coberturas naturales y seminaturales, sino también en tierras agrícolas de alta calidad, desplazando a la agricultura a suelos de calidad inferior (Ramankutty *et al.*, 2008; Martellozzo *et al.*, 2018).

La pérdida y fragmentación de hábitats naturales resultado del avance acelerado de las fronteras agrícola y urbana, están consideradas entre las principales amenazas para la biodiversidad de especies y grupos funcionales, con graves repercusiones sobre la calidad y cantidad de servicios ecosistémicos, el patrimonio ecológico y la biodiversidad.

¿Qué ocurre con los cambios de cobertura/uso del suelo en Argentina?

América del Sur ha sido recientemente identificado como un "hotspot" (punto caliente) mundial de expansión e intensificación agrícola, provocando grandes pérdidas en términos de diversidad biológica y de aquellos servicios ecosistemas que no son de aprovisionamiento. En este sentido, el principal cambio en la cobertura/uso del suelo es provocado por la deforestación, transformando grandes extensiones de bosques en cultivos anuales. Los pastizales, por su parte, han mostrado cierta estabilidad hasta la década de los 80's, y a partir de entonces han migrado tanto hacia cultivos agrícolas extensivos como hacia cultivos forestales, alcanzando tasas de 1.2 x 106 ha/año (Vega et al., 2009). Alrededor de 14 millones de hectáreas de bosques tropicales se pierden cada año, y se estima que la quema de bosques para dedicarlos a la agricultura es responsable del 80% al 85% de esta destrucción. Los bosques de clima templado también están sufriendo un fuerte proceso de destrucción en los países del norte de Europa, en Estados Unidos, Canadá, y sobre todo en la última década, en Argentina y Chile. Se calcula que Argentina ha perdido desde 1914, cuando se calculó una masa forestal de 106 millones de hectáreas, casi dos tercios de su patrimonio forestal nativo, estimando para el año 2005 una superficie menor a 44 millones de hectáreas (Pengue, 2005). En cuanto a la superficie cultivada en Argentina, se estima que a principios de 1900 alcanzaba las 6 x 106 ha, aumentando a mediados del siglo XX un 400% (24 x 106 ha) (Pielke et al., 2011), presentando un patrón de conversión similar al del resto del continente. La expansión del área agrícola se ha dado principalmente por cultivos anuales (de un 4% a un 14,3%, entre 1988 y 2002), particularmente por la soja (Paruelo, 2006) y siguiendo el modelo productivo propuesto por la Revolución Verde, lo que involucra un claro desplazamiento de la diversidad no solo de especies sino de ecosistemas por la uniformización en uno o pocos cultivos.

Entre los OGM el caso de la soja es emblemático, seis países productores ocupan el 88% de la soja exportable a 114 países compradores, y entre ellos Argentina fue el país que más velozmente adoptó la tecnológica de la soja transgénica, superando incluso a los Estados Unidos y a Brasil. En una década, se duplicó la producción de granos pero con importantes consecuencias, generando un fuerte desplazamiento de otras producciones, erosionando la diversidad productiva y las economías regionales. En solo cinco años (1996-2001), el arroz se redujo un 44,1%, el maíz un 26,2%, el girasol un 34,2% y el trigo un 3,5%, mientras del sector lechero desaparecieron

el 27,3% de los tambos, la producción porcina se redujo un 36% y la economía algodonera decreció 10 veces (Pengue, 2005).

En cuanto al crecimiento urbano, este se ha profundizado a lo largo del siglo XX en Argentina como en el resto del mundo. En el año 2001 la población urbana total de Argentina era del 89,3%; de esa población urbana, en conjunto CABA y el Conurbano Bonaerense representan el 41% de la población total del país, formando la tercera aglomeración urbana más grande de América Latina y el área urbana con la mayor densidad de población del país (Bertoni *et al.*, 2004). Estos procesos de urbanización generan cambios radicales en la cobertura y el uso del suelo, por lo que numerosos autores los identifican como los procesos que mayores cambios generan en el medio ambiente y en el funcionamiento de los ecosistemas, incrementando los problemas ambientales y los riesgos de sufrir fenómenos naturales adversos. En la Argentina, en línea con el proceso latinoamericano, el crecimiento urbano está ejerciendo una fuerte presión sobre las tierras productivas, como es el caso de la mayoría de los cinturones hortícolas del país, que rodean y abastecen de hortalizas frescas a las principales centros urbanos, algunos de los cuales están desapareciendo rápidamente como resultado de la expansión urbana y el avance de la soja (Giobellina, 2018; Giobellina, 2017; Médico, 2016; Hurtado, 2006).

Los paisajes urbanos

Como consecuencia de la globalización, las grandes ciudades del mundo enmarcadas bajo la denominación de "ciudades globales", han experimentado procesos de cambio similares; entre ellas podemos destacar en América Latina, las áreas metropolitanas de la Ciudad de México, Sao Paulo y Buenos Aires. Al articularse a la red mundial, más allá de las particularidades que mantenga cada una, estas ciudades experimentan una fuerte tendencia a homogeneizarse en su morfología y su arquitectura, siguiendo los nuevos patrones estéticos y de infraestructura, funcionales a los requerimientos del capital (Baudrón, 2018).

