

AGROECOSISTEMAS

Caracterización, implicancias ambientales y socioeconómicas



Patricia Lilia Fernández y Patricia Beatriz Lombardo
(coordinadoras)



EDITORIAL FACULTAD DE AGRONOMÍA
UNIVERSIDAD DE BUENOS AIRES

Fernández, Patricia Lilia

Agroecosistemas: caracterización, implicancias ambientales y socioeconómicas / Patricia Lilia Fernández; Patricia Lombardo; coordinación general de Patricia Lilia Fernández; Patricia Lombardo. - 1a ed. - Ciudad Autónoma de Buenos Aires: Editorial Facultad de Agronomía, 2022.

Libro digital, PDF

Archivo Digital: descarga y online

ISBN 978-987-3738-38-8

1. Agroecosistemas. I. Lombardo, Patricia. II. Título.

CDD 631.583

FACULTAD DE AGRONOMÍA

Universidad de Buenos Aires

EDITORIAL FACULTAD DE AGRONOMÍA

Primera Edición: Agosto 2022

Queda hecho el depósito que marca la ley 11.743

Reservados todos los derechos. Prohibida la reproducción o uso tanto en español o en cualquier otro idioma, en todo o en parte por ningún medio mecánico o electrónico, para uso público o privado, sin la previa autorización por escrito de la editorial y los autores.



EDITORIAL FACULTAD DE AGRONOMÍA
UNIVERSIDAD DE BUENOS AIRES

Avda. San Martín 4453 – (1417) Bs As, Argentina
e-mail: efa@agro.uba.ar

Presentación del libro

Patricia B. Lombardo

Este libro es el resultado del trabajo conjunto de un equipo de docentes-investigadores pertenecientes a la Facultad de Agronomía de la Universidad de Buenos Aires que, desde distintas disciplinas, asumen el compromiso de analizar los agroecosistemas como un todo integrado y no como la mera suma de sus partes. En esta nueva versión se han actualizado capítulos presentes anteriormente y se han agregado otros, todo lo cual permitirá una comprensión más profunda sobre los temas a desarrollar.

El eje temático que orienta los capítulos, se fundamenta en la concepción del agroecosistema como un sistema susceptible de ser analizado desde las múltiples propiedades e interacciones que lo configuran y reconfiguran.

El primer capítulo, elaborado por **Patricia Fernández**, representa una aproximación al objeto de estudio: el agroecosistema. El estudio de este ecosistema natural “subsidiado por el hombre”, se realiza desde una visión holística. En este marco, la autora brinda los elementos esenciales para un análisis funcional a partir de distintas dimensiones y sus consiguientes interrelaciones, asumiendo la responsabilidad de “ponernos en tema”.

En un segundo capítulo, esta misma autora, profundiza en la teoría de sistemas para el estudio de los agroecosistemas. De este modo, el capítulo transita desde los componentes y la estructura hasta llegar a la descripción de los procesos, niveles de análisis y funciones de los sistemas.

Los seis capítulos siguientes, discurren por distintos sistemas productivos de importancia estratégica en el sector agropecuario argentino (agrícola, ganadero, forestal, hortícola, frutícola y producción orgánica).

En el capítulo correspondiente a los sistemas de producción agrícola, **Patricia Fernández** parte de la descripción de las etapas básicas del ciclo agrícola haciendo énfasis en cuatro cultivos (trigo, maíz, soja y girasol) y sus respectivas características, para luego analizar los distintos sistemas de labranza -especificando sus ventajas y desventajas- así como los agroquímicos utilizados con énfasis en la cantidad y calidad en la producción de granos.

Alejandra Acosta, es la encargada de tratar analíticamente el sistema productivo ganadero. En primer término, caracteriza las diferentes regiones donde se produce ganado vacuno tomando en cuenta ciertas variables. Posteriormente, hace hincapié en cómo se desarrolla la actividad de cría en nuestro país explicitando las principales pautas que inciden sobre la eficiencia alcanzada la cual se traduce en indicadores de diverso tipo. Por último, discute los diferentes planteos de la actividad de invernada discriminados en extensivo, semi-intensivo e intensivo, los indicadores productivos y las implicancias ambientales de estos sistemas de producción.

Esta autora, en un capítulo posterior, analiza el sistema de producción de leche bovina, describiendo las principales cuencas lecheras para adentrarse luego en la caracterización de la producción, los indicadores de eficiencia, los distintos regímenes alimentarios del ganado así como el impacto ambiental que resulta de la producción.

Esteban Borodowski, es el responsable del capítulo dedicado a los sistemas forestales. El autor introduce una serie de conceptos generales, que facilitarán la lectura posterior, permitiendo plantear distinciones entre especies nativas y exóticas, bosques, forestación, reforestación y plantación forestal. A partir de casos concretos, realiza un análisis comparativo entre un bosque nativo y una plantación forestal resaltando sus características, las funciones que cumplen, los riesgos a que están sometidos así como su regionalización. Asimismo, señala las causas y consecuencias de la deforestación. Por último, define y clasifica los sistemas agroforestales los cuales representan asociaciones entre especies leñosas, herbáceas y/o animales.

En el capítulo 7, **Marcela Harris y Christian Krizaj** analizan los sistemas de producción hortícola comenzando por las características generales que presentan las hortalizas, para continuar por la importancia de la horticultura en la Argentina, las regiones productoras, los distintos sistemas de producción y su análisis mediante un enfoque socio-tecnológico, identificando finalmente las externalidades de los agroecosistemas hortícolas.

En el siguiente capítulo, **Georgina García Inza** aborda el estudio de los sistemas de producción frutícolas, poniendo énfasis en la caracterización general de la actividad, las especies frutales que se cultivan en el país, la descripción de las cadenas productivas, las diversas etapas que atraviesa el cultivo y las prácticas de manejo. Posteriormente, recorre los principales cultivos frutícolas (vid, olivo, frutales de pepita, cítricos, frutales de carozo, etc.) y resalta el cambio de paradigma a partir de la producción agroecológica.

El capítulo elaborado por **Helena Rimski-Korsakov junto con Carina Álvarez y Patricia Fernández**, está centrado en la producción orgánica como una alternativa al modelo productivo convencional y hegemónico. Para ello se detalla la normativa concerniente a esta producción y su definición acerca de los principios generales, los lineamientos a seguir y las modalidades de comercialización. También distingue los principales países productores y consumidores, para finalizar en la comparación de los rendimientos obtenidos entre las producciones orgánicas y convencionales.

Desde una perspectiva socioeconómica, en los capítulos 10 y 11 **Patricia Lombardo** indaga, por un lado, sobre el papel de la tecnología y las transformaciones derivadas de su adopción en el agro pampeano y, por el otro, las transformaciones, consecuencias y alternativas que se consideran en el estudio del sistema agroalimentario argentino.

En el capítulo 10, la autora hace hincapié en los cambios tecnológicos producidos en la región pampeana, teniendo en cuenta los contextos en que los mismos se originaron. La perspectiva histórica de estos cambios contempla varias etapas y en cada una de ellas se especifican las condiciones políticas, económicas, sociales y productivas que incidieron en la generación de las tecnologías adoptadas por los productores agropecuarios. Mientras que el capítulo 11, está centrado en el Sistema Agroalimentario Argentino y los significativos cambios ocurridos a partir de la década del '90. Desde una noción de sistema agroalimentario como un entramado de actividades y actores vinculados por relaciones de producción y mercado, se destaca el estudio pormenorizado de la industria agroalimentaria, la distribución minorista y el modelo de consumo argentino.

En el capítulo 12, **Francisco Pescio** aborda en profundidad la agricultura post-industrial -esbozada sintéticamente en el capítulo 10- señalando sus principales características, el debate existente entre crecimiento demográfico, producción agraria y el abastecimiento de alimentos, el acceso a dichos

alimentos, los costos de los mismos y el rol que cumple la tecnología así como el impacto ambiental de la agricultura post-industrial.

En el capítulo 13, también a cargo de Pescio, a partir de las tensiones identificadas en el capítulo anterior, se analizan propuestas alternativas. Una de esas alternativas se refiere a la Soberanía Alimentaria, cuya definición ha evolucionado a través del tiempo y en ese contexto se centra la mirada en una forma concreta como es la Agroecología.

El capítulo 14 es responsabilidad de **Patricia Fernández y Filipe Behrends Kraemer**, quienes enfocan su análisis en los procesos de deterioro y tipos de degradación de tierras así como la conservación del suelo por su carácter de recurso fundamental en los agroecosistemas. Es así que describen detalladamente dichos procesos, resaltando el nivel de complejidad que pueden alcanzar, las múltiples formas de manifestarse y su relación con la calidad de los suelos. Con respecto a este último punto, realizan una distinción entre los indicadores que permiten evaluar la capacidad funcional del suelo.

En el siguiente capítulo, **Eduardo Musacchio y Luciana Couso** toman como eje central de su estudio a la semilla como base de los agroecosistemas. Biodiversidad, mejoramiento genético vegetal, agrobiotecnología, propiedad intelectual de semillas, son algunos de los tópicos de este estudio el cual adjudica a la semilla un rol central dentro del sistema productivo y en las diferentes modalidades de producción agrarias.

El capítulo 16, a cargo de **Helena Rimski-Korsakov y Raúl Lavado**, está dedicado al impacto del uso de fertilizantes en los agroecosistemas considerando que, a partir del avance e intensificación de la producción agrícola, se incrementa progresivamente su utilización con el propósito de reponer los nutrientes extraídos y mantenerlos acorde a los niveles de producción. La definición y clasificación de los fertilizantes de síntesis inorgánica -sin dejar de lado los abonos orgánicos-, la evolución del uso de los mismos, sus principales características y alternativas de producción, los diferentes objetivos de la fertilización, las alternativas tecnológicas en la aplicación de fertilizantes y la eficiencia de su utilización así como la generación de problemas ambientales derivados de su uso son los temas que componen este capítulo.

El manejo de adversidades biológicas en los cultivos es la problemática que abordan, en el capítulo 17, **Damián Vega y Norma Gorosito** quienes asumen que este manejo requiere de diversas estrategias que pueden ser utilizadas en forma integrada. La reflexión crítica sobre manejo integrado y la consideración del manejo agroecológico como un abordaje alternativo que no requiere el uso de agrotóxicos, que es viable económicamente, socialmente justo, que cuida la naturaleza y la salud, son parte esencial del desarrollo de este capítulo.

En los siguientes capítulos se hace hincapié, por un lado, sobre las principales consecuencias de la intervención del hombre sobre el suelo, el agua y la atmósfera; por otro lado, se analizan las metodologías de diagnóstico en suelos y aguas así como sus posibles soluciones técnicas, destacándose entre estas últimas los avances tecnológicos propuestos por la de agricultura de precisión.

En los capítulos 18 al 20, se indaga sobre las consecuencias de la actividad humana sobre el suelo, la atmósfera y el agua. El suelo, a diferencia de la atmósfera y el agua, posee la capacidad de retener una gran cantidad de contaminantes y a su vez cumple una función depuradora evitando que lleguen a las aguas. Es así que **Patricia Fernández y Filipe Behrends Kraemer** realizan un análisis pormenorizado del ciclado de micronutrientes y del origen de los elementos potencialmente tóxicos, así

como de los factores que influyen en su comportamiento. El suelo es el receptor de los contaminantes que ingresan al agroecosistema por el uso continuado de fertilizantes inorgánicos, abonos orgánicos, plaguicidas, etc. Entre los plaguicidas, se describen las propiedades físico-químicas que inciden en su destino y transporte así como en las características de los suelos que afectan su dinámica.

Con respecto a las consecuencias sobre las aguas, en primer término, **Patricia Fernández y Susana Urricariet** conciben a la huella hídrica como un indicador del uso -directo e indirecto- del agua por parte de los productores que permite demostrar el impacto humano sobre los sistemas hídricos. Asimismo, profundizan sobre los tipos de contaminación y los agentes causantes de los mismos, sobre ciertos casos de relevancia local que ponen de manifiesto el efecto de la actividad antrópica en el agua superficial o subterránea (lixiviación, erosión, contaminación y salinización). Por último, realizan una distinción entre diferentes indicadores de calidad de aguas (físicos, químicos y biológicos) y los criterios utilizados para su selección.

En el caso de los efectos sobre la atmósfera, **Patricia Fernández y Tomás Della Chiesa**, consideran que la contaminación atmosférica es el producto de la intervención del hombre a través de procesos de combustión, cambios en el uso del suelo, prácticas de manejo, entre otros; diferenciando contaminantes gaseosos primarios y secundarios pero prestando especial interés en aquellos gases que contribuyen al efecto invernadero. Si bien los gases más importantes están presentes en la atmósfera de manera natural, las acciones humanas pueden modificar sus concentraciones. Entre los mecanismos de reducción de las emisiones contaminantes al medio ambiente, se analizan las alternativas de los diversos sistemas de producción y los bonos o créditos de carbono propuestos en el marco del Protocolo de Kyoto.

Posteriormente, **Claudia Sainato** se aboca al estudio de las metodologías geofísicas destinadas a la evaluación de la contaminación en suelos y aguas. Dentro de los métodos geofísicos más difundidos se deben considerar los eléctricos y los electromagnéticos. Finalmente, se hace referencia a las aplicaciones de la agricultura de precisión que puede considerarse como una tecnología de proceso que permite reducir el impacto ambiental vinculado a la actividad agropecuaria, disminuyendo fundamentalmente el riesgo de contaminación de suelos y aguas incrementando la eficiencia en la utilización de los insumos.

En el capítulo 22, **María del Pilar Muschietti Piana** y **Susana Urricariet** retoman la temática de la agricultura de precisión, destacando la importancia alcanzada a nivel nacional que se manifiesta en la tendencia creciente en el uso de ciertas herramientas específicas. Las autoras describen las cuatro etapas que atraviesa la implementación de la tecnología en cuestión, partiendo de la recolección y sistematización de información, siguiendo luego su procesamiento y análisis, llegando finalmente a la etapa de planificación y aplicación variable de insumos. El manejo sitio-específico se desarrolla para la aplicación variable de insumos de mayor difusión en el país. Es de interés de las autoras, en un estudio de caso, realizar un análisis crítico de las implicancias económicas y ambientales de esta tecnología.

Por último, en el capítulo anexo **María del Pilar Muschietti Piana** y **Patricia Fernández** desarrollan los ciclos biogeoquímicos de carbono, nitrógeno y fósforo con énfasis en los servicios ecosistémicos. Las decisiones de manejo de los agroecosistemas, que impactan en los distintos procesos, son valoradas en este capítulo para los diversos flujos de entrada y salida de dichos nutrientes.

Agradecemos a Marcela Harris, Damián Vega y Stefano Salinas Chaparro por las hermosas fotos que nos han facilitado para ilustrar la tapa del presente libro.

Autoras y autores

Alejandra P. G. Acosta: Ingeniera Agrónoma (FAUBA). Docteur Mention Biologie-Agronomie (Ecole Nationale Supérieure Agronomique Rennes, France). Profesora Asociada de la Cátedra de Bovinos de Carne, Facultad de Agronomía de la Universidad de Buenos Aires. E-mail: acosta@agro.uba.ar.

Carina Rosa Alvarez. Ingeniera Agrónoma (FAUBA), Magister Scientiae en Ciencia del Suelo (EPG-FAUBA), Doctora en Ciencias Agropecuarias (EPG-FAUBA). Profesora Asociada, Cátedra de Fertilidad y Fertilizantes, Facultad de Agronomía de la Universidad de Buenos Aires. E-mail: alvarezc@agro.uba.ar.

Christian Marcelo Krizaj: Ingeniero Agrónomo (FAUBA). Especialista en Cultivos Intensivos (Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional del Litoral). Jefe de Trabajos Prácticos de la Cátedra de Horticultura, Facultad de Agronomía de la Universidad de Buenos Aires. E-mail: krizajch@agro.uba.ar.

Claudia Mabel Sainato. Licenciada en Ciencias Físicas (FCEN-UBA). Doctora en Ciencias Físicas (FCEN-UBA). Profesora Titular Plenaria de la Cátedra de Física, Facultad de Agronomía de la Universidad de Buenos Aires. E-mail: csainato@agro.uba.ar

Damián Vega. Ingeniero Agrónomo (FAUBA), Magister en Producción Vegetal (EPG-FAUBA), Doctor en Agroecología (UdeA-Colombia). Jefe de Trabajos Prácticos de la Cátedra de Fitopatología, Facultad de Agronomía de la Universidad de Buenos Aires. E-mail: dvega@agro.uba.ar.

Eduardo Mario Musacchio. Ingeniero Agrónomo (FAUBA). Ayudante de primera. Cátedra de Genética, Facultad de Agronomía de la Universidad de Buenos Aires. E-mail: musacchio@agro.uba.ar.

Esteban Daniel Borodowski. Ingeniero Agrónomo (FAUBA) y Especialista en Gestión Ambiental (UNSAM). Profesor Adjunto de la Cátedra de Dasonomía, Facultad de Agronomía de la Universidad de Buenos Aires. A cargo de la Dirección de Producción Forestal del Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca de Nación. E-mail: borodows@agro.uba.ar

Filipe Behrends Kraemer. Ingeniero Agrónomo (FAUBA), Doctor en Ciencias Agropecuarias (EPG-UBA), Magister en Ciencias del Suelo (EPG-FAUBA), Posdoctorado (INTA-Suelos). Profesor adjunto de la Cátedra de Manejo y Conservación de Suelos, Facultad de Agronomía de la Universidad de Buenos Aires. Investigador adjunto (CONICET). E-mail: filipebk@agro.uba.ar

Francisco José Pescio. Ingeniero Agrónomo (FAUBA), Maestría en Desarrollo Rural (EPG-UBA), Especialista en Desarrollo Rural (EPG-UBA). Profesor adjunto de la Cátedra de Economía Agraria, Facultad de Agronomía de la Universidad de Buenos Aires. Coordinador de Extensión y Desarrollo Territorial, EEA AMBA, INTA. E-mail: fjpescio@agro.uba.ar

Georgina Paula García Inza. Ingeniera Agrónoma (FAUBA), Doctora en Ciencias Agropecuarias (EPG-UBA), Posdoctorado (Bunge y Born, CONICET, INIA). Jefa de Trabajos Prácticos de la Cátedra de Fruticultura de la Facultad de Agronomía de la Universidad de Buenos Aires.

Investigadora del Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria de Uruguay. E-mail: garcia@agro.uba.ar.

Helena Rimski-Korsacov. Ingeniera Agrónoma (FAUBA). Doctora en Ciencias Agropecuarias (EPG-UBA). Profesora adjunta de la Cátedra de Fertilidad y Fertilizantes, Facultad de Agronomía de la Universidad de Buenos Aires. E-mail: rimski@agro.uba.ar.

Luciana Laura Couso. Licenciada en Ciencias Biológicas (FCEN-UBA), Doctora en Ciencias Agropecuarias (EPG-UBA), Posdoctorado (Universidad de Buenos Aires). Carrera docente (FAUBA). Jefa de Trabajos Prácticos de la Cátedra de Genética, Facultad de Agronomía de la Universidad de Buenos Aires. E-mail: lcouso@agro.uba.ar.

Marcela Harris. Ingeniera Agrónoma (FAUBA), Candidata a Doctora en Ciencias Agropecuarias (EPG-FAUBA). Jefa de Trabajos Prácticos de la Cátedra de Horticultura, Facultad de Agronomía de la Universidad de Buenos Aires. E-mail: mharris@agro.uba.ar.

María del Pilar Muschietti Piana. Lic. en Economía y Administración Agrarias (FAUBA). Magister Scientiae en Ciencias del Suelo (EPG-UBA). PhD in Agriculture and Natural Resources Sciences (University of Adelaide). E-mail: muschiet@agro.uba.ar.

Norma Beatriz Gorosito. Ingeniera Agrónoma (FAUBA), Doctora en Ciencias Básicas y Aplicadas (UNQ), Profesora adjunta de la Cátedra de Zoología Agrícola, Facultad de Agronomía de la Universidad de Buenos Aires. Profesora Asociada, Laboratorio de Entomología Aplicada y Forense, Dpto. de Ciencia y Tecnología (UNQ). E-mail: ngorosito@agro.uba.ar.

Patricia Beatriz Lombardo. Ingeniera Agrónoma (Facultad de Ciencias Agrarias, UNMDP) y Doctora de la Universidad de Buenos Aires, con mención en el Área de Educación. Profesora Titular de la Cátedra de Economía Agraria, Facultad de Agronomía de la Universidad de Buenos Aires. E-mail: patricia@agro.uba.ar.

Patricia Lilia Fernández. Ingeniera Agrónoma (FAUBA), Doctora en Ciencias Agropecuarias (EPG-UBA), Posdoctorado (Universidad de Leeds, Reino Unido). Profesora adjunta de la Cátedra de Fertilidad y Fertilizantes, Facultad de Agronomía de la Universidad de Buenos Aires. Investigadora asistente (CONICET). E-mail: fpl@agro.uba.ar.

Raúl Silvio Lavado. Ingeniero Agrónomo (FAUBA). Profesor Titular Consulto Cátedra de Fertilidad y Fertilizantes, Facultad de Agronomía de la Universidad de Buenos Aires. Investigador Superior (*ad honorem*) (CONICET). E-mail: lavado@agro.uba.ar.

Susana Urricariet. Ingeniera Agrónoma (UBA), Magister Scientiae en Ciencia del suelo (EPG-UBA). Profesora adjunta jubilada. E-mail: urricari@agro.uba.ar.

Tomás Della Chiesa. Ingeniero Agrónomo (FAUBA), Doctor en Ciencias Agropecuarias (EPG-UBA), Posdoctorado (Iowa State University, Estados Unidos). Jefe de trabajos prácticos de la Cátedra de Climatología y Fenología Agrícolas, Facultad de Agronomía de la Universidad de Buenos Aires. E-mail: tomasdc@agro.uba.ar.

Índice

Presentación del libro	III
Autoras y autores	VII
Capítulo 1 - Conceptos básicos y características de los agroecosistemas <i>Patricia L. Fernández</i>	1
Capítulo 2 - Teoría de sistemas para el estudio de agroecosistemas <i>Patricia L. Fernández</i>	29
Capítulo 3 - Sistemas de producción agrícola <i>Patricia L. Fernández</i>	43
Capítulo 4 - Sistemas de producción ganadera Producción de carne bovina <i>Alejandra Acosta</i>	61
Capítulo 5 - Sistemas de producción ganadera. Producción de leche bovina <i>Alejandra Acosta</i>	78
Capítulo 6 - Sistemas forestales <i>Esteban D. Borodowski</i>	87
Capítulo 7 - Sistemas de producción hortícola <i>Marcela Harris y Christian Krizaj</i>	122
Capítulo 8 - Sistemas de producción frutícolas <i>Georgina Paula García Inza</i>	143
Capítulo 9 - Sistemas de producción orgánicos en la Argentina <i>Helena Rimski-Korsakov, Carina Rosa Álvarez</i> <i>y Patricia Lilia Fernández</i>	168
Capítulo 10 - Evolución del cambio tecnológico en la región pampeana <i>Patricia Lombardo</i>	179
Capítulo 11 - El sistema agroalimentario argentino: principales características y transformaciones <i>Patricia Lombardo</i>	201

Capítulo 12 -	Agricultura post-industrial. El modelo agrario en discusión <i>Francisco Pescio</i>	211
Capítulo 13 -	La soberanía alimentaria y la agroecología; caminos, ¿hacia dónde? <i>Francisco Pescio</i>	230
Capítulo 14 -	Deterioro de los recursos naturales. Degradación y calidad de suelos <i>Patricia Lilia Fernández y Filipe Behrends Kraemer</i>	255
Capítulo 15 -	La semilla como base de los agroecosistemas <i>Eduardo Musacchio y Luciana L. Couso</i>	287
Capítulo 16 -	Uso de fertilizantes y abonos en agroecosistemas <i>Helena Rimski-Korsakov y Raúl Silvio Lavado</i>	308
Capítulo 17 -	Manejo de adversidades biológicas de los cultivos <i>Damián Vega y Norma Gorosito</i>	337
Capítulo 18 -	Efectos de la actividad antrópica en el suelo <i>Patricia Lilia Fernández y Filipe Behrends Kraemer</i>	358
Capítulo 19 -	Efectos de la actividad antrópica en aguas <i>Patricia L. Fernández y Susana Urricariet</i>	397
Capítulo 20 -	Efectos de la actividad antrópica agropecuaria sobre la atmósfera <i>Patricia L. Fernández y Tomás Della Chiesa</i>	418
Capítulo 21 -	Tecnologías aplicadas a la contaminación de suelos y aguas <i>Claudia M. Sainato</i>	450
Capítulo 22 -	Agricultura de precisión <i>María del Pilar Muschietti Piana y Susana Urricariet</i>	465
Capítulo 23 -	Ciclado de nutrientes en agroecosistemas <i>M. del Pilar Muschietti Piana y Patricia L. Fernández</i>	490
Capítulo 24 -	Cultivos hortícolas: ¿cómo es la producción? <i>Marcela Harris y Christian Krizaj</i>	508

Conceptos básicos y características de los agroecosistemas

CAPÍTULO

1

Patricia L. Fernández

1. Definición de ecosistema

Desde los siglos XVIII y XIX los naturalistas, menciona Rincón (2011), empezaron a preocuparse por conocer formalmente los patrones de distribución de los organismos, tratando de entender cómo éstos se formaban y mantenían por la interacción de la biota con el ambiente físico. Sin embargo, su visión de las comunidades naturales era espacial y estática debido a que no se consideraba que éstas cambiaban en el tiempo. Fue recién hacia comienzos del siglo XX que se empezaron a incorporar aspectos temporales en la distribución de los organismos.

Armenteras *et al.* (2016) señalan que la palabra *ecosistema* fue utilizada por primera vez por Tansley, en 1935, para comprender y describir las complejas interacciones entre factores bióticos y abióticos. El concepto de ecosistema de Tansley identifica un sistema. En general, planteaba un concepto físico, enfatizando la interacción de los componentes físicos, químicos y biológicos. Estos componentes actuaban juntos para formar un ecosistema, el cual a su vez formaba parte de una jerarquía de sistemas físicos desde el universo hasta el átomo. Más tarde, Odum (1971) describe a los ecosistemas como la unidad que incluye todos los organismos en un área determinada que interactúan con el ambiente físico y, por lo tanto, el flujo de energía define de manera clara la estructura trófica, la diversidad biótica y los ciclos de materiales dentro del sistema o el ecosistema. El ecosistema es la unidad básica fundamental en la ecología.

Para tratar de solucionar el problema de los límites de los ecosistemas, Jorgensen *et al.* (1992) tratan el concepto de ecosistema desde el punto de vista de las relaciones y no sólo de las entidades. Estos autores parten de una perspectiva relacionista, en donde las entidades son definidas desde las relaciones, y hacen énfasis en la integración de las unidades con el entorno, lo que permite que la delimitación de un ecosistema sea irrelevante para la comprensión de su identidad espacial.

Como sistemas ecológicos se entiende al organismo o grupos de organismos, incluidos sus entornos, unidos por alguna forma de interacción regular o interdependencia (Ricklefs, 1996). La extensión y complejidad de los sistemas ecológicos es muy amplia y puede abarcar desde los microorganismos del suelo hasta la biósfera que cubre la superficie de la tierra y, en ambos casos, responden a principios similares de funcionamiento ecológico. Partiendo de este concepto, el ecosistema se define como el sistema funcional de relaciones complementarias entre los organismos vivos y su ambiente, delimitado por fronteras definidas arbitrariamente en un tiempo y espacio, que parece mantener un estado estable de equilibrio, pero que a la vez es dinámico (Odum, 1999; Gliessman, 2000).

Los ecosistemas difieren en el número de componentes. Sin embargo, las propiedades particulares del sistema no dependen sólo de sus componentes, sino de las relaciones recíprocas entre ellos (Saran-dón, 2002a). Entre los componentes del ecosistema según su función se diferencian en: productores, consumidores y descomponedores o detritívoros. Los *productores* son capaces, mediante el proceso de fotosíntesis, de transformar y acumular la energía lumínica en energía química y están representados por las plantas. Los *consumidores* no son capaces de utilizar la energía lumínica, sino que requieren

de los productores para subsistir y, por lo tanto, se ubican en un nivel trófico superior. Dentro de los consumidores se distinguen: la fauna silvestre (*e.g.* liebres, roedores), los insectos y los animales domesticados (*e.g.* bovinos, aviares, ovinos, caprinos, etc.). A su vez, es posible considerar dos niveles tróficos: los que se alimentan de vegetales, representados por los consumidores primarios, y los que lo hacen de animales denominados consumidores secundarios (*e.g.* predadores de insectos, carnívoros, aves rapaces). Los *detritívoros* o *descomponedores* también son consumidores, pero, en este caso, se alimentan de tejido muerto de plantas. Estos componentes son los responsables del ciclado de la materia orgánica y de los nutrientes y están representados por numerosos microorganismos y artrópodos.

Los límites del ecosistema no son fijos, sino que dependen del interés u objeto de análisis y se deben definir claramente para distinguir las entradas y salidas (materia, energía, etc.) del ecosistema. Cuando los límites no se definen con precisión se pueden confundir algunas salidas con el ciclado interno entre sus componentes (Sarandón, 2002a).

Los niveles jerárquicos se refieren a la relación que se establece entre los diferentes sistemas. Un sistema puede ser subsistema de un sistema de mayor jerarquía y, a su vez, contener varios subsistemas y así sucesivamente en función de su complejidad. En general, se aceptan tres niveles jerárquicos: el sistema de interés, el que está por encima o lo contiene y los subsistemas o componentes del mismo (Sarandón, 2002a).

Los sistemas tienen una estructura que les permite cumplir con una determinada función. La estructura de un ecosistema puede ser simple o compleja dependiendo del número y tipo de componentes, así como de las interrelaciones entre estos últimos. La relación entre los componentes puede ser competitiva (cuando utilizan los mismos recursos, y éstos se encuentran provistos en cantidades escasas), cíclica (cuando forman parte de un ciclo, como los ciclos biogeoquímicos) o trófica (cuando un componente sirve de alimento a otro) (Sarandón, 2002a).

2. Ecosistemas y agroecosistemas

La energía como común denominador de todos los ecosistemas diseñados por el hombre o ecosistemas naturales es la impulsora de éstos. La fuente y cantidad de energía establece en mayor o menor grado el tipo y número de organismos, así como la ruta de los procesos funcionales en un ecosistema determinado (Odum, 1999).

Los ecosistemas naturales son impulsados por la energía solar. Ante deficiencias de agua o de nutrientes, generan adaptaciones de los organismos para vivir y usar con eficiencia la energía u otros recursos escasos. En el otro extremo, los ecosistemas urbanos son totalmente diseñados por el hombre e impulsados por combustibles. Por ejemplo, las ciudades se administran de tal modo que, la energía solar es desaprovechada. En una situación intermedia se encuentran los agroecosistemas definidos por Odum y Barrett (2004) como un tipo especial de ecosistemas intermedios entre los naturales y los urbanos.

Los *agroecosistemas* son comunidades de plantas y animales que interactúan con su ambiente físico y químico, el cual ha sido modificado para producir granos, hortalizas, frutas, fibras, biocombustibles y otros productos para el consumo y procesamiento humano (Altieri, 2002). El ser humano, al “subsidiar” los ecosistemas naturales para su propio beneficio, adquirió la habilidad de aumentar

la producción de granos, hortalizas, frutas, y fibras vegetales fácilmente cultivables, procesables y de amplio uso. En consecuencia, los agroecosistemas son ecosistemas “subsidiados”, manejados por el hombre e impulsados por la energía solar (Odum, 1999).

En términos energéticos, los agroecosistemas industriales actuales son dependientes de grandes cantidades de energía fósil. Esta entrada de energía proviene del laboreo del suelo, los fertilizantes, el riego, el control de adversidades (enfermedades, insectos y malezas) y la selección genética. En la historia de la humanidad se ha intentado canalizar a través de los agroecosistemas la mayor cantidad de energía hacia la obtención de productos para adquirir alimentos. En cambio, en los ecosistemas naturales los productos de la fotosíntesis se distribuyen entre muchas especies y productos y, también, almacenan energía como reserva para afrontar condiciones adversas con estrategias de diversificación para la supervivencia (Odum, 1999).

La transformación de los ecosistemas naturales en sistemas productivos agrícolas, ganaderos, forestales, frutícolas u hortícolas altera la estructura y función del ecosistema. En otras palabras, los agroecosistemas modifican la transferencia natural de materia y energía entre la biota y el medio físico (Tilman *et al.*, 2002). Algunos de estos procesos de transferencia se consideran servicios que brinda el ecosistema y que el hombre usufructúa con el manejo de los agroecosistemas (Daily, 2000). Algunos ejemplos de estos procesos son: la mineralización de la materia orgánica, la polinización o la producción de granos y fibras, entre otros.

La necesidad de una visión sistémica al abordar el estudio de los agroecosistemas implica que éstos deben visualizarse como sistemas ecológicos asociados a variables socioeconómicas que tienen por finalidad una producción de utilidad económica (Sarandón, 2002a). Por el contrario, la falta de esta visión no permitiría distinguir con claridad los límites del sistema, así como las salidas y entradas a través del mismo. Finalmente, toda producción implica una apropiación del ecosistema y existe una preocupación social creciente en relación con la dependencia de insumos y las salidas indeseables de los agroecosistemas. La visión holística implica reconocer que el todo es más que la suma de las partes, ya que es imposible interpretar el comportamiento de un sistema sólo basado en el estudio del comportamiento de sus partes. El conocimiento de estos fenómenos es necesario para manejar los agroecosistemas de manera de compatibilizar la obtención de un flujo de bienes y servicios sin comprometer la capacidad productiva de los recursos para las futuras generaciones (Sarandón, 2002a).

3. Diferencias entre ecosistemas naturales y agroecosistemas

Una de las diferencias importantes entre ecosistemas naturales y agroecosistemas es la diversidad biológica, tanto de especies como genética. En los ecosistemas naturales la acción de los herbívoros se encuentra regulada, mientras que en los agroecosistemas algunos herbívoros pueden convertirse en plaga. Las complejas interacciones bióticas que imperan dentro de los límites impuestos por la disponibilidad de recursos físicos, modulan la productividad del ecosistema o biomasa acumulada (Gliessman, 2004). En los ecosistemas naturales el proceso de selección de los organismos a través del tiempo establece una estructura biológica compleja dentro de los límites impuestos por factores ambientales como la temperatura, las precipitaciones y diversas interacciones tróficas (**Cuadro 1.1**). La selección genética dirigida por el hombre y la simplificación de los agroecosistemas condujo a la pérdida de biodiversidad y reducción de interacciones tróficas, con lo cual se perdieron mecanismos

de autorregulación. Los insumos utilizados en la agricultura, como semillas y productos para el control de adversidades, requieren grandes subsidios de energía. En un sistema de producción agrícola simplificado, al disminuir la diversidad biológica, se interrumpen los sistemas naturales de control de plagas (Gliessman, 2000). Los monocultivos se caracterizan por la gran uniformidad en la estructura de los cultivos, la discontinuidad temporal y la simplificación de las cadenas tróficas. La simplificación de estos agroecosistemas incrementa la dependencia de insumos externos y el control humano debido a la baja biodiversidad y a los ciclos de nutrientes abiertos.

Cuadro 1.1. Diferencias entre los ecosistemas naturales y los agroecosistemas actuales con alto uso de insumos. Adaptado de Altieri (1995), Gliessman (2000) y Sarandón (2002a).

Características	Ecosistemas naturales	Agroecosistemas
Control humano	Independiente	Dependiente
Productividad neta	Media	Alta
Permanencia temporal	Prolongada	Corta
Ciclado de nutrientes	Cerrado	Abierto
Diversidad de la estructura	Alta	Baja
Interacciones tróficas	Compleja	Simple, lineal
Biodiversidad (especies y genética)	Alta	Baja
Estabilidad	Alta	Baja
Fenología	Sincronizada	Estacional
Selección	Natural (evolución)	Económica

4. Procesos ecológicos en los agroecosistemas

El ser humano, al manipular los recursos físicos y biológicos para producir según la tecnología utilizada, influye de distinto modo en los procesos energéticos, biogeoquímicos, hidrológicos, sucesionales y de regulación biótica. Esta influencia se puede evaluar en términos de insumos utilizados, productos obtenidos, formas de almacenamiento y transformaciones.

4.1. Procesos energéticos

El flujo de energía es uno de los procesos fundamentales en los ecosistemas. La energía emitida por el sol es recibida por las plantas y sufre numerosas transformaciones físicas al convertir la energía lumínica en energía química (e.g. hidratos de carbono). La energía no se recicla, sólo circula y fluye a través de los sistemas cambiando de calidad, perdiendo su capacidad de generar trabajo y disipándose (Odum, 1999).

Los componentes capaces de fotosintetizar -denominados productores primarios- son los encargados de producir biomasa en el sistema. El producto de la fotosíntesis es la producción primaria bruta (PPB). Una parte de esta energía fijada se utiliza para el crecimiento, mientras que el resto se requiere para el mantenimiento de las estructuras. El otro proceso esencial es la respiración (R), que

consume parte de lo acumulado por la fotosíntesis para obtener energía para otros procesos vitales. La diferencia entre la fotosíntesis y lo consumido por respiración se denomina producción primaria neta (PPN), como resumen la *Ecuación 1*.

$$PPN = PPB - R$$

Ecuación 1

El balance entre PPB y R determina si el ecosistema acumula biomasa (materia seca), resultando la $PPN \geq 0$. En los agroecosistemas predomina la $PPN > 0$, es decir que la fotosíntesis es mayor que la respiración, siendo el objetivo de los agroecosistemas que exista un excedente para el consumo, la venta o transferencia a otros agroecosistemas.