En términos generales, podemos entender a las ciudades como áreas densamente pobladas, conformadas a partir de fuertes procesos de destrucción, alteración y fragmentación de las áreas naturales o ambientes rurales originales, y de la creación de nuevos tipos de hábitat. Al desarrollarse, estas destinan un gran porcentaje del área urbana a la construcción de estructuras y superficies impermeables, dejando generalmente pocos espacios con áreas verdes y menos aún con remanentes de los hábitats originales; desaparecen o se simplifican los ecosistemas nativos, se forman nuevas comunidades de plantas y animales y cambia la estructura de los mosaicos del paisaje (Pengue, 2018). El paisaje urbano resultante es un mosaico de muchos usos del suelo que, junto con la alteración de la hidrología y del clima y las drásticas reorganizaciones de la flora y la fauna, afectan profundamente la biodiversidad en todas las escalas espaciales, lo que se piensa que conduce hacia una homogeneización global de comunidades bióticas y, consecuentemente, hacia una reducción total de la diversidad biológica mundial (Szlavecz et al., 2011).

El creciente reconocimiento de los vínculos entre la biodiversidad y la prestación de servicios ecosistémicos en las propias zonas urbanas, ha hecho que en los últimos años crecieran los estudios de ecología urbana, y que la ecología del paisaje desempeñara un papel cada vez más importante en la comprensión de las formas en las que la biodiversidad responde a los cambios ambientales, especialmente en cuanto al uso del suelo y a la fragmentación del hábitat (Norton et al., 2016). El interés en la biodiversidad de zonas urbanas suele asociarse a cuestiones de estética o ética y al beneficio para la salud humana, mejorando el sistema inmunológico, el estado de ánimo, y reduciendo el estrés. Sin embargo, más allá de estos innegables valores, cada vez cobran más relevancia los valores prácticos, como la provisión de diversos servicios ecosistémicos, para los cuales los árboles, los parques públicos y los techos verdes son de gran importancia. Los árboles contribuyen a enfriar el clima local, tomar el exceso de nutrientes, reducir el escurrimiento del agua y absorber partículas finas; los parques públicos con sus flores, proporcionan un lugar de esparcimiento, promueven la interacción social, y atraen polinizadores y néctar, ayudando a mantener la biodiversidad; finalmente, los techos verdes, contribuyen con la reducción de las aguas pluviales, la regulación de la temperatura de las construcciones y el consecuente ahorro de energía, así como con el incremento del hábitat disponible para la vida silvestre.

Los estudios de la biodiversidad urbana están creciendo ampliamente, y en los últimos tiempos se están comenzando a contemplar nuevos enfoques, buscando integrar diferentes fuentes de información, que permitan una mejor comprensión de la compleja relación que existe entre los aspectos sociales, culturales y económicos y los patrones de biodiversidad. Se ha observado que las características socioeconómicas de la población influyen en las características de las comunidades biológicas que se desarrollan en esas áreas; al mismo tiempo las diferencias culturales, por ejemplo, influyen en las preferencias paisajísticas, dando lugar a distintos patrones de biodiversidad. Los estudios más habituales de biodiversidad urbana suelen aplicar la teoría de biogeografía de islas, contemplando sin embargo las diferencias existentes entre los fragmentos de hábitat urbano y las islas oceánicas. Los hábitats urbanos son sistemas que no están en equilibrio, que se encuentran bajo continua influencia antropogénica, con regímenes de perturbaciones muchas veces alterados, por ejemplo por la supresión de incendios y el control de las inundaciones; con control activo de la vegetación mediante la reducción y eliminación de la misma y mediante el diseño de parques y jardines, y de la fauna, mediante la captura de mamíferos no deseados. A su vez, la colonización y la extinción en los fragmentos de hábitat están influenciadas por los seres humanos, ya que de forma deliberada o accidental transportan especies entre estos parches o introducen especies no autóctonas, pudiendo modificar las estructuras de las comunidades y alterar las funciones de los ecosistemas (Szlavecz et al., 2011).

Como hemos visto, la dinámica de la biodiversidad en las ciudades es muy compleja y diferente a la de otros entornos, por lo que es muy importante tener esto en consideración y tener claridad en los objetivos de investigación y de gestión de la biodiversidad cuando se trabaja en estos contextos particulares. Es importante hacernos algunas preguntas para orientar nuestro trabajo: ¿Qué biodiversidad nos interesa conservar/estudiar? ¿Nos interesa incrementar la biodiversidad? ¿Con qué fines? ¿Nos interesa particularmente la biodiversidad nativa? Desde el

diseño de paisajes urbanos, la mejor forma de potenciar las funciones de los espacios verdes urbanos se cree que es a través de la conformación de una red verde urbana, que combine una variedad de tipos de espacios verdes para múltiples propósitos, entre los que podemos mencionar plazas y parques, arbolado urbano formando corredores, cinturones verdes, huertas urbanas, techos vivos, entre otros, conectando el territorio a diferentes escalas (casas, barrio, área urbana, área periurbana, etc).