En cambio, en los ecosistemas naturales maduros (clímax) $PPN = 0$ (R es igual a la PPB), manteniéndose el sistema inalterado o con pocas variaciones en la cantidad de biomasa acumulada. Esto se debe a que los ecosistemas naturales generalmente tienen grandes estructuras que no realizan fotosíntesis pero que respiran -como los troncos de los árboles o las raíces- y que son indispensables para mantener las funciones del ecosistema. En el caso de $PPN < 0$, se asocia a ecosistemas subsidiados -como las ciudades- que necesitan de la existencia de los agroecosistemas para producir un excedente para su sustento.

El otro concepto importante es la diferencia entre biomasa y productividad. La biomasa presente en un sistema, y en un momento dado, puede ser el producto de muchos años de acumulación de materia seca. En cambio, la productividad es la cantidad acumulada por unidad de tiempo y por unidad de área.

La eficiencia y el tipo de energía utilizada diferencian los ecosistemas naturales de los agroecosistemas. En los agroecosistemas, además de la energía lumínica, se utilizan otras fuentes de energía principalmente la energía fósil que, por el momento, constituye la más importante y motivo de preocupación por ser un recurso no renovable. Las entradas de energía a los agroecosistemas son: combustibles, riego, fertilizantes, plaguicidas y laboreo, etc. Otras fuentes de energía significativas son el trabajo humano y el que realizan los animales en ausencia de mecanización agrícola. El hombre direcciona los flujos de energía a través de las decisiones que toma sobre la producción primaria y la proporción de los productos obtenidos que canaliza para consumo directo o de animales (cadenas tróficas).

Los diversos insumos de los agroecosistemas, como la radiación solar, mano de obra, trabajo de maquinarias, fertilizantes, herbicidas, etc., se pueden convertir en valores energéticos. Asimismo, los productos del sistema, los vegetales y los animales, también pueden expresarse en términos de energía. Puesto que el costo y la disponibilidad de la energía proveniente de los combustibles fósiles son factores limitantes en los sistemas productivos, resulta de interés estimar las relaciones energéticas de los productos obtenidos. Una medida del uso de la energía es la eficiencia energética del sistema, que se entiende como la relación entre la energía que sale (unidades de energía de los alimentos) y la que entra (unidad que se incorpora en el sistema). Las unidades equivalentes más frecuentemente utilizadas son Mjoulés o Kcalorías (Sarandón, 2002a).

En el proceso de intensificación del uso de la energía en la agricultura se pueden reconocer tres etapas: (i) pre-industrial: utiliza sólo insumos de mano de obra y relativamente bajos niveles de insu-

mos externos, (ii) semi-industrial: utiliza altos niveles de insumos de fuerza animal y humana y, (iii) industrial: utiliza gran cantidad de insumos como combustibles fósiles, maquinaria, plaguicidas y fertilizantes (Altieri, 1995). A modo de ejemplo, se puede decir que en Estados Unidos (en adelante, EE.UU.), desde 1700 hasta 1900, se incrementó el uso de la energía 17 veces, mientras que los rendimientos de maíz se incrementaron sólo tres veces (Pimentel y Pimentel, 2008). En los agroecosistemas actuales, con gran uso de insumos, la eficiencia energética no supera, en la mayoría de los casos, valores de 1-2.

La agricultura, desde la óptica del balance energético, se puede comprender como un proceso que intenta revertir la tendencia natural de los ecosistemas que son propensos a incrementar la cantidad de energía disipada impidiendo el retorno de ésta al sistema. En los agroecosistemas actuales existen fuentes de ineficiencia como una elección incorrecta de la fecha de siembra o densidad de plantas, material genético inadecuado, control de adversidades deficiente, entre otros. Estas ineficiencias resultan en una disminución de la calidad de los procesos, ya que la energía disipada no se canaliza a la producción de biomasa o servicios ecosistémicos. Por ello, el flujo de energía que no puede canalizarse a través de algún componente del sistema podría desencadenar reacciones químicas o procesos físicos dando lugar al deterioro ambiental (*e.g.* calentamiento global, erosión del suelo, destrucción de la capa de ozono) (Ferraro, 2011).

4.2. Procesos biogeoquímicos

El ciclado de nutrientes es un proceso fundamental tanto en los ecosistemas naturales como en los agroecosistemas. Los ciclos biogeoquímicos (bio: vivo, geo: roca/suelo y químico: proceso) se entienden como las trayectorias más o menos recurrentes de los nutrientes entre los organismos y el ambiente (Odum, 1999). En última instancia, son transformaciones químicas que han sufrido los materiales originales en la evolución de los suelos y que, actualmente, determinan su fertilidad. En estos procesos, los componentes biológicos (microorganismos) resultan fundamentales en las transformaciones sufridas por los elementos por ciclados en el sistema suelo-agua-atmósfera. A modo de ejemplo, las bacterias celulolíticas, los nitrificadores y nitratores son responsables de la descomposición de residuos vegetales, liberando los nutrientes disponibles, los cuales pueden ser absorbidos por las plantas. Para optimizar el ciclado de nutrientes, se requiere el aporte significativo de carbono manteniendo el suelo cubierto con residuos vegetales, la conservación de la biodiversidad de los organismos del suelo, el incremento de la actividad microbiana, la presencia de lombrices y los agentes que contribuyen a mantener la estabilidad estructural del suelo. Por ello, en el manejo de los agroecosistemas es importante entender los ciclos de nitrógeno y fósforo, por ser nutrientes de altos requerimientos por parte de los cultivos y porque se asocian directa o indirectamente con el ciclado de carbono (ver Anexo).

Los nutrientes denominados disponibles son las formas químicas como las plantas los absorben. En proporción, las cantidades de nutrientes disponibles son generalmente menores en más de un orden de magnitud que las cantidades totales. La tasa de liberación de nutrientes disponibles se asocia estrechamente con los ciclos biogeoquímicos. El nitrógeno puede ingresar al agroecosistema por fijación biológica del nitrógeno atmosférico. En cierto modo, la absorción de fósforo se puede incrementar con cultivos asociados a micorrizas que permiten mayor exploración de suelo. Sin embargo, este nutriente no tiene vías naturales de reposición y es necesario el uso de fertilizantes o abonos para mantener la fertilidad fos-

forada. El reciclaje de nutrientes en sistemas agroforestales, por mayor exploración radical de los árboles permite reducir ineficiencias de los cultivos anuales en la absorción de estos.

Las vías de entrada de nutrientes a los agroecosistemas son la fijación simbiótica y asimbiótica de nitrógeno atmosférico, fertilizantes, abonos orgánicos y, en menor medida, de nutrientes contenidos en el agua de lluvia. Las salidas de los agroecosistemas se dan, en gran medida, por exportación de nutrientes a través del grano o forraje cosechado (heno) y aquellos exportados en los productos obtenidos de las actividades ganaderas y forestales. Otras salidas, denominadas pérdidas, se asocian a la lixiviación de nutrientes por debajo de la zona de exploración de las raíces, la desnitrificación y volatilización de nitrógeno, las emisiones a la atmósfera de nitrógeno y azufre por quema de la vegetación, los procesos de erosión y escurrimiento, entre los más importantes.

El lugar donde se almacenan los nutrientes también difiere entre ecosistemas. A modo de ejemplo, en una selva gran parte de los nutrientes se almacenan en la madera y copa de los árboles mientras que en praderas de clima templado y suelos profundos la mayor parte de los nutrientes se encuentra en el suelo.

4.3. Procesos hidrológicos

El agua es fundamental en todos los ecosistemas. Además de su papel fisiológico, el agua influye como insumo de la producción y en los procesos de pérdida de nutrientes por lixiviación y escurrimiento. El agua que ingresa al agroecosistema en forma de precipitaciones, riego y por cursos de agua se puede perder por evaporación, transpiración, escurrimiento y drenaje profundo. Considerando al perfil del suelo como reservorio o capaz de almacenar agua, el balance hídrico del agroecosistema se puede expresar de acuerdo a la *Ecuación 2*:

$$\Delta \text{ Agua almacenada} = P + R - ET - ES - D$$

Ecuación 2

donde P: precipitaciones, R: riego, ET: evapotranspiración que incluye la evaporación de agua desde el suelo y la transpiración de las plantas, ES: escurrimiento superficial y D: drenaje profundo.

El agua almacenada en el suelo es la que utilizan las plantas y el agua subterránea se extrae para uso humano y ganadero. Si bien el consumo humano y ganadero es cuantitativamente muy inferior al consumo de las plantas, es motivo de preocupación creciente su calidad.

Los sistemas de cultivo, labranzas y condiciones del suelo afectan el balance de agua. El drenaje de suelos anegados acelera las pérdidas por percolación profunda. Los sistemas de labranza profunda laboreados en el sentido de la pendiente favorecen el escurrimiento superficial y los procesos asociados a la erosión hídrica. Por el contrario, los sistemas bajo siembra directa que dejan cubierto el suelo con residuos vegetales pueden reducir la erosión y la evaporación del suelo. Otras prácticas, como la rotación de cultivos y aporte de residuos vegetales, provocan además efectos favorables en la estructura de los suelos que, indirectamente, favorecen el ingreso de agua al agroecosistema.

Las precipitaciones son determinantes del tipo de cultivo que se adapta a las diversas regiones. Para la agricultura de secano (recibe sólo agua de precipitaciones) se conocen relaciones entre las

precipitaciones y la evapotranspiración que permiten definir el período de cultivo más favorable en determinada región (Altieri, 1995).

4.4. Procesos sucesionales

Los ecosistemas no son estáticos, sino que tienden al desarrollo (Odum, 1999). Tanto los ecosistemas naturales como los agroecosistemas tienden hacia un cambio dinámico en el tiempo, como consecuencia de fuerzas externas y de procesos de desarrollo generados dentro del sistema. El concepto de sucesión describe los cambios estructurales y funcionales que experimenta un ecosistema en el transcurso del tiempo (Sarandón, 2002a). Es un proceso ordenado y por ello previsible, que se observa en todo el ecosistema y esta tendencia culmina con el establecimiento de un ecosistema estable. La etapa final de sucesión de un ecosistema se conoce como clímax y sus componentes dependen de las características climáticas de la región y su ubicación geográfica, entre otros aspectos. En la etapa clímax se alcanza, en teoría, la máxima biomasa por unidad de energía (Odum, 1999).

En el proceso de sucesión, los organismos que ocupan un sitio modifican gradualmente las condiciones ambientales favoreciendo que otras especies puedan reemplazar a los habitantes originales. Esto difiere totalmente con la agricultura moderna. En los agroecosistemas la continuidad espacio-temporal es poco frecuente, ya que los componentes del sistema aparecen y desaparecen de manera abrupta. A modo de ejemplo, cuando se siembra un cultivo en poco tiempo se cubre el suelo con alta densidad de plantas del cultivo, se eliminan las malezas y luego se cosecha. Luego, pueden transcurrir dos a seis meses sin cultivo, siendo ocupado el espacio por malezas.

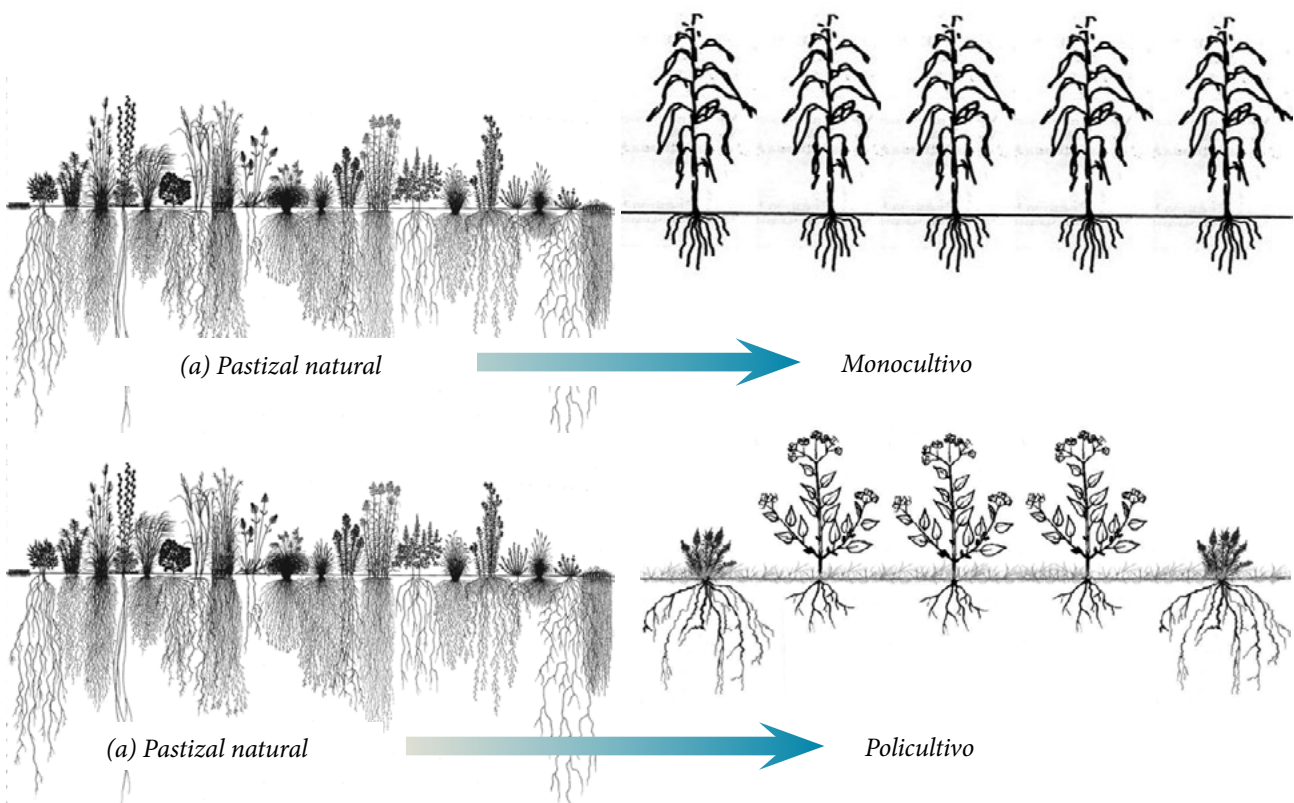


Figura 1.1. Representación esquemática de sucesión cuando el ecosistema natural pasa a ser un (a) monocultivo y (b) policultivo. Adaptado de Wojtkowski (2006).

En consecuencia, en los agroecosistemas actuales, a menudo, no se logra sincronizar la actividad de los microorganismos con los requerimientos de los cultivos. Por ejemplo, durante la cosecha, se incorporan al suelo grandes volúmenes de residuos vegetales con altos contenidos de carbono que pueden inmovilizar el nitrógeno por cierto tiempo. Para descomponer dichos residuos el número de organismos celulolíticos debería incrementarse y, con la muerte de estos, se liberaría nitrógeno disponible para las plantas. Los procesos naturales son poco aprovechados en los agroecosistemas actuales. La falta de ajuste de los mencionados procesos con los requerimientos de los cultivos puede desencadenar efectos indeseables como la lixiviación en el caso de nutrientes móviles como el nitrógeno.

En los agroecosistemas actuales la sucesión se simplifica llegando al extremo en los monocultivos donde se sucede el mismo cultivo en años sucesivos y en grandes extensiones (*Figura 1.1a*). El caso contrario, cuando coexiste más de un cultivo en el espacio y tiempo (policultivos, sistemas agroforestales, rotación de cultivos) se observa una tendencia hacia la complejidad (*Figura 1.1b*). En este último caso, la estrategia de cultivo acompaña la tendencia natural incrementando la biodiversidad tanto por encima como por debajo de la superficie del suelo imitando la sucesión natural y con mayor eficiencia para captar recursos como agua y nutrientes disponibles.

4.5. Procesos de regulación

El control de la sucesión y la protección contra insectos, malezas y enfermedades representan dificultades importantes para mantener la continuidad en la producción de los agroecosistemas. Las alternativas para lograr este objetivo son: (i) ninguna acción, (ii) acción preventiva (variedades resistentes, elección de la fecha de siembra, distanciamiento entre hileras, impedir el acceso de plagas a los cultivos), o (iii) acción directa (plaguicidas, control biológico, técnicas culturales). El manejo de las plagas generalmente emplea una combinación de estos tres métodos. Estas alternativas intentan que el sitio sea menos atractivo para las plagas, convirtiendo el ambiente en inadecuado para éstas, pero favorable para los enemigos naturales, interfiriendo en la diseminación o alejándolas de los cultivos. La adopción de alguna de estas estrategias surge como interacción entre el conocimiento de los agricultores, su entorno biofísico y socioeconómico (Altieri, 1995).

Además, en las plantas ocurren distintos procesos internos de ciclado como los ciclos reproductivos, las fases fenológicas y la partición de recursos. Los ciclos reproductivos se refieren a la forma como se reproducen. Las fases fenológicas comprenden los diferentes estadios de desarrollo observables a lo largo del ciclo de vida de una planta desde su nacimiento hasta la muerte. La partición o asignación de recursos es la forma como la energía fijada como biomasa se distribuye en los distintos órganos vegetales: raíces, tallos, hojas, frutos, órganos de reserva, entre otros. Estas características se asocian con la eficiencia con que realizan sus funciones los procesos de regulación biótica (Sarandón, 2002a).

5. Servicios ecosistémicos

El concepto de servicios ecosistémicos, de acuerdo con Alteser *et al.* (2010), representa una aproximación para incorporar la dimensión ambiental en la toma de decisiones, planificar el uso de la tierra y promover el bienestar humano. También ha sido señalado como favorecedor en la articulación

entre el sistema científico y los tomadores de decisiones, públicos y privados, lo que hace posible la resolución de conflictos sobre bases más objetivas. Durante el 2000 se ha incrementado el número de trabajos en los cuales se discute el concepto de servicios ecosistémicos en busca de definiciones claras y operativas.

Las primeras definiciones de servicios ecosistémicos fueron planteadas por Ehrlich y Mooney (1983). Luego, Daily (1997), definió los servicios ecosistémicos como “las condiciones y procesos a través de los cuales los ecosistemas sostienen y satisfacen la vida humana”. Costanza *et al.* (1997) hablan de “los beneficios que las poblaciones humanas obtienen directa o indirectamente de las funciones ecosistémicas”. Años más tarde, por iniciativa de la Organización de las Naciones Unidas (ONU), se convocó a más de 1300 científicos sociales y naturales de diferentes partes del mundo para la elaboración de un informe en el cual se definió a los servicios ecosistémicos como los beneficios que proveen los ecosistemas a los seres humanos (MEA, 2003). En este informe también se propuso una clasificación de los servicios ecosistémicos en cuatro grandes grupos (**Cuadro 1.2**). Se agruparon como “servicios de provisión” a los productos obtenidos de los ecosistemas (*e.g.* madera, agua potable, fibras, etc.). Los procesos ecosistémicos (*e.g.* la regulación climática e hídrica, la polinización, etc.) se reunieron como “servicios de regulación”. Los beneficios no materiales (*e.g.* la recreación, la educación, la estética, etc.) fueron asociados como “servicios culturales”. Por último, todos aquellos procesos necesarios para la producción del resto (*e.g.* la productividad primaria, la formación de suelo y el ciclado de nutrientes) fueron definidos como “servicios de soporte”.

Cuadro 1.2. Bienes y servicios de los ecosistemas asociados a funciones de provisión, regulación, procesos ecológicos y culturales. Adaptado de De Groot *et al.* (2002).

Provisión	Regulación	Soporte	Culturales
Alimentos	Formación del suelo	Refugio	Recreación
Fibras, forraje, madera	Regulación climática	Protección	Estético cultural
Recursos genéticos	Suministro de agua	Ciclos biogeoquímicos	Espiritual
Recursos medicinales y ornamentales	Prevención de riesgos climáticos y erosión		Científicos y de educación
	Regulación del agua		
	Regulación de gases		
	Tratamiento de efluentes		
	Polinización		
	Control biológico		

La idea de servicios ecosistémicos se vincula a la simpleza de su relación con la valuación del capital natural (Daily *et al.*, 2009) y la posibilidad de tener un lenguaje común con economistas y sociólogos. Puelo (2010) señala que el informe de Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (MEA, 2004) asocia con claridad el nivel de provisión de servicios ecosistémicos con el bienestar humano. El concepto de servicios ecosistémicos asume una postura antropocéntrica en la cual la conservación de la naturaleza se inscribe en la necesidad de satisfacer demandas de la sociedad (Goulden y Kennedy, 1997). Además, tiene la particularidad desde el punto de vista biofísico de posibilitar un vínculo directo entre los servicios ecosistémicos, el funcionamiento y la estructura de los ecosistemas (Costanza

et al., 1997). Teniendo en cuenta todas estas consideraciones, se define a los servicios ecosistémicos como los aspectos de los ecosistemas utilizados (de forma activa o pasiva) para generar bienestar humano (Boyd y Banzhaf, 2007; Fisher *et al.*, 2009).

Balvanera *et al.* (2010) indican que la MEA tuvo el fin de conocer el estado actual y las tendencias de deterioro de los ecosistemas, los servicios ecosistémicos que proveen, así como generar opciones para conservar, restaurar y usar de manera sustentable los ecosistemas. A través de la síntesis de conocimientos, la MEA pretende contribuir a la mejora de la toma de decisiones sobre el manejo de los ecosistemas y el bienestar humano, y al desarrollo de capacidades para realizar evaluaciones científicas sobre estos aspectos (MEA, 2005). La MEA demostró que las actividades humanas ejercen una presión importante sobre los ecosistemas terrestres, marinos y acuáticos del planeta, que ponen en riesgo su capacidad para sustentar a las generaciones futuras. Esta evaluación identifica posibles acciones apropiadas en materia de políticas públicas para revertir la degradación de los servicios ecosistémicos y construir escenarios de mayor sustentabilidad para los próximos 50 años (MEA, 2005). Una noción importante en este marco conceptual es el bienestar humano, que se define a partir del acceso a satisfactores materiales básicos para una buena calidad de vida, y también por la libertad de elección y acción, la salud, las buenas relaciones sociales y la seguridad (MEA, 2003). La valoración del bienestar, sin embargo, depende de la experimentación y percepción de las personas, así como de los contextos histórico, geográfico, cultural y ecológico en que se vive (Carpenter *et al.*, 2009).

Viglizzo *et al.* (2010) aceptan la valoración de la naturaleza a través de su capacidad para producir bienes y servicios ecosistémicos, como una estrategia hábil introducida por los ecólogos para llamar la atención de los economistas ortodoxos. Los economistas sólo computan los activos naturales que tienen un valor tangible de mercado, pero ignoran a los intangibles. La consecuencia inevitable es que los intangibles ambientales, al ser propiedad de todos y no ser de nadie, están expuestos a una explotación irreversible. Este sentido de la propiedad individual no necesariamente se extrapola en forma lineal a comunidades tradicionales en las cuales el concepto de propiedad tiene una connotación comunitaria, o no es necesario explicitarlo porque lo es de hecho, es el territorio y las condiciones que habitan. La noción de bien y servicio ecosistémico se presenta como un paso concreto que permite entender mejor (y hacer entender) de qué manera los activos naturales afectan la calidad de la vida en la Tierra (Daily, 1997; 2000; Folke, 2006).

En esa línea, Balvanera *et al.* (2010) encuentran que la valuación económica de los servicios ecosistémicos ha sido un instrumento importante para transmitirles a los actores clave en la toma de decisiones la importancia de los ecosistemas y de los servicios que proveen bienestar a las sociedades (Costanza *et al.*, 1997; de Groot *et al.*, 2002; Daily *et al.*, 2009). La valoración económica de los servicios ambientales es una herramienta que está siendo adoptada en muchos países de América Latina. Sin embargo, es importante considerar que la valoración depende de los intereses y los valores de quienes la asignan (Costanza y Farber, 2002). Es necesario integrar las necesidades de los distintos actores de la sociedad en estas valoraciones (Nelson *et al.*, 2009).

Así, Paruelo (2010) señala que la valoración económica de los servicios ambientales ha sido criticada como mecanismo para la toma de decisiones debido a que no todos los actores involucrados están igualmente informados o por la desconexión espacial y temporal entre acciones y consecuencias (Carpenter *et al.*, 2009). No obstante, sigue siendo uno de los contextos de uso del concepto de servicios ecosistémicos más difundido. Quienes definen este punto, le asignan la importancia de que

su ausencia ha sido considerada como una de las causas de la caída en los niveles de provisión de los servicios ecosistémicos (MEA, 2004).

Entonces, la dificultad más obvia para valorar económicamente los servicios ecosistémicos es la ausencia de un mercado que fije un precio (Paruelo, 2010). Otra limitante central es la dificultad para establecer de manera cuantitativa en qué medida un cambio estructural o funcional de un ecosistema dado afectará el bienestar humano. En muy pocos casos se conocen lo suficientemente bien las funciones de producción de los distintos servicios, es decir el vínculo entre la estructura y funcionamiento del ecosistema y el nivel de provisión de un servicio (Heal, 2000).

Los granos, los alimentos frescos, las fibras y los combustibles que satisfacen las demandas de la población están disponibles gracias a la creciente acción del ser humano y a su tecnología sobre una serie de funciones y servicios de provisión y soporte ofrecidos por la naturaleza (Daily, 1997; De Groot *et al.*, 2002; MEA, 2005). Una clara definición y detalle de las funciones y servicios de los ecosistemas se encuentran en Daily (1997) y en De Groot (2002). Rótolo (2010) indica que estas funciones y servicios, en definitiva, son el potencial natural de la región y determinan el bienestar de las personas. Así la sociedad, en forma recíproca, al intervenir de manera directa o indirecta sobre ellos modifica en cierta forma las interacciones dentro del medio natural y entre éste y el medio socioeconómico.

Alteser *et al.* (2010) indicaron que América Latina en general, y la Argentina en particular, se caracterizan por poseer economías basadas sobre la exportación de grandes volúmenes de unos pocos productos con valor agregado bajo. Este tipo de exportaciones tiene poca capacidad de generación de empleo y ejerce una demanda fuerte sobre los recursos naturales. El capital natural del cual proviene se encuentra amenazado seriamente. Las amenazas se asocian a la erosión de la biodiversidad, la degradación de los suelos, la contaminación del agua, la deforestación y la desertificación, entre otros aspectos. La proporción baja de áreas protegidas en el territorio argentino subraya la importancia de alcanzar sistemas productivos y de uso de la tierra que conserven el capital natural como base productiva de la sociedad.

El paisaje agrícola ha disminuido su capacidad o habilidad para generar servicios ecosistémicos (Rydberg *et al.*, 2007) modificando la fisonomía de las regiones debido a una producción agropecuaria, por lo general, guiada por resultados en el corto plazo. El desarrollo rural y la obtención de ganancias por parte de los productores no se pueden sostener en el tiempo sin la conservación de los recursos naturales con sus funciones y servicios (Campbell, 2001). Es necesario evaluar y valorar los servicios ecosistémicos a través de la integración de los contextos natural y socioeconómico, para caracterizar su estado y su influencia en el comportamiento del agroecosistema (Rótolo y Francis, 2008), así como también para generar políticas que favorezcan un balance entre los beneficios económicos y el manejo sustentable de los recursos en pos del bienestar de la región (Rótolo, 2010).

El manejo de sistemas necesita métodos de evaluación y valoración, que utilizando una misma unidad de medida integren los flujos provenientes del contexto natural y socioeconómico (Rótolo, 2010). El enfoque sistémico no queda sólo en el análisis integral del sistema, sino que incluye el análisis de cada uno de los componentes, ya que el todo no puede funcionar sin la interacción de las partes, ni las partes pueden lograr un producto o servicio sin interactuar entre sí (Rótolo y Francis, 2008).

Balvanera *et al.* (2010) encontraron que la investigación científica alrededor de los servicios ecosistémicos requiere entonces de marcos conceptuales interdisciplinarios que permitan estudiar

sistemas complejos como son las interacciones entre sociedades y ecosistemas (GLP, 2005; MEA, 2005; Balvanera y Cotler, 2007). No es la suma de conceptos, enfoques y metodologías derivados tanto de las ciencias naturales como de las ciencias sociales los que nos permiten analizar sistemas complejos, sino más bien su integración dialéctica y el entendimiento de que las propiedades de estos no resultan de la suma de las propiedades de sus componentes (Leff, 1986; García, 2006). Para poder abordar tal complejidad, la construcción de marcos epistémicos es esencial, puesto que estos constituyen acuerdos sobre las bases conceptuales de los fenómenos a estudiar, así como los diseños metodológicos que permiten encontrar respuestas que puedan conducir al desarrollo de modelos o teorías (Wheeler, 2007).

Verón *et al.* (2010) indican que los servicios ecosistémicos involucran una trama compleja de interacciones entre el dominio de lo natural o biofísico, en donde estos servicios se generan, y el de lo humano o social, en donde se capturan o utilizan. La complejidad inherente al estudio de los servicios ecosistémicos deriva de la diversidad de percepciones, la trama de interacciones entre componentes biofísicos y sociales y las diferentes escalas espaciales y temporales en las cuales se dan estas interacciones. El contexto cultural, político, ideológico, económico y social de un territorio determina la naturaleza y la magnitud de los problemas ambientales. Los esfuerzos tendientes a incorporar el análisis de los servicios ecosistémicos y su utilización en la definición de políticas y acciones no pueden obviar ese contexto, y su caracterización es prioritaria. Por ejemplo, en el caso de la expansión e intensificación de la agricultura debe considerarse especialmente el modelo de desarrollo dominante que configura ese entramado social particular. Puede considerarse como modelo de desarrollo al resultado de la interrelación entre valores culturales y marcos ideológicos (tanto hegemónicos como subordinados) presentes en una sociedad que favorece o permite el desarrollo de determinados estilos productivos. En Latinoamérica existe una gran diversidad de culturas que emergen como resultado de la coexistencia (a veces en armonía y otras en tensión) de pueblos originarios y culturas provenientes de corrientes inmigratorias de distinto origen. Por otra parte, el modelo de desarrollo depende también del contexto político existente en los distintos niveles (desde el local al global), que construye un sentido particular, tanto de los problemas que afectan a una sociedad, como de las posibles soluciones.

Un determinante central del modelo de desarrollo en el sector rural es el estilo productivo (Vanclay *et al.*, 2006) predominante que resulta de la proporción relativa de los distintos actores vinculados al manejo de los recursos naturales y a los procesos de producción en un espacio social determinado. La caracterización de estos actores puede incluir: la forma de organización de la producción, la racionalidad subyacente, el tipo y diversidad de productos que desarrollan, el régimen de tenencia de la tierra, la dependencia del capital, de tecnología y de mano de obra. Al tener en cuenta estas categorías es posible caracterizar a los actores que configuran un territorio determinado y el estilo productivo preponderante que interviene (de manera positiva o negativa) en la provisión de servicios ecosistémicos (Paruelo *et al.*, 2010).

Paruelo *et al.* (2010) señalan que los escenarios globales de creciente demanda de granos para alimentación animal y biocombustibles, así como la acumulación de ganancias en el corto plazo, operan a escala latinoamericana como un motor de transformación que promueve la producción de materias primas sin elaboración (“commodities”), pero que afecta de forma sensible la provisión de servicios y la seguridad alimentaria. Muchas de las problemáticas asociadas a las cuestiones ambientales se deben plantear en ámbitos de una jerarquía superior a la económica: la dimensión

política o ética (Calcagno y Calcagno, 1995), ya que inciden de manera directa en las condiciones de reproducción de la vida humana y su entorno. Por otra parte, la distinta dinámica de los sistemas sociales y biofísicos (e.g. inercia diferencial de procesos sociales y ecológicos, histéresis, etc.) genera serias dificultades para resolver los conflictos en el marco de la lógica de los mercados. La consideración explícita de los modelos de relación sociedad-naturaleza es un imperativo en la búsqueda de soluciones a problemas ambientales.

6. Características de los sistemas de producción de la Argentina

6.1. Regiones agroecológicas y expansión de la frontera agrícola

La evolución de la producción de granos a escala mundial muestra que hasta la Segunda Guerra Mundial hubo un aumento de la expansión de la superficie agrícola. En cambio, durante la posguerra (décadas del 50 y 60) se incrementó la intensificación del uso de la tierra debido a un mayor uso de insumos y cambios en las prácticas agronómicas (Tilman *et al.*, 2002). En la Argentina se produjo un desfase de 20-30 años con respecto a esta tendencia mundial, por lo que la mayor expansión sobre nuevas tierras no ocurrió hasta las décadas del 70 y 80. A partir de ese momento se intensificó el uso de insumos (Viglizzo *et al.*, 2011). Actualmente, el avance agrícola continúa sobre bosques y pastizales del Gran Chaco, del noroeste (NOA) y del noreste (NEA) argentino (*Figura 1.2*).

En la ecorregión pampeana, se observa en general un incremento de la superficie agrícola en detrimento de pastizales y pasturas (*Figura 1.2*). En la actualidad, los sistemas de producción agrícola se concentran en pocos cultivos de alta productividad y homogeneidad genética. Con el modelo tecnológico vigente se simplificó el manejo, incrementando el riesgo climático, económico y biológico (insectos, enfermedades y resistencia de las malezas a herbicidas). A esta situación se suma que la

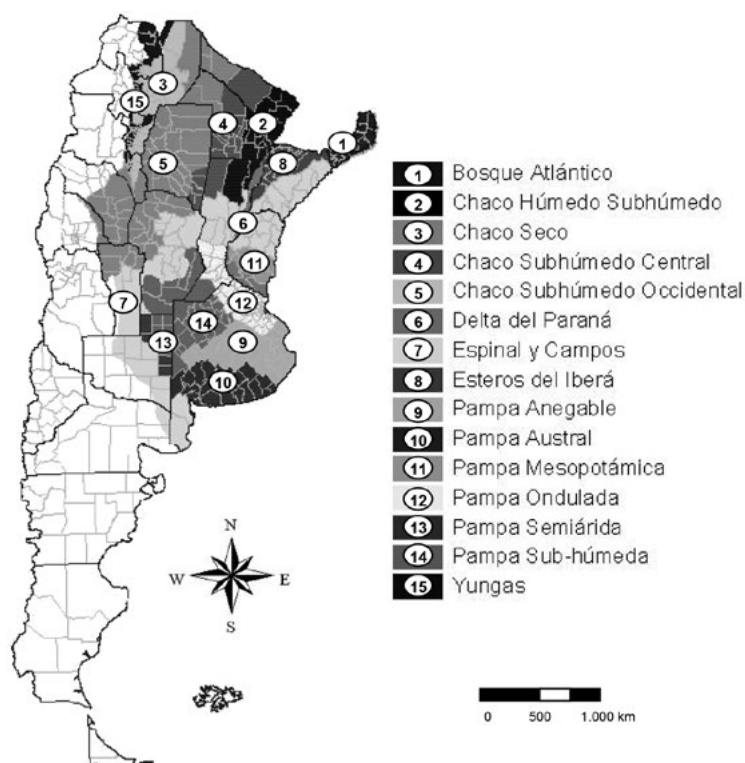


Figura 1.2. Ecorregiones del área de producción agropecuaria de secano. Adaptado de Viglizzo *et al.* (2011).

mayor parte de la producción de granos no la realizan los propietarios de la tierra, sino contratistas mediante arrendamiento por cosecha o “pools” de siembra. La producción de granos se concentra en las ecorregiones pampeana, del NEA y NOA.

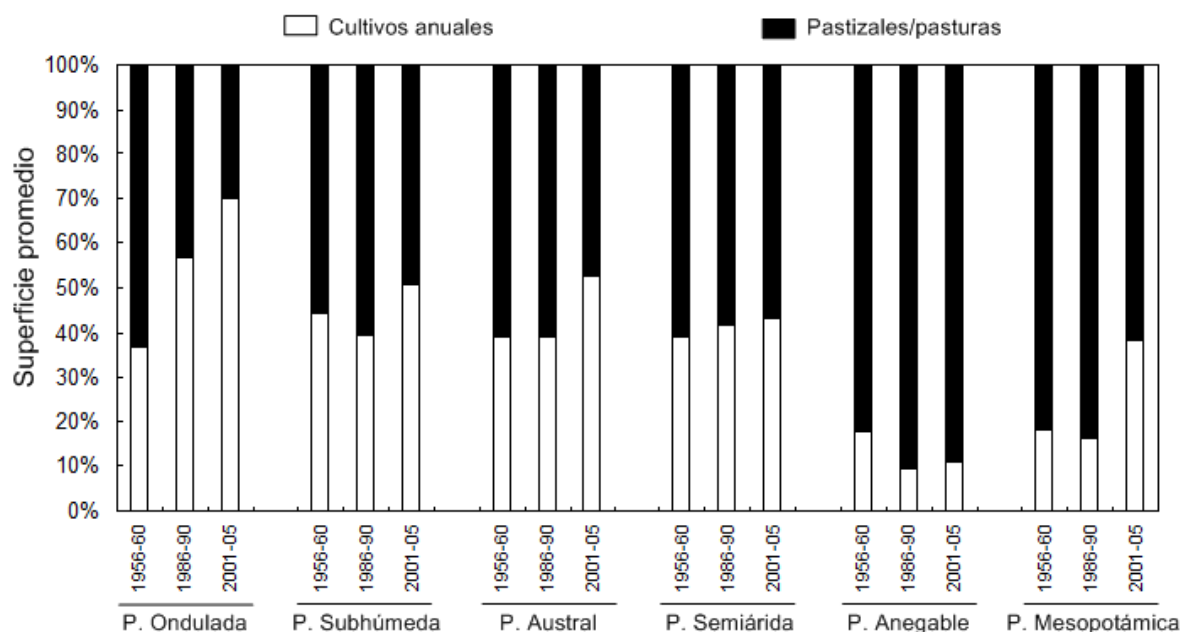


Figura 1.3. Evolución relativa de la superficie de cultivos anuales y pasturas/pastizales en la ecorregión pampeana por subregión en los períodos 1956-1960, 1986-1990 y 2001-2005 en base a los censos agrícolas. Adaptado de Viglizzo et al. (2011).