Los paisajes periurbanos

La complejidad de las transformaciones territoriales, tanto del campo como de la ciudad, limitaron la capacidad de abordar estos procesos dentro de la tradicional dicotomía campociudad, generando el término de "periurbano", para definir este espacio de interface entre el área urbana consolidada y el área rural; un territorio productivo, residencial y de servicios, que contiene elementos de ambos sistemas (Sánchez, 2009, Morello & Mateucci, 2000). Estos periurbanos representan sistemas donde entran en contacto lo urbano y lo rural, alojando fragmentos de ecosistemas nativos junto con fragmentos transformados por el ser humano para distintos usos (suelos cultivados, uso industrial, urbano, etc.), en los que se ve reducida la biodiversidad natural y destruidos los controles homeostáticos naturales (Morello & Mateucci, 2000). Uno de los aspectos primordiales del periurbano es que en él se asientan los denominados "cinturones verdes", formados por explotaciones primario-intensivas que se suelen ubicar en intersticios en estos espacios de interfase urbano-rural, y que son los principales responsables de abastecer de hortalizas frescas a la población, con la ventaja de desarrollarse próximas a la ciudad. Los periurbanos son zonas muy dinámicas y con intensos conflictos de interés entre las actividades productivas primarias y la urbanización; proveen de materias primas para la construcción de infraestructuras urbanas y de alimentos de cercanía para la población, además de aportar al mantenimiento de la calidad del agua y del aire de las zonas urbanas (Morello & Mateucci, 2000). Sin embargo, los periurbanos son también los principales receptores de los desechos de la ciudad y zonas con escasa a nula intervención estatal, caracterizadas por la falta de políticas adecuadas de ordenamiento territorial y de control del estado sobre las actividades que allí se desarrollan. Estas zonas de frontera urbana y agropecuaria, son las zonas donde se producen los cambios más dramáticos y más rápidos del paisaje; suelen presentar una fuerte degradación del medio ambiente que incluye fragmentación de hábitat, creación de nuevas configuraciones espaciales, pérdida de conectividad y de espacios para especies que cumplen funciones claves en los ecosistemas, cambios climáticos (a veces a nivel local y otras a nivel regional), y cambios de biodiversidad resultado de la acción antrópica (sobreexplotación, avance de invasoras, extinción) (Venier, 2014)

En estos paisajes periurbanos, diversos autores plantean la necesidad de valorar las granjas/quintas como espacios verdes que pueden proporcionar importantes beneficios ambientales y estéticos; en este sentido, las decisiones que se toman en relación al tipo de actividad productiva que se realiza y el modelo definido para llevarla a cabo, tienen gran importancia por su influencia en el mantenimiento de la biodiversidad. El avance de la producción agrícola extensiva hacia los límites de la ciudad, así como el avance urbano y de producciones hortícolas intensivas, implican la simplificación del paisaje y la progresiva conversión en paisajes agrícolas homogéneos, la pérdida de diversidad biológica y de los servicios de los ecosistemas, lo que conlleva, además, a una disminución en la resiliencia de los sistemas productivos (Altieri & Letourneau, 1982; Sarandón, 2002). En este sentido, por los altos niveles de concentración de la población mundial en zonas urbanas, y como respuesta a las externalidades negativas generadas por el sistema alimentario dominante; la planificación urbana de la producción para garantizar alimentos saludables de proximidad es un tema que se encuentra actualmente en la agenda de los principales países desarrollados (Dansero et al., 2017). Una adecuada planificación y desarrollo de áreas agrarias periurbanas basadas en los pilares de la agroecología y de la ecología de paisajes pueden contribuir enormemente al mantenimiento e incluso al incremento de la biodiversidad en estos paisajes periurbanos, contribuyendo a su resiliencia, aportando alimentos sanos y una amplia gama de servicios ecosistémicos. La diversidad de paisajes, en este contexto, contribuye a mejorar procesos como la polinización, el control de plagas y el ciclo de nutrientes, entre otros, de importancia en la producción de alimentos (Rositano et al., 2012; Martin-López et al., 2007).

Los actores internacionales, como la Organización para la Agricultura y la Alimentación de las Naciones Unidas (FAO), han planteado la agricultura sustentable como una solución a los problemas actuales en la producción de alimentos. La conservación de la biodiversidad es esencial para desarrollar producciones agrícolas sustentables. Para este propósito, como venimos viendo, es tan importante el mantenimiento de la vegetación natural que rodea los cultivos y los cultivos al aire libre, como el mantenimiento de las coberturas de vegetación semi-naturales a escala de paisaje, por ser considerados como proveedores de biodiversidad (Nicholls, 2009).

El caso del periurbano de La Plata

El caso del Cinturón Hortícola de La Plata (CHP), Argentina, es emblemático en este sentido, como ejemplo de las consecuencias que puede tener una planificación deficiente o inadecuada en un área periurbana afectando la biodiversidad y múltiples servicios ecosistémicos. El avance urbano desregulado, sumado al fuerte proceso de intensificación productiva, acompañado de la implementación desmedida de la tecnología del invernáculo y la falta de protección de las áreas con vegetación natural-seminatural (por ejemplo márgenes de arroyos) ha definido un paisaje periurbano complejo e in-sostenible. La urbanización ha avanzado sobre las tierras de mejor calidad para la actividad productiva, la producción bajo invernáculos se ha incrementado notablemente, pasando en casi 30 años de ocupar 159 ha (1986) a ocupar 4370 ha (2015), lo que representa el 51% de la superficie hortícola total (Fig. 3). Al mismo tiempo, se ha dado una elevada concentración de estas producciones en ciertos sectores del periurbano (proceso de aglomeración) donde, además, la distancia a la zona urbana

es inadecuada según sugieren diversas regulaciones (el 68% de las producciones bajo invernáculo se encuentran a menos de 1000 metros del área urbana) (Baldini *et al.*, 2019). Los arroyos que atraviesan el periurbano también se han visto fuertemente intervenidos por la actividad productiva intensiva (el 45% de la producción bajo invernáculos se encuentra a menos de 200 metros) (Baldini *et al.*, 2019). Como resultado de este proceso las producciones hortícolas al aire libre se han reducido en número y tamaño; las márgenes de los arroyos, con vegetación riparia que podrían servir como corredores de biodiversidad entre las quintas productivas, han sido ocupados en gran medida por producciones hortícolas con elevado uso de agroquímicos; y en las zonas con mayor concentración de invernáculos y urbanización se ha reducido la presencia de vegetación semi-natural.

Existen diversos estudios realizados por grupos de investigación de la UNLP en los que evidencian las consecuencias más notorias de esta transformación en el paisaje y que, indirectamente, reflejan una pérdida de servicios ecosistémicos, entre las que encontramos: problemas de salinización de los suelos (Hurtado, 2006); inundaciones cada vez más frecuentes agravadas por la impermeabilización del suelo por la amplia superficie hortícola bajo invernáculo (García, 2011, Karol y San Juan, 2018); contaminación por agroquímicos de aqua, suelo y alimentos (Sarandón et al., 2015; Colombo et al., 2015; Alonso et al., 2015); y menor riqueza de invertebrados en los arroyos con producción hortícola en comparación con arroyos de zonas no hortícolas (Arias, 2019). Al mismo tiempo, las familias productoras identifican un incremento en los problemas de plagas y un fuerte deterioro de los suelos, con disminución de la capacidad productiva, lo que muchas veces los lleva a desplazarse hacia otras zonas del partido. Dubrovsky (2018) y Fernández (2015) han hecho importantes aportes para entender la importancia de mantener y propiciar ambientes con vegetación semi-natural para la conservación de la biodiversidad, y para entender la influencia del modelo productivo sobre los mismos. Dubrovsky (2018) ha demostrado entre otros aspectos, la importancia en el CHP de los ambientes seminaturales marginales a las quintas para conservar las comunidades de enemigos naturales. Al mismo tiempo, ha detectado la influencia de las prácticas productivas en la trama trófica de enemigos naturales, ya que al comparar quintas agroecológicas con quintas con distinto uso de agroquímicos, todos los ambientes estudiados de las quintas agroecológicas presentaron redes tróficas más complejas, y al comparar las zonas cultivadas observó que en cultivos con uso de agroquímicos había una simplificación de las tramas tróficas y pérdida de grupos funcionales (ver capítulo 8). Fernández (2015) encontró, en quintas hortícolas con uso de agroquímicos, que la riqueza de familias y especies y el número de especies en flor de la vegetación espontánea era menor que en aquellas con manejo de base ecológica. Al mismo tiempo, existen aún en el Partido de La Plata ambientes con vegetación semi-natural, una amplia zona ganadera y con vegetación riparia y un importante porcentaje de cultivos al aire libre (Baldini et al., 2019). Estos ambientes tienen un gran potencial, pero requieren de una planificación territorial adecuada y políticas públicas que permitan conservar estos ambientes, incrementarlos y mejorar su conectividad a través de un diseño de paisaje adecuado, acompañado por la

promoción de prácticas productivas más sustentables que propicien una transición a la agroecología. En el diseño de paisajes al pensar en estrategias para promover una mayor presencia de ambientes semi-naturales y corredores, la utilización de plantas nativas es siempre recomendable para la conservación de la diversidad nativa y la integridad ecológica.

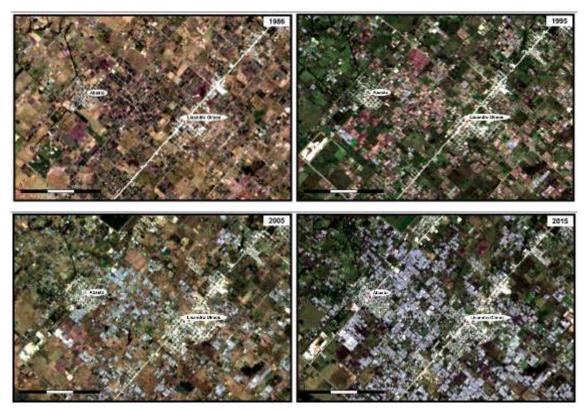


Fig. 11.3. Cambios en el uso del suelo en un sector del Cinturón Hortícola Platense entre 1986 y 2015. Se puede ver el avance y concentración de la producción bajo invernáculo (celeste), desplazando otros usos del suelo. Elaborado en Qgis 2.16.

La gestión de pasajes biodiversos

Algunos criterios para la conservación de la biodiversidad a nivel de paisaje

Existen numerosas teorías ecológicas orientadas a explicar la estructura comunitaria en el interior de los parches en hábitats fragmentados, que han servido como guía para el establecimiento de criterios de utilidad en el desarrollo de estrategias de conservación de la biodiversidad en hábitats fragmentados (Cuadro 11.1). Herrera (2011) realizó una síntesis de las principales teorías, destacando entre ellas a la hipótesis del muestreo, los umbrales de extinción relacionados con la pérdida de hábitat, la dinámica de metapoblaciones, los corredores biológicos y los principios de diseño de reservas. Considerar sólo las características de los fragmentos de hábitat en el desarrollo de estrategias de conservación puede resultar insuficiente, por lo que existen propuestas que consideran muy importante contemplar las características estructurales de la matriz.

Cuadro 11.1. Consideraciones para el desarrollo de estrategias de conservación de la biodiversidad en hábitats fragmentados. Desarrollado en base a Herrera (2011).