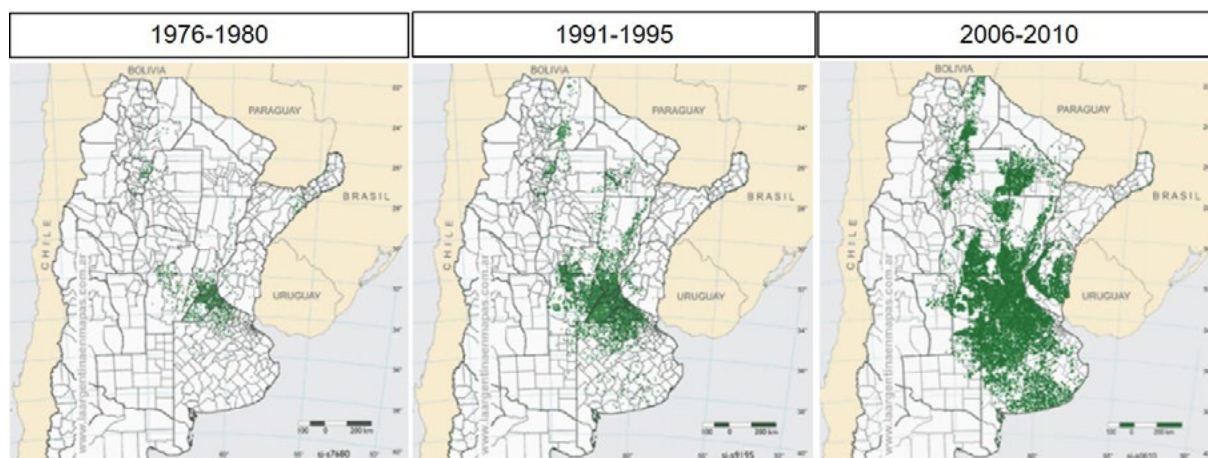


Figura 1.4. Evolución de la presencia del cultivo de soja hacia regiones extra pampeanas. Tomado de CONICET, Instituto Multidisciplinario de Historia y Ciencias Humanas (<http://www.imhichu-conicet.gov.ar/>).

7. Casos de estudio de problemáticas ambientales en la Argentina

7.1. Pérdida de la capacidad productiva de los suelos

Erosión de los suelos y pérdida de materia orgánica: las causas más importantes que se atribuyen como desencadenantes de procesos de pérdida de suelo por erosión son el manejo y

conservación del suelo, determinados sistemas de labranza y las prácticas de manejo, el inadecuado de residuos vegetales en áreas con pendientes pronunciadas, el sobrepastoreo, vientos intensos, fuego, etc. Como consecuencia de la intensificación de la agricultura durante la década del 70 en la pampa ondulada, la agricultura permanente y la introducción de la soja, se perdieron entre 5 y 20 cm de la capa arable en el 32% de una de las áreas de mayor productividad del país. En la **Figura 1.5** se puede ver la erosión hídrica calculada para la Argentina. De acuerdo con Gaitán *et al.* (2017), la tasa media de erosión hídrica actual para el territorio nacional se calculó en $6,2 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, lo cual equivale a una pérdida de una capa de aproximadamente 0,5 mm de suelo año^{-1} (considerando una densidad aparente promedio de $1,2 \text{ t m}^{-3}$). La productividad de los cultivos fue afectada de diferente modo según el grado de erosión hídrica de los suelos de la pampa ondulada (**Cuadro 1.3**). En el caso de erosión moderada, se perdieron 7,5 cm de suelo superficial que corresponde al horizonte de mayor fertilidad.

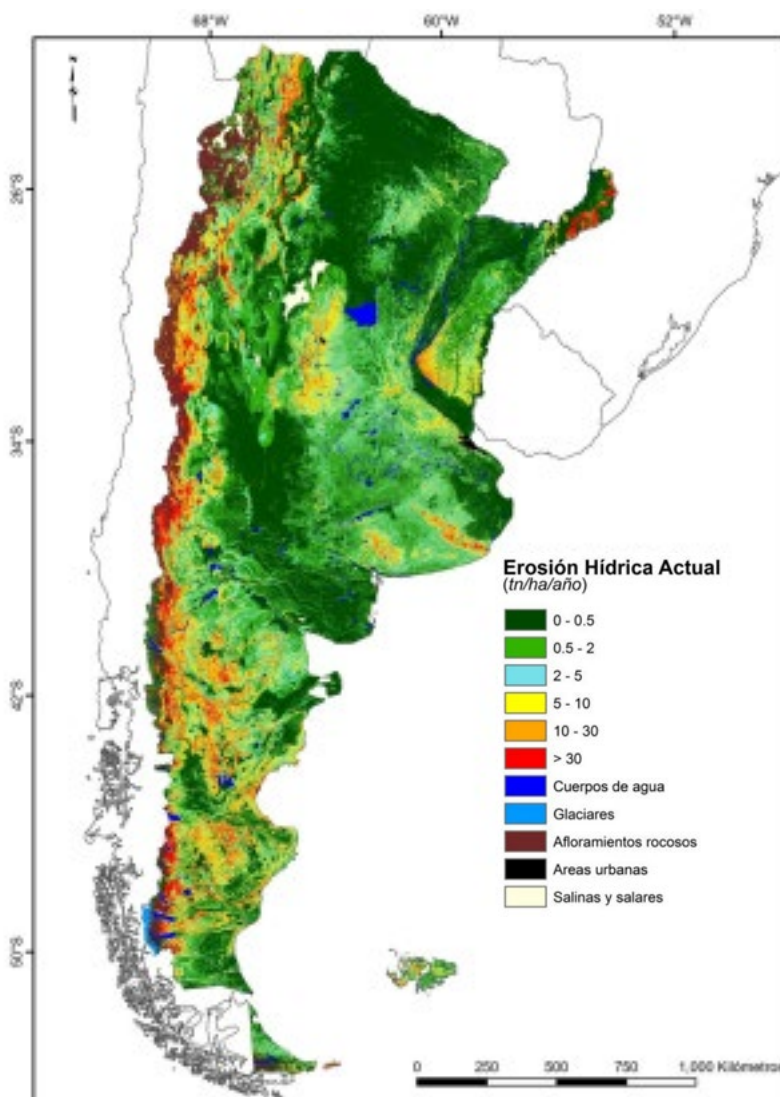


Figura 1.5. Erosión hídrica actual calculada con la ecuación universal de pérdida de suelo (USLE) en la República Argentina. Extraído de Gaitán *et al.* (2017).

Cuadro 1.3. Disminución porcentual de los rendimientos de maíz, soja y trigo para diferentes grados de erosión hídrica en Argiudoles de la pampa ondulada. Adaptado de Casas (2000).

Cultivo	Disminución del rendimiento (%)		
	Erosión ligera	Erosión moderada	Erosión severa
Maíz	6	22	44
Soja	4	16	36
Trigo	2	7	20

Como consecuencia de estos procesos, los sistemas de labranza convencional fueron reemplazados por labranzas conservacionistas y por siembra directa con el objetivo de disminuir el riesgo de erosión. En un estudio realizado en la pampa ondulada por Álvarez *et al.* (2009), se verificó la pérdida de 4 cm de suelo superficial con respecto a los suelos no cultivados, asociada a pérdidas de carbono. La siembra directa no implica necesariamente mayor contenido de carbono del horizonte superficial sino mayor estratificación de este. Sin embargo, el carbono orgánico total para el horizonte superficial fue semejante en sistemas de labranza convencional y siembra directa. La evolución del stock de carbono para la región pampeana se presenta en la **Figura 1.6**. En el relevamiento de suelos realizados por INTA entre 1960-1980, para un área de 74 M ha se estimó un stock de carbono de 5,5 Gt de C y actual de 4,2 Gt para el área de mayor producción de granos (48 M ha).

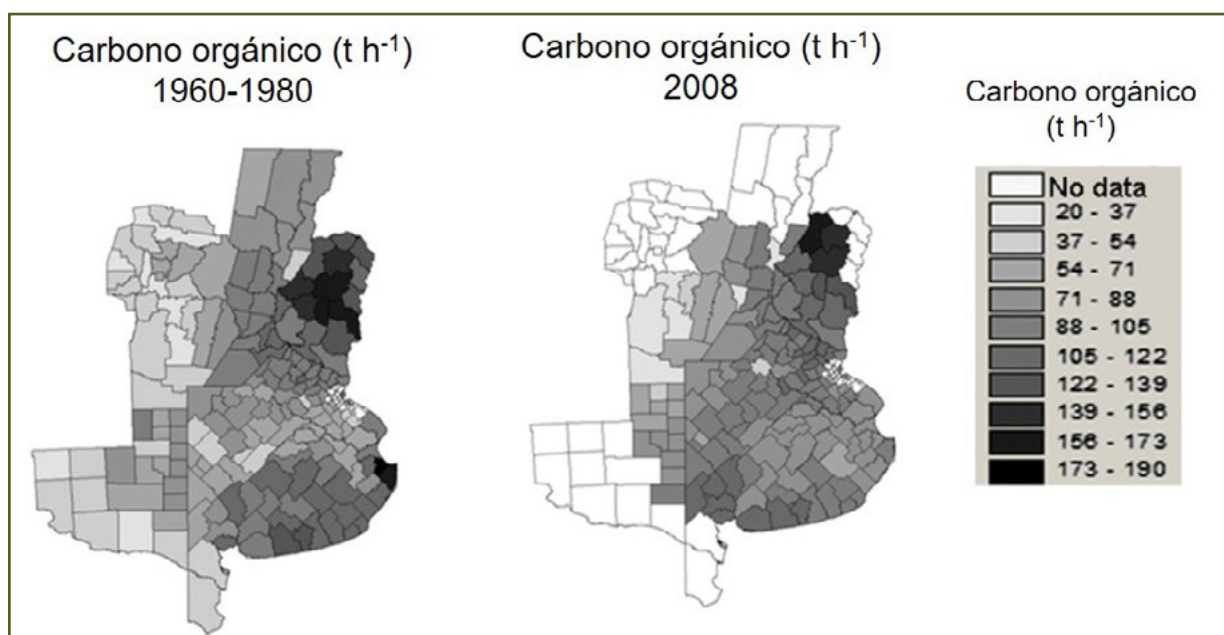


Figura 1.6. Stock de carbono de suelos pampeanos relevados por INTA (1960-1980) y en 2008 en el primer metro del perfil de suelo. Adaptado de Berhongaray *et al.* (2013).

Comparando el stock del horizonte superficial (0-25 cm del perfil), éste fue de 2,0 Gt de C en 1960-1980, y de 1,9 Gt de C en 2008 (Berhongaray *et al.*, 2013). Sin embargo, Berhongaray *et al.* (2013) asignan al período 1960-1980 las mayores pérdidas de carbono por efecto de la agricultura en la región estudiada (**Figura 1.6**). Estos autores, asumen en la pampa ondulada una reducción del 8% del

stock de carbono expresado para el primer metro del perfil de suelo debido a la pérdida de 4 cm de suelo superficial por erosión hídrica.

Disminución de la fertilidad de los suelos: en los países en vías de desarrollo frecuentemente se observa un desbalance de nutrientes (Robertson y Vitousek, 2009), es decir, que se fertiliza en menores cantidades de lo que se exporta. La situación de la Argentina no escapa a esta realidad, siendo el caso del fósforo el más significativo. La relación desfavorable entre el precio del grano y el costo del fertilizante condujo al desbalance nutricional de los suelos. Además, en la región pampeana, con la intensificación de la agricultura, se sustituyeron los sistemas agrícola-ganaderos por el doble cultivo (trigo/soja) y se incrementó la demanda de nutrientes por mayor potencial de rendimiento de los cultivos. Como consecuencia, aumentó el fósforo extraído por las cosechas y disminuyó el P extractable de los suelos de dicha región (*Figura 1.7*). La baja reposición de nutrientes y alta exportación por la cosecha determinaron marcadas disminuciones de las concentraciones de este nutriente entre los relevamientos de 1980 y 1999 en el oeste de Buenos Aires, este de La Pampa y sur y sureste de Córdoba. En el relevamiento más reciente, la mayor parte de los suelos del oeste, norte y sur de la región presentaron rangos de P extractable (Bray y Kurtz I) de bajos a muy bajos limitando, de este modo, la producción de los cultivos. Sin embargo, en los suelos del sur y suroeste de Buenos Aires, los niveles se mantuvieron o se incrementaron de forma ligera por adopción de la fertilización en suelos genéticamente deficitarios. Por el contrario, en la región agrícola extra pampeana se mantienen con relativos altos niveles de P extractable (Sainz Rozas *et al.*, 2011).

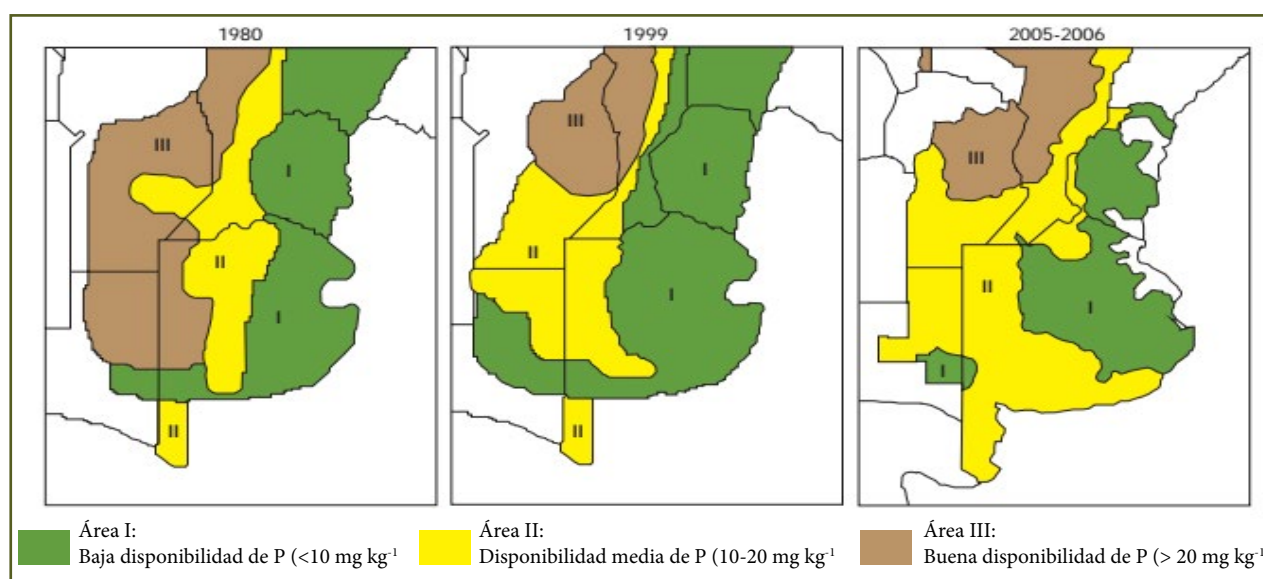


Figura 1.7. Evolución de la disponibilidad fosforada estimada como P extractable (Bray y Kurtz I) para la región pampeana en 1980 (Darwich, 1983), en 1999 (Darwich 1999, citado por García *et al.*, 2007) y en 2005-2006 (Sainz Rozas *et al.*, 2011). Extraído de Sainz Rozas *et al.* (2011).

El uso extendido de fertilizantes comienza recién en la década del 90 (*Figura 1.8*). El incremento en el consumo de fertilizantes no compensa la exportación de nutrientes de los cultivos. En la Argentina, en promedio para el ciclo agrícola de 2010-2011, por fertilización sólo se repuso el 43% del nitrógeno, 70% del fósforo, 50% del azufre y 2% del potasio exportado por los cultivos de soja, trigo, maíz y girasol (García y González Sanjuan, 2013).

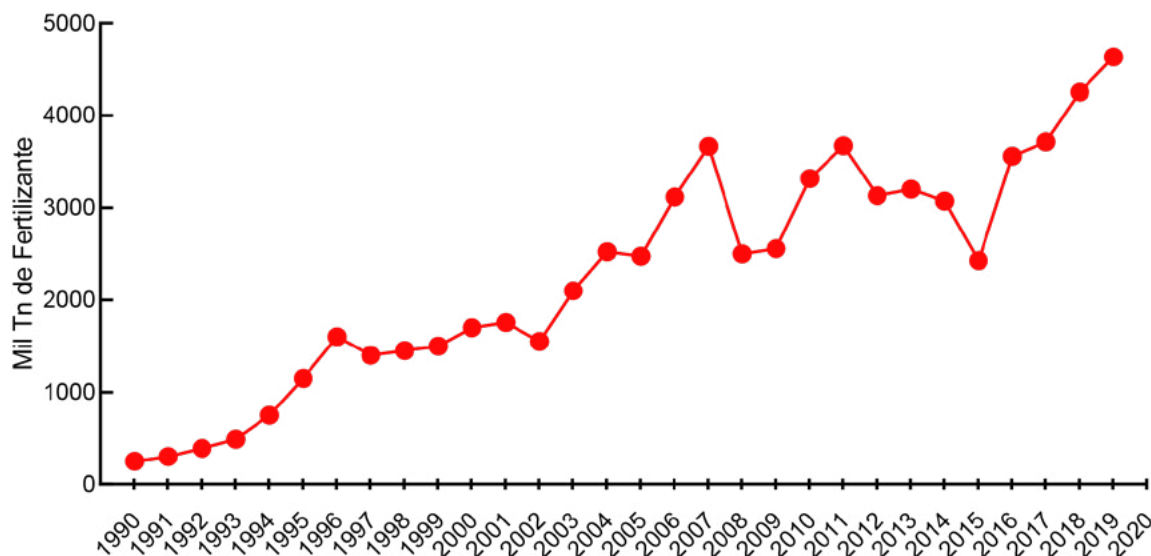


Figura 1.8. Evolución del mercado de fertilizantes importados y nacionales (miles de toneladas) en Argentina. Adaptado de Fertilizar (2021).

7.2. Pérdida de biodiversidad

La intensificación de la agricultura se asoció a la pérdida de biodiversidad y extinción de especies, a lo cual se debe sumar la escasa variabilidad genética de los cultivos sembrados. Si bien son numerosas las plantas comestibles de interés económico, el 90% de la dieta de la humanidad proviene de menos de 100 especies. Los cultivos que se siembran a escala mundial representados en orden decreciente son trigo, maíz, arroz y soja (*Figura 1.9a*), y difieren de la situación nacional donde sólo la soja constituye más de la mitad de la superficie cosechada nacional (*Figura 1.9b*).