CONSIDERACIONES PARA EL DESARROLLO DE ESTRATEGIAS DE CONSERVACIÓN DE LA BIO- DIVERSIDAD EN HÁBITATS FRAGMENTADOS		
Priorizar la conservación y el mantenimiento de parches grandes y estructuralmente complejos	Los parches de gran tamaño y con gran heteroge- neidad interna soportan una mayor diversidad de especies nativas y una mayor resistencia hacia las perturbaciones	
Aumentar la calidad de los fragmentos	Una baja calidad de fragmentos puede afectar a la supervivencia a largo plazo de las especies	
Mantener la complejidad estructural del área circundante a los fragmentos	Cuanto más parecida sea la estructura de la matriz a la del fragmento, mayor será la efectividad a la hora de reducir los efectos de borde y el manteni- miento de especies nativas en el interior de los frag- mentos, reduciendo el riesgo de extinción	
Mantener la complejidad estructural de la matriz a escala de paisaje	La diversidad de elementos paisajísticos con distinta estructura y configuración, brinda una mayor diversidad de hábitats potenciales para las especies	
Conservar y mantener parches de pequeño tamaño y otros elementos	Los parches de pequeño tamaño e incluso elementos discretos como los árboles aislados en el interior de la matriz, mejoran considerablemente la conectividad global del paisaje para las especies. Los parches de pequeño tamaño aportan no sólo recursos alternativos y hábitat, sino también lugares de reposo durante el periodo dispersivo	
Complementar la acción de los corredores con las propiedades de la matriz	Cuanto mayor sea la similitud estructural entre el co- rredor y la matriz, mayor será la efectividad de los corredores ecológicos	
Considerar la configuración espacial de los fragmentos remanentes	El patrón espacial de los fragmentos influencia enor- memente la probabilidad de dispersión y recoloniza- ción entre fragmentos, por lo cual es necesario tener en cuenta tanto la cantidad de hábitat remanente como su configuración en el espacio	
Considerar el componente temporal de la matriz	Es importante considerar que las propiedades de la matriz no permanecen constantes en el tiempo, ya que esta es, generalmente, de origen antrópico, y el uso del territorio varía con el tiempo	
Definir una escala espacial adecuada	Las especies difieren en la escala espacial a la que perciben el paisaje, por lo tanto, no existe una única escala de actuación adecuada para el conjunto de las especies presentes en una comunidad, siendo importante determinar la escala adecuada en función de las especies que estratégicamente interese proteger, así como los procesos ecológicos en los que estas se encuentran implicadas	

Es importante destacar que cuando nos referimos al tamaño de los parches, el tamaño adecuado variará según los ambientes sobre los que estemos trabajando, el interés detrás de la estrategia de gestión que estemos desarrollando y los organismos o grupos funcionales que estemos priorizando conservar. El tamaño de un parche para ser considerado grande no será el mismo si se trata de un parche de vegetación natural, de agricultura extensiva o de horticultura; tampoco será el mismo si nuestro interés está en conservar entomofauna benéfica, murciélagos o grandes mamíferos. Dependiendo de nuestro objetivo deberemos buscar el tamaño de parche más adecuado. Sin embargo, de no contar con el tiempo o la información necesaria, es importante recordar que una estrategia que potencia la conservación de la biodiversidad a escala de paisaje y que puede ser de utilidad para distintos grupos de organismos es la de contar con parches de diversos tamaños.

Algunas propuesta de gestión de áreas urbanas y periurbanas que promueven la biodiversidad

Desde los ámbitos de gestión, casi todas las ciudades en el mundo están planeando en mayor o menor medida reintroducir a la naturaleza en su paisaje urbano, ya sea con fines estéticos, para el aprovechamiento de espacios sin una utilidad concreta o buscando algunos de los beneficios que mencionamos anteriormente; todas ellas aunque motorizadas por distintos fines contribuyen al mantenimiento y al incremento de la biodiversidad urbana y de los servicios ecosistémicos que ella provee. América del Norte y Europa tienen importantes avances en este sentido, seguidos por Asia (particularmente Singapur y en menor medida, grandes ciudades como Tokio y Seúl), Australia, Sudamérica y África. Pengue (2018) ha hecho una recopilación de experiencias de distintas partes del mundo, destacando una serie de ejemplos que mencionaremos brevemente. Singapur es un importante ejemplo de revegetación, mediante la introducción de jardines, corredores verdes, parches ecológicos, redes de canales reverdizados, lagunas urbanas y ríos reconvertidos. Un proceso similar están atravesando Quebec, Montreal, Portland, San Francisco, Oslo y Río de Janeiro, entre otros. Una tendencia creciente es la de revegetar a través de huertos urbanos; un ejemplo emblemático de ello en Argentina es la ciudad de Rosario, a través de la creación de los "parques comestibles". En Italia, en sintonía con esta tendencia, Milán ha creado el llamado Bosco Verticale que equivale a una hectárea de bosque plantado en los techos, balcones y terrazas en dos torres de 200 metros de altura. En Taiwán, Taipéi ha desarrollado el jardín Tao Zhu, con árboles y jardines de vegetales en cada uno de sus pisos. En París y Nueva York, muchos de los techos de los edificios se han reconvertido a sistemas productivos, actuando también como faros para la circulación de insectos, aves y otros controladores biológicos, fortaleciendo las redes de descanso, alimento y procreación. La ciudad de Chicago, y otras ciudades de Canadá, Alemania, Suecia y Japón, han decidido desde los gobiernos estatales reemplazar los techos de alguitrán por jardines, con el propósito de reducir el costo energético, mejorar la calidad del aire y controlar la cantidad de agua de lluvias.

En cuanto a la planificación de las áreas periurbanas productoras de alimentos de proximidad, las pioneras fueron Toronto (Canadá) y Nueva York (Estados Unidos) y, más recientemente, algunas ciudades de Europa como Londres y algunas ciudades del Reino Unido (Dansero *et al.*, 2017). Existen experiencias muy exitosas y competitivas desarrolladas a nivel internacional (por ejemplo, cinturones verdes de Ontario, Munich y Milán), basado en la figura denominada "Parques Agrarios", áreas que incluyen un programa de desarrollo integral de la actividad hortícola, las producciones silvo-pastoriles y las granjas con valor agregado (Giobellina 2017). Algunas propuestas de Parques Agrarios, que incluían un sistema productivo agro-ecológico, el desarrollo productivo y el establecimiento de zonas de reserva natural, fueron desarrollados para algunos cinturones hortícolas peri-urbanos del país (Giobellina 2017; Garcia, 2015); sin embargo, por el momento, ninguna de las propuestas ha sido implementada.