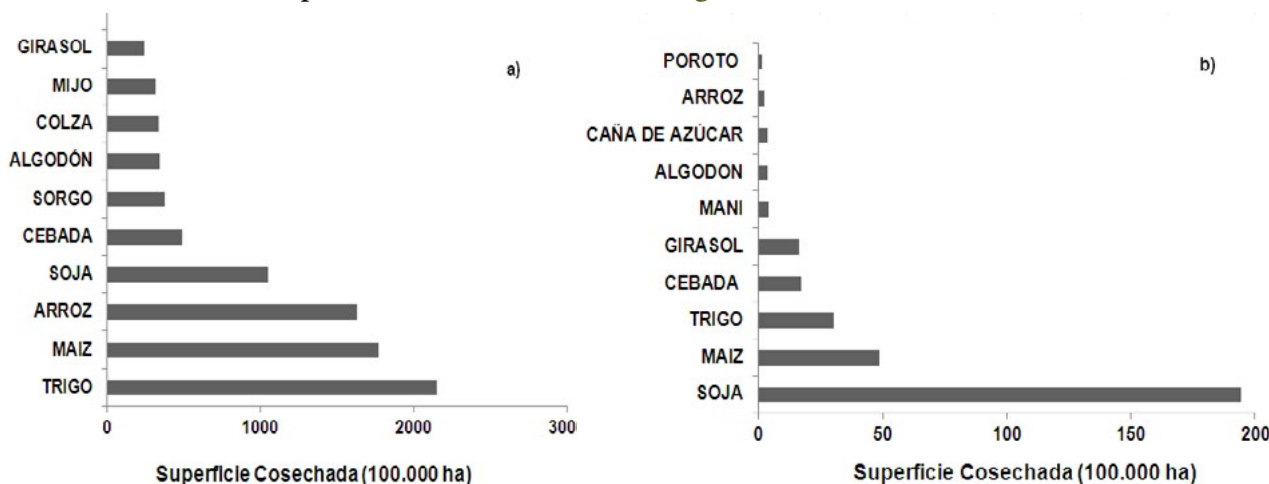


Figura 1.9. Superficie cosechada por cultivos a escala (a) mundial y (b) nacional. Adaptado de FAOSTAT (2020) y del Ministerio de Agricultura, Pesca y Ganadería (MAGyP, 2020), respectivamente.

En la provincia de Buenos Aires, en la década del 80, se cultivaban 10-12 especies y actualmente se siembran tan sólo seis, predominando la soja, maíz y trigo. La introducción de la siembra directa y el uso generalizado de glifosato, como el herbicida de mayor difusión, produjo cambios en las malezas con una

significativa reducción en el número de dicotiledóneas anuales (de la Fuente *et al.*, 2006). En consecuencia, otras malezas adaptadas a la ausencia de laboreo, y relativamente tolerantes al glifosato, requieren de mayores dosis de herbicidas para lograr su control. Además, se incrementó el riesgo de diseminación de especies leñosas asociadas a la siembra directa (Ghersa *et al.*, 2002) como la acacia negra (*Gleditsia triacanthos* L.).

La intensificación de la agricultura también impactó sobre la fauna en la región pampeana. En un estudio reciente, se observaron cambios en la distribución de las aves con disminución de especies relacionadas con pastizales naturales. Por el contrario, otras especies que se asocian a cultivos, rastrojos y arboledas, se expandieron como es el caso de las palomas (*Columba maculosa*). Estas especies granívoras generan grandes pérdidas económicas en los cultivos de la pampa ondulada. Las especies granívoras que se alimentan en los bordes con vegetación espontánea abundan en la pampa subhúmeda, mientras que las omnívoras e insectívoras se encuentran en la pampa deprimida (Bilenca *et al.*, 2009).

Los servicios ecosistémicos de la vegetación natural en los bordes de cultivos aportan refugio para especies de polinizadores o agentes de control. Sin embargo, en el paisaje de la región pampeana están desapareciendo estos corredores biológicos incluso en las banquinas de rutas y caminos secundarios eliminando los insectos benéficos (Bilenca *et al.*, 2009).

7.3. Deforestación

El Gran Chaco Americano es una región de tierras forestales de excepcional diversidad biológica y de procesos ecológicos. Su extensión se encuentra ubicada en cuatro países: Argentina (en mayor proporción), Bolivia, Paraguay y una pequeña parte de Brasil. Surge el interés de conocer la dinámica de cambio de uso de la tierra para cuantificar las superficies de bosque que es reemplazada por otro tipo de cobertura. La principal causa de este cambio, de acuerdo con Morello *et al.* (2006), es la implementación de los sistemas agropecuarios (*Figura 1.10a*).

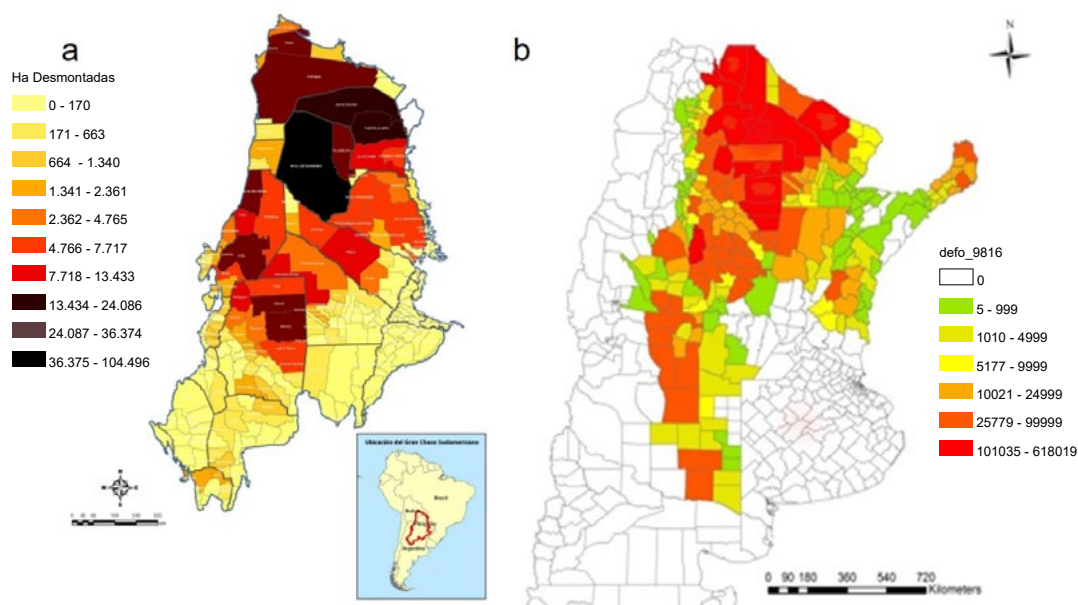


Figura 1.10. (a) Área (ha) de cambio en municipios y departamentos del Gran Chaco Americano durante 2013 (extraído de Caballero *et al.*, 2014); (b) Superficie (ha) de bosques nativos en deforestación por departamento en Argentina, entre 1998 y 2016. Extraído de Gómez Lendes (2018).

Los elevados precios de los alimentos y del combustible han promovido la deforestación continua para la producción ganadera y de cultivos agrícolas, con el fin de satisfacer la demanda mundial de alimentos, forrajes y biocombustibles. Por ello, en términos generales, el motor del actual avance de la deforestación no es otro que la expansión de la frontera agropecuaria (*Figura 1.10b*). La principal protagonista de ese proceso ha sido la soja, un cultivo cuya superficie implantada aumentó de 8.400.080 ha en 1998 a 20.602.543 ha en 2016, creciendo un 145,27% y pasando así a acaparar alrededor del 60% del área sembrada con granos en el país. A raíz de esta expansión, la Argentina se convirtió en el tercer productor y exportador mundial de granos de soja, así como también en el primer exportador de harinas y aceites de esta oleaginosa. A su vez, el complejo sojero es el principal exportador de la economía argentina (27,7%) y del sector agropecuario (40%).

7.4. Deterioro de los acuíferos

La principal fuente de agua potable en la Argentina está constituida por las aguas subterráneas. En las zonas agrícola-ganaderas puede generarse contaminación de éstas por uso de fertilizantes, plaguicidas y descomposición de residuos orgánicos.

En la pampa austral, la producción de papa en rotación con trigo, maíz y girasol se realiza en los suelos de mayor productividad y la producción ganadera en suelos con limitaciones por alcalinidad e hidromorfismo. En un relevamiento realizado en la región mencionada, se observaron altos contenidos de nitratos en el agua extraída de pozos situados en el área de producción de papa, cultivo que se fertiliza con altas dosis de nitrógeno y se riega (*Figura 1.11*). La (1995) La USEPA (Agencia de protección ambiental de Estados Unidos (United States Environmental Protection Agency, USEPA)) propone que, la concentración de N-NO_3^- , el del agua para consumo humano, no debe exceder 10.000 L^{-1} .

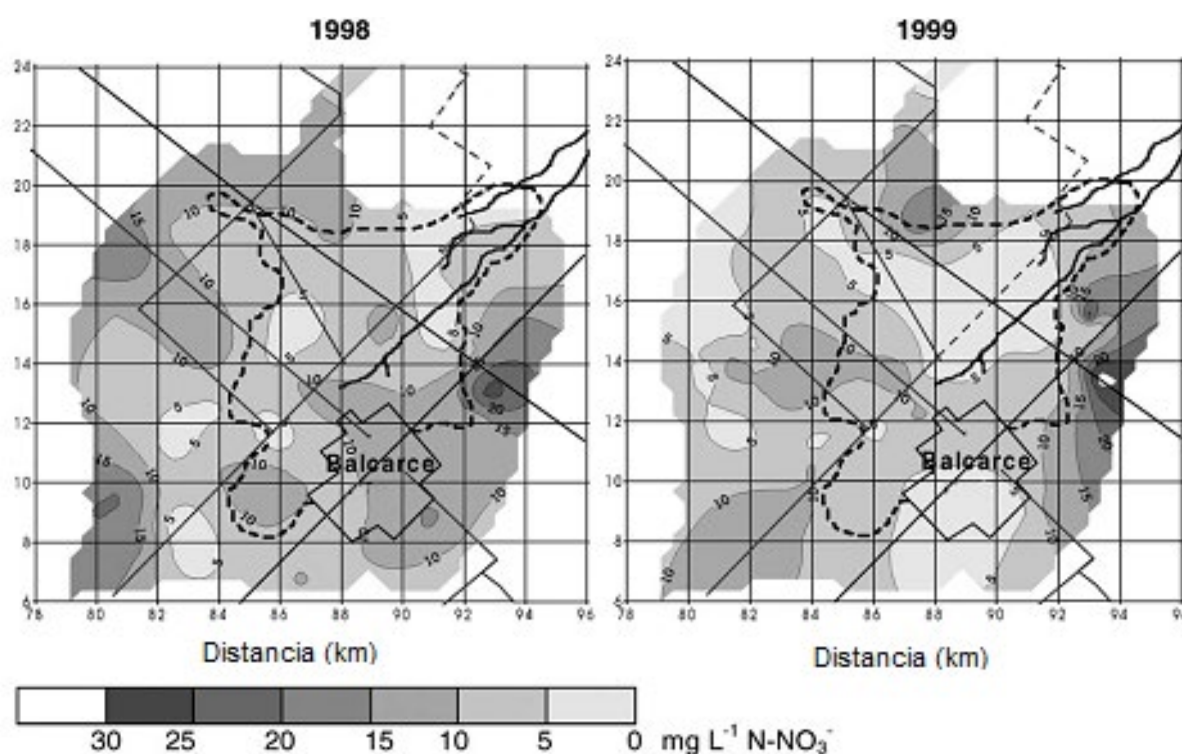


Figura 1.11. Contenido de nitratos en el agua extraída a una profundidad de 6 m correspondientes a producción de papa (afuera de la línea punteada) y área ganadera (dentro del área puntada). Adaptado de Costa et al. (2002).

Además, el riego complementario de cultivos, para satisfacer deficiencias hídricas temporarios, en la región pampeana tiene el riesgo de disminuir los niveles de los acuíferos si el consumo es mayor a la capacidad de recarga. El otro aspecto es la calidad del agua utilizada. En un estudio en un Argiudol Típico (Pergamino), transcurridos 11 años de riego complementario se sextuplicó el sodio intercambiable con incrementos en la conductividad eléctrica (CE) y en el pH (Andriulo *et al.*, 1998).

7.5. Cambios en los sistemas de producción ganadera

La transformación de pastizales naturales a cultivos agrícolas ocurrió a lo largo del siglo XX. En la primera mitad del siglo predominaron los sistemas de producción mixta (agrícola-ganadera) y rotación de cultivos anuales con pasturas. En la década del 90, se produjo una mayor intensificación de la agricultura en la región pampeana y, a principios del siglo actual, siguió la intensificación de la ganadería. De tal modo, en forma creciente el engorde de bovinos se realiza en pequeñas superficies (“feedlots”) con granos, forrajes y algún tipo de suplemento nutricional. En este planteo, la agricultura aporta los granos para convertirlos en carne y queda desacoplada en tiempo y espacio la actividad agrícola de la ganadera en contraste con los sistemas de producción mixtos del siglo pasado.

El planteo actual se asocia a cambios en las funciones del ecosistema y para sostener una mayor productividad se requiere de una mayor cantidad de insumos (*e.g.* granos, forrajes, mano de obra, combustibles) que generan mayor cantidad de residuos (*e.g.* nutrientes, aguas residuales, plaguicidas, antibióticos). En el área de influencia de un “feedlot” de la pampa ondulada se observaron evidencias de contaminación de aguas subterráneas con nitratos y altos contenidos de nitrógeno, fósforo y micronutrientes en el perfil del suelo (Andriulo *et al.*, 2003).

Además, en la década del 90 se produjo un desplazamiento de la actividad ganadera hacia el NEA y el NOA o hacia áreas marginales para la agricultura. Sobre la base de los censos agropecuarios, se determinó un incremento de la densidad de bovinos del 16% en la Patagonia, 14% en el NOA y región semiárida y 13% en el NEA mientras que se redujo un 10% en la región pampeana (Viglizzo *et al.*, 2011).

7.6. Dependencia y resistencia creciente a plaguicidas

La agricultura industrial es dependiente del uso de los plaguicidas que muestra una tendencia creciente. El mayor consumo en el país corresponde a los herbicidas. La expansión de la soja y de variedades transgénicas (resistentes a glifosato), determinó una tendencia exponencial en el uso de glifosato. Los primeros antecedentes de resistencias al glifosato aparecieron en cultivos de soja en el 2005, el sorgo de Alepo en el sitio inhibidor de la EPSPs (G/9). En el **Cuadro 1.4** se presentan las especies y los años que se registraron las resistencias a glifosato.

Ghersa y Ferraro (2011) elaboraron un mapa de riesgo de aparición de malezas resistentes al glifosato en la Argentina. Algunas zonas (sur de Santa Fe, Córdoba y Entre Ríos) presentaban un riesgo semejante al NOA, pese a que allí todavía no se había detectado resistencia en las malezas. Otras zonas (norte y centro de Córdoba, noroeste de Corrientes), donde apareció resistencia, tienen mayor riesgo que las zonas del NOA. Este mapa permite advertir a los productores sobre la utilización de técnicas

de manejo apropiadas para reducir la aparición de dicha resistencia. Desde el punto de vista ecológico, tienen mayores probabilidades de resistencia los cultivos de soja y maíz sembrados en el NOA debido al tipo de suelo y a las altas temperaturas que favorecen la aparición de resistencia del sorgo de Alepo (*Sorghum halepense* (L.)). Las estrategias de cultivo pueden favorecer estos procesos, como la aplicación de los herbicidas que presentan el mismo principio activo, en forma consecutiva y en grandes superficies, de tal modo las malezas adquieren la capacidad de tolerar el herbicida resultando inmunes al mismo (Ghersa y Ferraro, 2011).

Cuadro 1.4. Especies vegetales que presentaron resistencia a glifosato, con nombre científico, nombre común, año de denuncia de los diferentes sitios de acción. Fuente: Adaptado de SENASA (2020)

Nombre científico	Nombre común	Año de denuncia de resistencia a glifosato
<i>Hirschfeldia incana</i>	Nabo, nabillo	2015, 2017
<i>Avena fatua</i>	Avena negra	2010
<i>Amaranthus palmeri</i>	Yuyo colorado	2013
<i>Amaranthus hybrid</i>	Yuyo colorado	1996, 2013, 2014
<i>Brassica rap</i>	Nabo	2015, 2018
<i>Conyza bonariensis</i>	Rama negra	2015
<i>Conyza sumatrensis</i>	Rama negra	2015
<i>Cynodon hirsutus</i>	Gramilla rastrera	2008
<i>Digitaria insularis</i>	Pasto amargo	2014
<i>Echinochloa colona</i>	Capín	2009
<i>Eleusine indica</i>	Para de ganso	2012
<i>Lolium multiflorum</i>	Raigrass annual	2010, 2010, 2009, 2007
<i>Lolium perenne</i>	Raigrass perenne	2008
<i>Raphanus sativus</i>	Nabón	2008
<i>Sorghum halepense</i>	Sorgo de Alepo	2005, 2015, 2015

Como consecuencia de la resistencia de las plagas por menor eficiencia de los plaguicidas, se requieren nuevos productos, así como mayores dosis e intervalos más cortos entre aplicaciones. La fertilización nitrogenada, el riego y el monocultivo contribuyen a aumentar la presencia de insectos en los cultivos. Los plaguicidas que los controlan han evolucionado en las últimas cinco décadas siendo actualmente menos persistentes en el ambiente y de menor toxicidad. El riesgo actual es que algunos persistan temporalmente en el suelo o en el agua subterránea (Viglizzo y Frank, 2011).

7.7. Eficiencia energética

La agricultura moderna con importante consumo de insumos, en última instancia, transforma la energía proveniente de combustibles fósiles en alimentos o fibras. Así como aumentaron los rendimientos en forma significativa en los últimos años también lo hizo el consumo de energía. Por ejemplo, Viglizzo *et al.* (2001) estimaron una disminución de la eficiencia energética para la pampa ondulada por la conversión de pastizales naturales a uso agrícola de casi 4 veces desde 1880 a 1980 cuando el uso de insumos ascendió de 25 Mj ha⁻¹ año⁻¹ a 6111 Mj ha⁻¹ año⁻¹ (**Cuadro 1.5**).

Cuadro 1.5. Evolución por décadas de la productividad en términos de energía, consumo de energía fósil y eficiencia energética sobre la base de los censos agropecuarios. Adaptado de Viglizzo et al. (2001).