Conclusiones

Las modificaciones que las actividades humanas están ejerciendo actualmente sobre los ecosistemas, especialmente a través de los cambios en las coberturas/usos del suelo, están afectando severamente la biodiversidad del planeta. A su vez, los cambios en la biodiversidad repercuten directa o indirectamente sobre el bienestar humano, al comprometer el funcionamiento de los ecosistemas y su capacidad de generar servicios esenciales para la sociedad.

Al mismo tiempo, hoy en día existe un fuerte cuestionamiento al modelo de producción de alimentos hegemónico, reconociéndose la necesidad de desarrollar agroecosistemas más sustentables, que prescindan del uso de agroquímicos y que incorporen el aprovechamiento de ciertas funciones y servicios ecosistémicos que nos brinda la naturaleza y que son de gran utilidad para la actividad productiva. Para ello, la biodiversidad es esencial, y para garantizar su conservación y la presencia de la misma en los sistemas productivos, es sumamente importante pensar estrategias de planificación territorial y políticas públicas de promoción de la producción sustentable de alimentos que contemplen diferentes escalas; siendo tan importante el diseño y el manejo que se haga de la unidad productiva, como del paisaje que rodea a la misma.

Poder interpretar un paisaje es importante porque los patrones espaciales de los distintos elementos que lo componen y los cambios en su estructura influyen en los flujos y transferencias de organismos, materiales y/o energía, afectando la biodiversidad y los servicios ecosistémicos que esta provee. La ecología del paisaje nos da herramientas para interpretar los patrones espaciales de los ecosistemas y su implicancia en los procesos ecológicos; nos permite entender los efectos que el patrón espacial y los cambios en la estructura del paisaje tienen sobre la distribución, circulación y persistencia de las especies; y nos brinda criterios de utilidad para el desarrollo de estrategias de conservación de la biodiversidad y para el diseño de paisajes sustentables.

Preguntas para el repaso y la reflexión

- 1. ¿Qué son los servicios ecosistémicos? ¿Qué tipo de servicios ecosistémicos existen? ¿Qué relación tiene la biodiversidad con los servicios ecosistémicos?
- 2. ¿Qué estudia la ecología del paisaje?
- 3. ¿Cuáles son los elementos que conforman un paisaje?
- 4. ¿Qué paisaje es más adecuado para conservar la biodiversidad, uno con 5 parches grandes o uno con 1 o 2 parches grandes, intercalados con parches de mediano y pequeño tamaño?
- 5. ¿Al establecer un corredor garantizo la conservación de todas las especies presentes en el paisaje?
- 6. ¿Qué es la conectividad? ¿Qué tipos de conectividad existen?
- 7. ¿Qué relación tiene el paisaje con la biodiversidad?
- 8. ¿Cómo influyen el paisaje y la diversidad de paisaje en la producción hortícola?
- 9. ¿Cómo puedo evaluar la diversidad de un paisaje?
- 10. ¿De qué forma se puede mantener o mejorar la diversidad de paisaje?
- 11. ¿Cuáles fueron los principales cambios en las coberturas/usos del suelo a nivel mundial? ¿Y en Argentina? ¿Qué implicancias tuvieron esos cambios para la biodiversidad?
- 12. ¿Qué características tienen los paisajes urbanos? ¿Qué desafíos representan para la ecología del paisaje?
- 13. ¿Qué características tienen los paisajes periurbanos? ¿Qué desafíos representan para la ecología del paisaje? ¿Y para el desarrollo de producciones hortícolas sustentables?
- 14. ¿Qué criterios generales se pueden tener en cuenta para el diseño de paisajes sustentables?
- 15. A partir de lo visto en este capítulo ¿Qué decisiones tomaría para transformar un paisaje agrícola extensivo homogéneo en un paisaje más biodiverso? ¿Y en el caso de un cinturón hortícola periurbano?

Referencias

Alonso L, C Bernasconi, A Ciciarelli, C De Castro, C Esteban, A Etchegoyen, T MacLoughlin, L Muntaner, R Ledesma, L Orofino, C Percudani, A Piccinini, M Rojo, JM Santillán & S Vittori (2015). Plaguicidas: los condimentos no declarados. XIII jornadas de jóvenes investigadores grupo Montevideo. Ciencia, tecnología e innovación para la inclusión social. La Plata, Buenos Aires.

Altieri MA & DL Letourneau (1982). Vegetation management and biological control in agroecosistems. *Crop Protection* 1: 405-430.

- Arias M (2019). Efecto del uso de fertilizantes y pesticidas sobre organismos acuáticos en arroyos de la zona hortícola de La Plata. Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias Naturales y Museo, Universidad Nacional de La Plata. 147 pp.
- Baldini C, ME Marasas & AA Drozd (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. Rev. Fac. Agron. La Plata, 118 (2): 1-18.
- Baudrón S (2007). El mundo global y la transformación de las áreas metropolitanas de América latina. En: Svetlitza de Nemirovsky A (coord.) *Globalización y Agricultura periurbana en Argentina. Escenarios, recorridos y problemas*. Serie Monografías, FLACSO Maestría de Estudios Sociales Agrarios, Buenos Aires. 180 pp.
- Bertoni JC, S Ambrosino, O Barbeito, A Daniele, JA Maza, CU Paoli & JJ Serra (2004). Inundaciones urbanas en la Argentina. GWP-SAMTAC, Programa Asociado de Gestión de Crecidas, Universidad Nacional de Córdoba. Secretaría de Ciencia y Técnica, Comité Permanente de los Congresos Nacionales del Agua, Argentina.
- Colombo JC, M Astoviza, C Bilos, N Cappelletti, C Migoya, M Morrone, C Skorupka, E Speranza & L Tatone (2015). Subproyecto "Biogeoquímica de contaminantes". En: Relevamiento de la utilización de agroquímicos en la Provincia de Buenos Aires. Mapa de situación e incidencias sobre la salud. Defensor del Pueblo de la Provincia de Buenos Aires y UNLP.
- Conijn JG, PS Bindraban, JJ Schröder & REE Jongschaap (2018). Can our global food system meet food demand within planetary boundaries? *Agriculture, ecosystems & environment*, 251, 244-256.
- Dansero E, G Pettenati & A Toldo (2017). The relationship between food and cities and urban food policies: a space for geography? *Bollettino della società geografica italiana*. 13 (5): 4-19.
- 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 (Doctoral dissertation, Universidad Nacional de La Plata). On line: http://sedici.unlp.edu.ar/handle/10915/71094
- Fernández V & ME Marasas (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. Revista de la Facultad de Agronomía, 114 (Núm. Esp. 1): 15-29.
- Forman RT (1995). Some general principles of landscape and regional ecology. *Landscape ecology*, 10(3), 133-142.
- García M (2011). El cinturón hortícola platense: ahogándonos en un mar de plásticos. Un ensayo acerca de la tecnología, el ambiente y la política. THEOMAI nº 23, primer semestre 2011.
- García M (2015). Colonia hortícola o Barbarie: Diagnóstico y propuestas de cambio para el área hortícola platense. *Boletín hortícola*. 19 (53): 20-26.
- Gibbs HK, AS Ruesch, F Achard, MK Clayton, P Holmgren, N Ramankutty & JA Foley (2010). Tropical forests were the primary sources of new agricultural land in the 1980s and 1990s. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 107(38): 16732-16737.
- Giobellina BL (2017). El cinturón verde de Córdoba: hacia un plan integral para la preservación, recuperación y defensa del área periurbana de producción de alimentos. Ediciones INTA,

- Manfredi, Córdoba. 35pp. On line: https://inta.gob.ar/sites/default/files/inta-el-cinturon-verde-de-cordoba_0.pdf
- Giobellina BL (2018). La alimentación de las ciudades: transformaciones territoriales y cambio climático en el Cinturón Verde de Córdoba. Ediciones INTA, Ciudad Autónoma de Buenos Aires. 258pp.

 On line: https://inta.gob.ar/sites/default/files/inta la alimentacion de las ciudades.pdf
- Goldewijk KK (2001). Estimating global land use change over the past 300 years: the HYDE database. *Global Biogeochemical Cycles* 15(2):417–34
- Herrera JM (2011). El papel de la matriz en el mantenimiento de la biodiversidad en hábitats fragmentados. De la teoría ecológica al desarrollo de estrategias de conservación. *Revista Ecosistemas*, 20(2-3).
- Hurtado MA, JE Gimenez & MG Cabral (eds) (2006). Análisis ambiental del partido de La Plata: Aportes al ordenamiento territorial. Consejo Federal de Inversiones, 1ª ed.
- Karol JL & GA San Juan (2018). Saber qué hacer: construcción de un sistema para la gestión integrada del riesgo hídrico en la región del Gran La Plata. Eds. Jorge L. Karol; Gustavo San Juan. 1a edición especial Universidad Nacional de La Plata. Facultad de Arquitectura y Urbanismo, La Plata. On line: http://sedici.unlp.edu.ar/handle/10915/67730
- Keitt TH, DL Urban & BT Milne (1997). Detecting critical scales in fragmented landscapes. *Conservation ecology*, 1(1).
- Lambin EF, HJ Geist & E Lepers (2003). Dynamics of land-use and land-cover change in tropical regions. *Annual review of environment and resources*, 28(1): 205-241.
- Martellozzo F, F Amato, B Murgante & KC Clarke (2018). Modelling the impact of urban growth on agriculture and natural land in Italy to 2030. *Applied Geography*, 91: 156-167.
- Martin-López B, J González, S Díaz, I Castro & M García Llorente (2007). Biodiversidad y bienestar humano: el papel de la diversidad funcional. *Ecosistemas*. 16(3): 69-80.
- Matteucci SD (2004). Los índices de configuración del mosaico como herramienta para el estudio de las relaciones patrón-proceso. Memorias del Primer Seminario Argentino de Geografía Cuantitativa, *Fronteras*, 1-29.
- Matteucci SD & GD Buzzai (1998). Sistemas ambientales complejos: herramientas de análisis espacial. EUDEBA, Buenos Aires. 454 pp.
- Médico CM (2016). La vegetación como posibilidad de integración espacial, ambiental y social en los paisajes de interfase urbano-rural de la provincia de Mendoza. Revista de las Facultades de Arquitectura e Ingeniería. On line: http://www.um.edu.ar/ojs-new/index.php/FAl/article/view/794
- Millennium Ecosystem Assessment (2005). *Ecosystems and human well-being. Current state and trends*. Island Press, Washington, D.C.
- Morello JH, GD Buzai, C Baxendale, A Rodríguez, SD Matteucci, RE Godagnone & RR Casas (2000). Urbanización y consumo de tierra fértil. *Ciencia Hoy*, 10(55), 50-61.
- Newbold T, LN Hudson, SL Hill, S Contu, I Lysenko, RA Senior & J Day (2015). Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. *Nature*, 520 (7545), 45. DOI: https://doi.org/10.1038/nature14324