Década	Productividad energética	Consumo energía fósil	Eficiencia energética
	Mj ha ⁻¹ año ⁻¹		%
1880	882	25	35
1940	27.614	2.456	11
1980	55.548	6.111	9

Otro estudio muestra que la expansión de los cultivos agrícolas afectó los flujos de energía -tanto a escala regional como nacional- asociándose en forma positiva la productividad energética y el consumo de energía (Viglizzo et al., 2012). En definitiva, los incrementos en rendimientos van acompañados de mayores requerimientos energéticos. El otro aspecto poco discutido, es que el transporte de los productos obtenidos en los agroecosistemas también tiene un costo energético. Cuanto más alejada se encuentra la demanda del lugar de producción mayor será dicho costo. Los factores sociales y económicos implicados en la producción de alimentos también impactan en la cantidad de energía que fluye en los agroecosistemas.

Bibliografía

- Altesor, A., Barral, M. P., Booman, G., Carreño, L., Cristeche, E., Isacch, J. P., Maceira, N. y Pérez, N. (2010). Servicios ecosistémicos: un marco conceptual en construcción. Aspectos conceptuales y operativos. En: Laterra, P., Jobbágy, E.G. y Paruelo, J.M. (Eds.). *Valoración de servicios ecosistémicos. Conceptos, herramientas y aplicaciones para el ordenamiento territorial*. (pp. 645-657). Buenos Aires, Argentina: INTA Ediciones.
- Altieri, M. A. (1995). El agroecosistema: determinantes, recursos, procesos y sustentabilidad. En: Altieri, M. A. (Ed.). *Agroecología. Bases científicas para una agricultura sustentable*. (pp. 29-50). Santiago de Chile, Chile: CLADES.
- Altieri, M. A. (2002). Agroecología: principios y estrategias para diseñar sistemas agrarios sustentables. En: Sarandón, S. J. (Ed.). *Agroecología. El camino hacia una agricultura sustentable*. (pp. 49-98). La Plata, Argentina: Ediciones Científicas Americanas.
- Álvarez, C. R., Taboada, M. A., Gutiérrez Boem, F. H., Bono, A., Fernández, P. L. y Prystupa, P. (2009). Topsoil properties as affected by tillage systems in the Rolling Pampa Region of Argentina. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 73: 1242-1250.
- Andriulo, A., Galetto, M. L., Ferreyra, C., Cardone, C., Sasal, C., Abrego, F., Galina, J. y Rimatori, F. (1998). Efecto de once años de riego complementario sobre un Argiudol típico Pampeano. *Ciencia del Suelo*, 16: 125-127.
- Andriulo, A., Sasal, C., Améndola, C. y Rimatori, F. (2003). Impacto de un sistema intensivo de producción de carne vacuna sobre algunas propiedades del suelo y del agua. *RIA*, 32: 27-56.
- Armenteras, D., González, T. M., Vergara, L. K., Luque, F. J., Rodríguez, N. y Bonilla, M. A. (2016). Revisión del concepto de ecosistema como "unidad de la naturaleza" 80 años después de su formulación. *Ecosistemas*, 25: 83-89.
- Balvanera, P. y Cotler, H. (2007). Acercamientos al estudio de los servicios ecosistémicos. *Gaceta Ecológica*, 84-85: 8-15.
- Balvanera, P., Castillo, A., Lazos Chavero, E., Caballero, K., Quijas, S., Flores, A., Galicia, C., Martínez, L., Saldaña, A., Sánchez, M., Maass, M., Ávila, P., Martínez, Y., Galindo, L. M. y Sarukhán, J. (2010). Marcos conceptuales interdisciplinarios para el estudio de los servicios ecosistémicos en América Latina. En: Laterra, P., Jobbágy, E. G. y Paruelo, J. M. (Eds.). *Valoración de servicios ecosistémicos. Conceptos, herramientas y aplicaciones para el ordenamiento territorial*. (pp. 39-67). Buenos Aires, Argentina: INTA Ediciones.

- Berhongaray, G., Álvarez, R., De Paepe, J., Caride, C. y Cantet, R. (2013). Land use effects on soil carbon in the Argentine Pampas. *Geoderma*, 192: 97-110.
- Bilenca, D., Codesido, M., González Fischer, C. y Pérez Carusi, L. (2009). *Impactos de la actividad agropecuaria sobre la biodiversidad en la ecorregión pampeana*. (pp. 42). Buenos Aires, Argentina: INTA Ediciones.
- Boyd, J. y Banzhaf, S. (2007). What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. *Ecological Economics*, 63: 616-626.
- Caballero, J., Fernando Palacios, F., Arévalos, F., Rodas, O. y Yanosky, A. (2014). Cambio de uso de la tierra en el Gran Chaco Americano en el año 2013. *Paraquaria natural*, 21-28.
- Campbell, D. (2001). An energy system analysis of constrains on economic developments. En: Ulgiati, S. (Ed.). *Advances in Energy Studies: Exploring supplies, constrains, and strategies*. Padova, Italia: Servizi Grafici Editoriali.
- Calcagno, A. E y Calcagno, E. (2000). *Para entender la política*. Buenos Aires, Argentina: Catálogos.
- Carpenter, S. R., Mooney, M. A., Agard, J., Capistrano, D., DeFries, R., Díaz, S., Dietz, T., Duraiappah, A. K., Oteng-Yeboahi, A., Pereira, H. M., Perrings, C., Reid, W. V., Sarukhanm, J., Scholes, R. J. y Whyte, A. (2009). Science for managing ecosystem services: beyond the Millennium Ecosystem Assessment. *Proceedings of the National Academy of Science*, 106: 1305-1312.
- Carreño, L., Frank, F. C. y Viglizzo, E. F. (2012). Tradeoffs between economic and ecosystem services in Argentina during 50 years of land-use change. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 154: 68-77.
- Casas, R. (2000). *La conservación de los suelos y la sustentabilidad de los sistemas agrícolas*. Premio Ing. Antonio Prego. Recuperado de: http://sedici.unlp.edu.ar/bitstream/handle/10915/30748/Documento_completo.pdf?sequence=1
- Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas-CONICET. Instituto Multidisciplinario de Historia y Ciencias Humanas. Recuperado de: <http://www.imhicihu-conicet.gov.ar/>
- Costa, J. L., Massone, H., Martínez, D., Suero, E. E., Vidal, C. M. y Bedmar, F. (2002). Nitrate contamination of a rural aquifer and accumulation on in the unsaturated zone. *Agricultural Water Management*, 57: 33-47.
- Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S. y Grasso, M. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 357: 253-260.
- Costanza, R. y Farber, S. (2002). Introduction to the special issue on the dynamics and value of ecosystem services: integrating economic and ecological perspectives. *Ecological Economics*, 41: 367-373.
- Daily, G. (1997). *Introduction: What are ecosystem services*. Washington D.C., USA: Island Press.
- Daily, G. C. (2000). Management objectives for the protection of ecosystem services. *Environ. Sci. Policy*, 3: 333-339.
- Daily, G. C., Polasky, S., Goldstein, J., Kareiva, P. M. y Mooney, H. A. (2009). Ecosystem services in decision making: time to deliver. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7: 21-28.
- Darwich, N. A. (1983). Niveles de fósforo asimilable en los suelos pampeanos. *IDIA*, 1: 1-5.
- De Groot, R. S., Wilson, M. A. y Boumans, R. M. J. (2002). A typology for the classification, description, and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics*, 41: 393-408.
- Darwich, N. A., Wilson, M. A. y Boumans, R. M. J. (2002). A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics*, 41: 393-408.
- De la Fuente, E. B., Suárez, S. A. y Ghersa, C. M. (2006). Soybean weed community composition and richness between 1995 and 2003 in the Rolling Pampas (Argentina). *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 115: 229-236.
- De Rosnay, J. (1979). *The Macroscopic: a New World Scientific System*. Nueva York, USA: Harper & Row.
- De Villalobos, A. E., Peláez, D. V. y Elia, O. R. (2005). Factors related to establishment of *Prosopis caldenia* Burk. seedlings in central rangelands of Argentina. *Oecologica*, 27: 99-106.
- Dussart, E., Lerner, P. y Peinetti, R. (1998). Long-term dynamics of two population of *Prosopis caldenia* Burkart. *J. Range. Manage*, 51: 685-691.
- Ehrlich, P. R. y Mooney, H. A. (1983). Extinction, substitution, and ecosystem services. *Bioscience*, 33: 248-254.

- FAO STAT. (2013). Recuperado de: <https://www.fao.org/faostat/en/#home>
- Ferraro, D. O. (2011). Eficiencia energética y servicios ecosistémicos. En: Laterra, P., Jobbágy, E. G. y Paruelo, J. M. (Eds.). *Valoración de servicios ecosistémicos. Conceptos, herramientas y aplicaciones para el ordenamiento territorial*. (pp. 221-236). Buenos Aires, Argentina: INTA Ediciones.
- Fertilizar. (2021). Evolución del mercado de fertilizantes en Argentina. Recuperado de: <https://fertilizar.org.ar/estadisticas/>
- Fisher, B., Turner, R. K. y Morling, P. (2009). Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics*, 68: 643-653.
- Gaitán, J., Navarro, M. F., Tenti Vuegen, L., Pizarro, M. J., Carfagno, P. y Rigo, S. (2017). *Estimación de la pérdida de suelo por erosión hídrica en la República Argentina*. 1ª ed. (pp. 65). Buenos Aires, Argentina: INTA Ediciones.
- García, R. (2006). *Sistemas complejos: conceptos, métodos y fundamentación epistemológica de la investigación interdisciplinaria*. CDMX, México: Gedisa.
- García, F. O., PicCone, L. I. y Berardo, A. (2007). Fósforo. En: Echeverría, H.E. y García, F.O. (Eds.). *Fertilidad de suelos y fertilización de cultivos*. (pp. 99-121). Buenos Aires, Argentina: INTA Ediciones.
- García, F. O. y González Sanjuan, M.F. (2013). La nutrición de suelos y cultivos y el balance de nutrientes: ¿cómo estamos? *Informaciones Agronómicas de Hispanoamérica*, 9: 2-7.
- Ghersa, C. M., de la Fuente, E. B., Suárez, S. y León, R. J. C. (2002). Woody species invasion in the Rolling Pampa grasslands, Argentina. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 88: 271-278.
- Ghersa, C. M. y Ferraro, D. (2011). *El glifosato rinde examen en la FAUBA*. Recuperado de: <http://sobrelatierra.agro.uba.ar/el-glifosato-rinde-examen-en-la-fauba/>
- Gliessman, S. R. (2000). The ecological foundations of agroecosystem sustainability. En: Gliessman, S. R. (Ed.). *Agroecosystem sustainability, developing practical strategies*. (pp. 3-14). Boca Ratón, Florida, USA: CRC Press.
- Gliessman, S. R. (2004). Integrating agroecological processes into cropping systems research. En: Clements, D. y Shrestha, A. (Eds.). *New dimensions in agroecology*. (pp. 61-80). Nueva York, USA: Food Products Press.
- Global Land Project-GLP. (2005). *Science Plan and Implementation Strategy*. Estocolmo, Suecia: IGBP Secretariat.
- Gómez Lende, S. (2018). Destrucción de bosques nativos y deforestación ilegal. El caso argentino (1998-2016). *Papeles de Geografía*, 64: 154-180.
- Goulden, L. y Kennedy, D. (1997). Valuing ecosystem services: philosophical bases and empirical methods. En: Daily, G. C. (Ed.). *Nature's services: Societal dependence on natural ecosystems*. (pp. 237-252). Washington D.C., USA: Island Press.
- Heal, G. (2000). *Nature and the marketplace: capturing the value of ecosystem services*. Washington D.C., USA: Island Press.
- Jorgensen, S. E., Patten, B. C. y Straensen, M. (1992). Ecosystems emerging: toward an ecology of complex systems in a complex future. *Ecological Modelling*, 62: 1-27.
- Kirchmann, H. y Thorvaldsson, G. (2000). Challenging targets for future agriculture. *European Journal of Agronomy*, 12: 145-161.
- Leff, E. (1986). *Ecología y Capital: Hacia una Perspectiva Ambiental del Desarrollo*. CDMX, México: Universidad Nacional Autónoma de México.
- Maass, J. M., Balvanera, P., Castillo, A., Daily, G. C. y Mooney, H. A. (2005). Ecosystem services of tropical dry forest: insights from long-term ecological and social research on the Pacific Coast of México. *Ecology and Society*, 10: 17. Recuperado de: <http://www.ecologyandsociety.org/vol10/iss1/art17>.
- Millennium Ecosystem Assessment-MEA. (2003). *Ecosystems and Human Well-being: a Framework for Assessment*. Millennium Ecosystem Assessment. Washington D.C., USA: Island Press.
- Millennium Ecosystem Assessment-MEA. (2004). *Ecosystems and human well-being: our human planet*. Washington, D.C., USA: Island Press.

- Millenium Ecosystem Assessment-MEA. (2005). *Ecosystems and human well-being. Millennium Ecosystem Assessment*. Washington, DC, USA: Island Press.
- Mooney, H. A. y Ehrlich, P. R. (1997). Ecosystem services: a fragmentary history. En: Daily, G. C. (Ed.). *Nature's services*. Washington D.C., USA: Island Press.
- Nelson, E., Mendoza, G., Regetz, J., Polasky, S. y Tallis, H. (2009). Modeling multiple ecosystem services, biodiversity conservation, commodity production, and tradeoffs at landscape scales. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7: 4-11.
- Odum, E. (1971). *Fundamentals of ecology*. 3ª ed. Filadelfia, Estados Unidos: W.B. Saunders.
- Odum, E. (1999). *Ecología: el vínculo entre las ciencias naturales y las sociales*. (pp. 295). México: CECSA.
- Odum, E. y Barrett, G.W. (2004). Redesigning industrial agroecosystems: incorporating more ecological processes and reducing pollution. En: Clements, D. y Shrestha, A. (Eds.). *New dimensions in agroecology*. (pp. 45-60). Nueva York, USA: Food Products Press.
- Paruelo, J. M. (2011). Valoración de los servicios ecosistémicos y planificación del uso del territorio, ¿es necesario hablar de dinero? En: Laterra, P., Jobbágy, E. G. y Paruelo, J. M. (Eds.). *Valoración de servicios ecosistémicos. Conceptos, herramientas y aplicaciones para el ordenamiento territorial*. (pp. 121-140). Buenos Aires, Argentina: INTA Ediciones.
- Paruelo, J. M., Oesterheld, M., del Pino, F., Guerschmann, J. P., Verón, S.R., Piñeiro Guerra, G., Volante, J., Baldi, G., Caride, C., Arocena, D., Vasallo, M., Porfirio, L. y Durante, M. (2004). Patrones espaciales y temporales de la expansión de soja en Argentina: relación con factores socio-económicos y ambientales. (pp. 87). Informe final LART/FAUBA al Banco Mundial.
- Paruelo, J. M., Herrera, L. P., Moricz, M., Urrutia, R., Zaccagnini, M. E., Somma, D., Quispe, C., Giaccio, G., Milano, F., Barreda, M. y Ceballos, D. (2010). Desde la discusión conceptual y metodológica a la acción. El uso del concepto de servicios ecosistémicos en el proceso de toma de decisiones. En: Laterra, P., Jobbágy, E. G. y Paruelo, J. M. (Eds.). *Valoración de servicios ecosistémicos. Conceptos, herramientas y aplicaciones para el ordenamiento territorial*. (pp. 689-705). Buenos Aires, Argentina: INTA Ediciones.
- Pimentel, D. y Pimentel, M. H. (2008). *Food, energy and society*. (pp. 380). Boca Ratón, Florida, USA: CRC Press.
- Rocklefs, R.E. (1996). *Invitación a la ecología. La economía de la naturaleza*. (pp. 692). Nueva York, USA: Panamericana.
- Rincón, M. E. (2011). El origen del concepto ecosistema. I Congreso Nacional de Investigación en Enseñanza de la Biología. VI Encuentro Nacional de Investigación en Enseñanza de la Biología y la Educación Ambiental. (pp. 342-350). ISSN 2027-1034.
- Robertson, G. P. y Vitousek, P. M. (2009). Nitrogen in agriculture: balancing the cost of an essential resource. *Annual Review of Environment and Resources*, 34: 97-125.
- Rótolo, G. C. y Francis, C. (2008). *Los servicios ecosistémicos en el corazón agrícola de Argentina*. (pp. 21). Argentina: INTA Ediciones.
- Rótolo, G. C. (2010). Enfoque energético en el análisis de los servicios ecosistémicos para la planificación regional. En: Laterra, P., Jobbágy, E. G., y Paruelo, J. M. (Eds.). *Valoración de servicios ecosistémicos. Conceptos, herramientas y aplicaciones para el ordenamiento territorial*. (pp. 627-642). Buenos Aires, Argentina: INTA Ediciones.
- Rydberg, T., Gustafson, G. y Boonstra, W. (2007). Farming in prosperous way down- a systems ecology approach. En: Brown, M. T. (Ed.). (1999). *Emergy Synthesis: Theory and applications of the emergy methodology*. Conferencia. Gainesville, USA: The Center for Environmental Policy, University of Florida.
- Sainz Rozas, H., Echeverría, H. E. y Angelini, H. (2011). Fósforo extractable en suelos agrícolas de las regiones pampeana y extra-pampeana de Argentina. *Informaciones Agronómicas*, 4: 14-18.
- Sarandón, S. J. (2002a). El agroecosistema: un sistema natural modificado, Similitudes y diferencias entre ecosistemas naturales y agroecosistemas. En: Sarandón, S. J. (Ed.). *Agroecología. El camino hacia una agricultura sustentable*. (pp. 119-134). La Plata, Argentina: Ediciones Científicas Americanas.