- Nicholls CI (2009). Bases agroecológicas para diseñar e implementar una estrategia de manejo de hábitat para control biológico de plagas. En: Altieri M (Comp.) *Vertientes del pensamiento agroecológico: fundamentos y aplicaciones*. SOCLA, Medellín, Colombia. 364 pp.
- Nogué J (2007). La construcción social del paisaje. Biblioteca Nueva, Madrid. 343 pp.
- Norton BA, KL Evans & PH Warren (2016). Urban biodiversity and landscape ecology: patterns, processes and planning. *Current Landscape Ecology Reports*, 1(4), 178-192.
- Paruelo JM, JP Guerschman, G Piñeiro, EG Jobbagy, SR Verón, G Baldi & S Baeza (2006). Cambios en el uso de la tierra en Argentina y Uruguay: marcos conceptuales para su análisis. *Agrociencia*, 10(2), 47-61.
- Pengue W (2005). Agricultura industrial y transnacionalización en América Latina ¿La transgénesis de un continente?. Serie Textos Básicos para la Formación Ambiental. Grupo de Ecología del Paisaje y Medio Ambiente (GEPAMA). Universidad de Buenos Aires. 220 pp.
- Pengue W & AF Rodriguez (2018). Agroecología, Ambiente y Salud: Escudos Verdes Productivos y Pueblos Sustentables. Fundación Heinrich Böll. Buenos Aires y Santiago. 247 pp. On line: https://www.researchgate.net/publication/329125037 Agroecología Ambiente y Salud Escudos Verdes Productivos y Pueblos Sustentables
- Pielke RA, A Pitman, D Niyogi, R Mahmood, C McAlpine, F Hossain, KK Goldewijk, N Udaysankar, R Betts, S Fall, M Reichstein, P Kabat & N de Noblet (2011). Land use/land cover changes and climate: Modeling analysis and observational evidence. Wiley Interdisciplinary Reviews: *Climate Change*, 2(6), 828–850.
- Ramankutty N & JA Foley (1999). Estimating historical changes in global land cover: croplands from 1700 to 1992. *Global Biogeochemical Cycles* 13(4): 997–1027.
- Ramankutty N, E Amato, TC Monfreda & JA Foley (2008). Farming the planet: 1. Geographic distribution of global agricultural lands in the year 2000. *Global Biogeochemical Cycles*, 22: 1-19.
- Risser PG, JR Karr & RTT Forman (1984). Landscape ecology: directions and approaches. Illinois Natural History Survey Special Publ. 2, Champaign.
- Rockström J, W Steffen, K Noone, A Persson, FS Chapin, E Lambin, TM Lenton, M Scheffer, C Folke, HJ Schellnhuber, B Nykvist, CA de Wit, T Hughes, S van der Leeuw, H Rodhe, S Sörlin, PK Snyder, R Costanza, U Svedin, M Falkenmark, L Karlberg, RW Corell, VJ Fabry, J Hansen, B Walker, D Liverman, K Richardson, P Crutzen and J Foley (2009). Planetary boundaries: Exploring the safe operating space for humanity. *Ecology and Society*, 14 (2):32.
- Rositano F, M López, P Benzi & DO Ferraro (2012). Servicios de los ecosistemas: un recorrido por los beneficios de la naturaleza. *Agronomía & Ambiente*, 32(1-2): 49-60.
- Sánchez H (2009). Periurbanización y espacios rurales en la periferia de las ciudades. Procuraduría Agraria, Estudios Agrarios. 93-123.
- Santos M (2000). La naturaleza del espacio: técnica y tiempo, razón y emoción. Ed: Ariel, Barcelona. 348 pp.
- Sarandón SJ (2002). "La agricultura como actividad transformadora del ambiente. El Impacto de la Agricultura intensiva de la Revolución Verde". En Sarandón SJ (Ed.) *Agroecología: El camino hacia una agricultura sustentable*. Ediciones Científicas Americanas, La Plata.

- Sarandón SJ, CC Flores, E Abbona, MJ Iermanó, ML Blandi, M Oyhamburu & M Presutti (2015). Subproyecto "Análisis del uso de agroquímicos asociado a las actividades agropecuarias de la Provincia de Buenos Aires". En: Relevamiento de la utilización de agroquímicos en la Provincia de Buenos Aires. Mapa de situación e incidencias sobre la salud. Defensor del Pueblo de la Provincia de Buenos Aires y UNLP.
- Shafer CL (1990). Nature reserves: Island theory and conservation practice. Smithsonian Institution Press, Washington.
- Steffen W, K Richardson, J Rockström, SE Cornell, I Fetzer, EM Bennett, R Biggs, SR Carpenter, W de Vries, CA de Wit, C Folke, D Gerten, J Heinke, GM Mace, LM Persson, V Ramanathan, B Reyers & S Sörlin (2015). Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. *Science*, 347 (6223).
- Szlavecz K, P Warren & S Pickett (2011). Biodiversity on the urban landscape. *Human Population*, 75-101.
- Taylor PD, L Fahrig, K Henein & G Merriam (1993). Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos*, 68(3), 571-573.
- Turner MG (1989). Landscape ecology: the effect of pattern on process. *Annual review of ecology and systematics*, 20(1), 171-197.
- Vega E, G Baldi, EG Jobbágy & J Paruelo (2009). Land use change patterns in the Río de la Plata grasslands: The influence of phytogeographic and political boundaries. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 134 (3–4), 287–292.
- Venier GR (2014). Gestión integral del hábitat en los bordes urbanos rurales (BUR). In XI Simposio de la Asociación Internacional de Planificación Urbana y Ambiente (UPE 11), La Plata. Pp. 1026-1037.
- World Bank (2018). Understanding poverty. Land topic. Recuperado de: http://www.worldbank.org/en/topic/land. Último acceso: junio de 2019.