- Sarandón, S. J. (2002b). El marco conceptual de la agroecología y la agricultura sustentable. En: Sarandón, S. J. (Ed.). *Agroecología. El camino hacia una agricultura sustentable*. (pp. 23-47). La Plata, Argentina: Ediciones Científicas Americanas.
- Sarandón, S. J., Zuluaga, M. S., Cieza, R., Gómez, C., Janjetic, L. y Negrete, E. (2006). Evaluación de la sustentabilidad de sistemas agrícolas de fincas en Misiones, Argentina, mediante el uso de indicadores. *Agroecología*, 1: 19-28.
- Sarandón, S. J. y Flores, C. (2009). Evaluación de la sustentabilidad en agroecosistemas: una propuesta metodológica. *Agroecología*, 4: 19-28.
- Senigaliesi, C. (1991). Estado actual y manejo de los recursos naturales, particularmente el suelo, en el sector norte de la Pampa Húmeda, Seminario Juicio a nuestra agricultura. (pp. 31-49). Buenos Aires, Argentina: Hemisferio Sur.
- SENASA (2020). <http://www.senasa.gob.ar> [9 de noviembre de 2020].
- Tilman, D., Cassman, K.G., Matson, P.A., Naylor, R. y Polasky, S. (2002). Agricultural sustainability and intensive production practices. *Nature*, 418: 671-677.
- United State Environmental Protection Agency-USEPA. (1995). *Drinking water regulations and health advisories*. Washington D.C., USA: Office of Water, US Environmental Protection Agency.
- Urricariet, S. y Lavado, R. S. (1999). Indicadores de deterioro en suelos de la Pampa Ondulada. *Ciencia del Suelo*, 17: 37-44.
- Urricariet, S. y Lavado, R. S. (2000). *El deterioro de los suelos de la Pampa Ondulada y su influencia sobre la productividad del cultivo de maíz*. Tesis de Maestría. Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires, 149 pp.
- Vanclay, F., Howden, P., Mesiti, L. y Glyde, S. (2006). The Social and Intellectual Construction of Farming Styles: Testing Dutch Ideas in Australian Agriculture. *Sociologia Ruralis*, 46: 61-82.
- Verón, S., Jobbágy, E., Gasparri, I., Kandus, P., Easdale, M., Bilenca, D., Murillo, N., Beltrán, J., Cisneros, J., Lottici, V., Machado, J., Orúe, E. y Thompson, J. (2010). Complejidad de los servicios ecosistémicos y estrategias para abordarla. En: Littera, P., Jobbágy, E. G. y Paruelo, J. M. (Eds.). *Valoración de servicios ecosistémicos. Conceptos, herramientas y aplicaciones para el ordenamiento territorial*. (pp. 659-670). Buenos Aires, Argentina: INTA Ediciones.
- Viglizzo, E. F., Lértora, F., Pordomingo, A.J., Bernardos, J. N., Roberto, Z. E. y del Valle, H. (2001). Ecological lessons and applications from one century of low external input farming in the pampas of Argentina. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 83: 65-81.
- Viglizzo, E. F., Lorena, V., Carreño, J. V. y Mosciaro, M. J. (2010). Valuación de bienes y servicios ecosistémicos: ¿verdad objetiva o cuento de la buena pipa? En: Littera, P., Jobbágy, E. G. y Paruelo, J. M. (Eds.). *Valoración de servicios ecosistémicos. Conceptos, herramientas y aplicaciones para el ordenamiento territorial*. (pp. 17-36). Buenos Aires, Argentina: INTA Ediciones.
- Viglizzo, E. F. y Frank, F.C. (2011). Erosión del suelo y contaminación del ambiente. En: Viglizzo, E. F. y Jobbágy, E. (Eds.). *Expansión de la frontera agropecuaria en Argentina y su impacto ecológico-ambiental*. (pp. 37-41). Buenos Aires, Argentina: INTA Ediciones.
- Viglizzo, E. F., Carreño, L. V., Pereyra, H., Ricard, F., Clatt, J. y Pincén, D. (2011). Dinámica de la frontera agropecuaria y cambio tecnológico. En: Viglizzo, E. F. y Jobbágy, E. (Eds.). *Expansión de la frontera agropecuaria en Argentina y su impacto ecológico-ambiental*. (pp. 9-16). Buenos Aires, Argentina: INTA Ediciones.
- Viglizzo, E. F., Ricard, M.F., Jobbágy, E., Frank, F.C. y Carreño, L.V. (2012). Assessing the cross-scale impact of 50 years of agricultural transformation in Argentina. *Field Crops Research*, 124: 186-194.
- Vila-Aiub, M. M., Balbi, M. C., Grundel, P. E., Ghersa, C. M. y Powles, S. B. (2007). Evolution of glyphosate-resistant Johnsongrass (*Sorghum halepense*) in glyphosate-resistant soybean. *Weed Science*, 55: 566-571.
- Volante, J. N., Alcaraz-Segura, D., Mosciaro, M. J., Viglizzo, E. F. y Paruelo, J. M. (2012). Ecosystem functional changes associated with land cleaning in NW Argentina. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 54: 12-22.
- Wheeler, T. J. (2007). Analysis, modeling, emergence & integration in complex systems: a modeling and integration framework and system biology. *Complexity*, 13: 60-75.
- Wojtkowski, P. A. (2006). *Introduction to agroecology. Principles and practices*. (pp. 404). New York, USA: Food Products Press.

Teoría de sistemas para el estudio de agroecosistemas

CAPÍTULO

2

Patricia L. Fernández

1. Introducción

La teoría general de sistemas se atribuye al biólogo Ludwig von Bertalanffy, quien la desarrolló entre los años de 1930 y 1970. Aunque esta teoría tiene una base considerable dentro de la biología, influyó en otras disciplinas. En particular, el concepto de sistemas tiene mucha importancia dentro de ecología. Es así que, en 1935, Tansley introdujo la palabra ecosistema (Evans, 1956), pero el concepto propiamente como tal fue desarrollado por muchos otros, entre ellos Lindeman con sus estudios de cadenas de alimentación y Odum con estudios acerca del flujo de energía dentro de los ecosistemas. En la actualidad, el estudio de sistema brinda un abordaje o una manera de aproximación y representación de la realidad de los agroecosistemas permitiendo, además, formas interdisciplinarias de trabajo.

Cuando se habla de sistemas aparece la idea de totalidad, pero las propiedades de esa totalidad no responden a la simple agregación de partes o componentes y sus respectivas propiedades. Esa totalidad surge como algo distinto de sus componentes particulares, y sus propiedades se generan en la interrelación de dichas partes, es decir, que el todo es más que la suma de sus partes (relación todo y parte) (Graf, 2004). Así, la definición de sistema propuesta por Becht (1974) corresponde a un arreglo de componentes físicos, un conjunto o colección de cosas unidas o relacionadas de tal manera que forman y actúan como una unidad, una entidad o un todo. Tomando este primer principio y enriqueciéndolo, von Bertalanffy observa que un sistema es distinguible de su entorno por la particular manera de relacionarse de sus componentes. Graf (2004) incorpora un segundo principio, la relación todo y entorno, quedando de esta manera explicitado que un sistema establece relaciones con el entorno donde actúa. Evidentemente, en esa relación con su entorno el sistema efectúa adaptaciones en su interior de manera que su accionar resulte congruente con el marco que le presenta el contexto en el que se encuentra. Se obtiene entonces un sistema que persigue un objetivo (impuesto o natural) donde sus partes integrantes son interdependientes, tiene flujos de entradas y salidas mediante los cuales queda establecida una relación con el entorno.

Los agroecosistemas son ecosistemas que fueron modificados y domesticados por el ser humano con el fin de producir alimentos, granos, fibras o combustible. La intervención en estos ecosistemas tiene por objetivo la producción ciertos bienes (y servicios) en lugar de los que naturalmente producirían sin la intervención humana. Graf (2004) señala que la comprensión de la complejidad de los agroecosistemas dentro del marco de los sistemas complejos son los más adecuados para un manejo sustentable, en los cuales se incluyen los propósitos económicos, socioculturales, ecológicos y temporales, es decir, se considera la multidimensionalidad. Entonces, el agroecosistema necesita de una visión sistémica y holística. García (2006) indica que la complejidad está dada a partir de la imposibilidad de considerar aspectos particulares de un fenómeno, proceso o situación a partir de una disciplina específica. Supone concebir al objeto de estudio como un sistema complejo, que es una representación de un recorte de una realidad,

conceptualizado como una totalidad organizada (de ahí la denominación de sistema), en la cual los elementos no son separables y, por tanto, no pueden ser estudiados aisladamente. Según Morin (1994), en el estudio de un sistema complejo se consideran aspectos sociales, culturales, etc. a la vez que otros ecológicos o biofísicos, incluyendo la dimensión humana.

Existen distintos paradigmas epistemológicos en la ciencia (Vega, 2017). Por un lado, se encuentra el cartesiano/positivista que se puede describir como reduccionista (o atomista), universalista y objetivista (Norgaard y Sikor, 1987; Ríos Osorio *et al.*, 2009). Reduccionista (o atomista) porque separa los fenómenos en sus mínimas partes para comprenderlas. Universalista porque considera la validez de un conocimiento independientemente del contexto en el cual se construyó. Objetivista porque entiende que la ciencia es neutral y los valores o la ética no intervienen en la construcción de conceptos científicos. Asimismo, asume una postura monista, tendiendo a pensar la realidad como un todo coherente.

Por otro lado, el paradigma transdisciplinario o integrador, es holista, contextualista, pluralista y subjetivista (Norgaard y Sikor, 1987). El holismo, o estudio de un fenómeno como un todo, requiere de una actitud intelectual que permita “distinguir sin desunir” (Morin, 1994). El contextualismo indica la importancia del contexto en el cual se construyen las mismas. El pluralismo reconoce la existencia de patrones múltiples y diferentes de pensamiento y de construcción de conocimiento. El subjetivismo considera que los valores culturales poseen un rol crucial en el proceso de construcción de definiciones y conceptualizaciones.

El problema de la complejidad es evidente en las ciencias ambientales, que deben tratar con un gran número de factores humanos, económicos, tecnológicos y naturales fuertemente interconectados. En numerosos casos la dificultad se multiplica por la imposibilidad de llevar a cabo experimentos o por la propia intervención del ser humano, como sujeto y como objeto de la investigación. La teoría de los sistemas complejos constituye una propuesta para abordar el estudio de tales sistemas. Se trata, en primera instancia, de un abordaje interdisciplinario y, al mismo tiempo, resulta ser un marco conceptual que fundamenta, sobre bases epistemológicas, el trabajo interdisciplinario.

García (2006) señala que, en particular, los problemas ambientales no pueden ser estudiados por simple adición de investigaciones disciplinarias. Se trata de problemáticas complejas donde están involucrados el medio físico-biológico, la producción, la tecnología, la organización social y la economía. Tales situaciones se caracterizan por la confluencia de múltiples procesos cuyas interrelaciones constituyen la estructura de un sistema que funciona como una totalidad organizada, a la cual se denominó sistema complejo. La complejidad de un sistema también está determinada por la heterogeneidad de los elementos que lo componen (o subsistemas), la interdefinibilidad (que los elementos no sean independientes, sino que se determinan mutuamente) y la mutua dependencia de las funciones que cumplen dichos elementos dentro del sistema total.

La aparición del enfoque de sistemas tiene su origen en la incapacidad manifiesta de la ciencia tradicional en el estudio de los agroecosistemas y la necesidad de abordarlos como sistemas complejos. Es así que se plantea la necesidad de estudios integrales en los que se incluya la multidimensionalidad que los agroecosistemas presentan. En una primera aproximación del estudio de los agroecosistemas se propone la esquematización de los mismos para poder reconocer los componentes del sistema.

2. Componentes de los sistemas

Los componentes de un sistema son aquellas partes constitutivas: los límites, los elementos y sus interrelaciones (internas y con el contexto) (*Figura 2.1*).

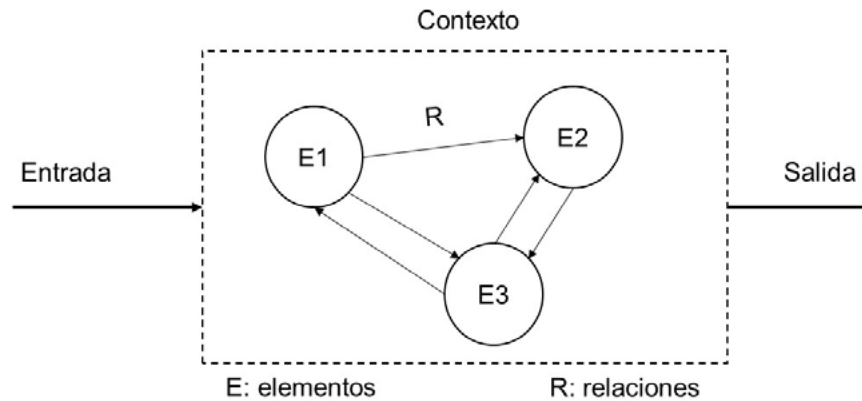


Figura 2.1. Esquema de diagramación de los componentes que conforman un sistema. E: elementos, R: relaciones unidireccionales o recíprocas. Adaptado de Graf (2004).

2.1. Límites

Los límites determinan el sistema abarcado. Es aquella frontera que separa el sistema de su entorno, definiendo qué es lo que queda dentro y qué afuera. La determinación de los límites constituye uno de los problemas más serios para el analista; comúnmente la demarcación de los límites sistémicos es arbitraria, definidos según la pregunta que motiva el análisis. Determinar el límite de interés es fundamental para marcar el foco de análisis, puesto que sólo será considerado como sistema lo que quede dentro de ese límite. Esto no significa necesariamente que lo que queda fuera no sea considerado. Por ejemplo, en los casos en que aquello que quedó afuera interactúe de alguna manera con lo que quedó adentro, su acción se toma en cuenta a través de las condiciones de contorno o las condiciones en los límites. Tales condiciones se especifican en forma de flujos (de materia, de energía, de créditos, de información, etc.).

Los criterios más relevantes para definir los límites de un sistema son:

- (i) la definición de los límites en forma tal que reflejen e incorporen todos los elementos que requiera el estudio y reduzcan al mínimo posible la arbitrariedad del recorte (es decir, la posibilidad de dejar elementos que permitan comprender el funcionamiento);
- (ii) la forma de tomar en cuenta las interacciones del sistema con el afuera, medio externo o contexto con lo que queda adentro del sistema y viceversa;
- (iii) la posibilidad de medir o registrar las entradas y salidas a través de los mismos.

De acuerdo con lo propuesto por García (2006), se pueden considerar diferentes tipos de límites: *físicos* (naturales, reales o tangibles) y *no físicos* (conceptuales). Los límites físicos pueden ser límites de propiedad (límite del establecimiento, chacra), límites consensuados o hacer referencia a las fronteras geográficas (de un país, una región, una selva, una urbe). Los límites no físicos son menos

obvios, pueden establecerse entre formas de producción, de organización económica o de culturas que coexisten en una región. Otro ejemplo, podría ser un tipo de interacción directa o indirecta en el estudio de una población. También pueden establecerse definiendo al conjunto de individuos que se desea investigar mediante sus contactos directos (familiares, iglesia, trabajo, etc.), dejando afuera los individuos que tienen relaciones indirectas con ese conjunto.

Reconocer o definir los límites es un paso fundamental, es indispensable para evaluar salidas y entradas desde y hacia los sistemas. Si los límites no son precisos no pueden percibirse dichos flujos, desde y hacia el sistema de referencia, o pueden confundirse flujos internos con salidas, o lo que serían salidas no deseadas que se quieren minimizar o evitar (contaminación, erosión, nutrientes).

2.2. Contexto o suprasistema

El contexto, suprasistema o medio externo, es todo aquello que se encuentra por fuera del sistema estudiado. No se puede decir que el entorno o ambiente en que se desarrolla o se estudia un sistema determinado no sea de interés al observador. El entorno influye decididamente sobre las propiedades del sistema y éste, a su vez, sobre el contexto. Entre el sistema y el contexto, determinado por un límite, existen infinitas relaciones. En general, no se toman todas sino sólo aquellas que interesan al análisis.

2.3. Elementos

La definición de Hardt (1985) sostiene que los elementos son la materia prima del sistema. Como se mencionó anteriormente, los elementos son interdefinibles (García, 2006), y se caracterizan por su número y tipo, a su vez, definen el arreglo, es decir las interacciones o el conjunto de relaciones que surgen entre los elementos. Si bien el número y el tipo de los elementos son muy importantes, el arreglo (conjunto de relaciones) es fundamental y determinante para la estructura del sistema.

El término **elemento** está tomado en un sentido neutral, ya que puede entenderse por él: una entidad (una cosa, un proceso), un concepto, un término o un enunciado. Los elementos del sistema suelen constituir unidades también complejas (subsistemas) que interactúan entre sí. Las relaciones entre los subsistemas adquieren una importancia fundamental porque determinan la estructura del sistema.

Las relaciones entre componentes constituyen la parte esencial de los sistemas, por lo que un sistema adquiere su carácter de unidad, totalidad o globalidad en la medida que sus componentes estén relacionados o vinculados de alguna manera. Las relaciones pueden ser de lo más variadas: espaciales, temporales, jerárquicas, de regulación, tróficas o de otro tipo de transferencia energética o de materia, transacciones económicas o de cualquier otra índole (Graf, 2004), pero siempre se refieren a algún grado de interdependencia entre los constituyentes estructurales del sistema. La red de relaciones entre las partes puede ser recíproca o unidireccional, estableciendo la manera en que reacciona un elemento según el comportamiento de otro relacionado (*Figura 2.1*). La abundancia de relaciones y posibilidades de conexiones entre componentes de sistemas complejos plantea la imposibilidad de establecer correspondencias sólo biunívocas y lineales entre un par de elementos del sistema.

Aquí se presentan algunos ejemplos de interacciones. Desde la ecología se clasifican de acuerdo con el impacto que tienen sobre la densidad o biomasa de una especie sobre otra. Estas interaccio-

nes pueden ser: neutralismo, comensalismo, depredación, amensalismo, competencia, mutualismo. El neutralismo implica que ninguna especie influye sobre otra. Las interacciones que incluyen al menos un efecto neutro para una de las poblaciones son el amensalismo y el comensalismo. La competencia se describe como aquella interacción en que las dos especies salen desfavorecidas. La depredación es aquella en la que una de las especies se favorece con la interacción mientras que la otra se ve perjudicada. El parasitismo tiene un mecanismo diferente, ya que el depredador (parásito) se alimenta de su presa sin causar la muerte. Mientras que el mutualismo es una relación en la que ambos participantes se benefician de la interacción.

3. Estructura del sistema

Las características de los elementos y el número de estos determinan las relaciones entre ellos y la estructura. Así, las propiedades de un sistema quedan determinadas por su estructura y no sólo por los elementos. Sin embargo, las propiedades de los elementos y de la estructura corresponden a dos niveles de análisis diferentes.

Las propiedades estructurales del sistema establecen su estabilidad o inestabilidad con respecto a cierto tipo de perturbaciones. La inestabilidad está, a su vez, asociada a los procesos de desestructuración y reestructuración del sistema. Estos procesos constituyen, junto con la estructura, el objetivo fundamental de análisis. Se trata, pues, de un estudio de la dinámica del sistema y no del estudio de un estado en un momento dado. El investigador llega a comprender la significación de cada elemento del cuadro sólo después que ha captado su estructura.

El estudio de la estructura del sistema no sólo no excluye la historicidad, sino que claramente la explica. La razón no es paradójica: el estudio de las estructuras que tiene hoy un sistema puede abarcar el análisis de los mecanismos de estructuración y desestructuración de los últimos veinte o treinta años para conocer cuándo y cómo se transformaron esas estructuras.

4. Procesos y niveles de análisis

El nudo central del análisis de la dinámica de los sistemas es el estudio de procesos. Los procesos describen los cambios que tienen lugar en el sistema, lo cual requiere efectuar una cuidadosa distinción entre niveles de procesos.

El proceso es lo que transforma una entrada en salida. Diversas combinaciones de entradas o su combinación en diferentes secuencias pueden originar diferentes situaciones de salida. Con frecuencia estos procesos son conocidos; no obstante, algunas veces la forma en que ocurre esta transformación se desconoce o no interesa. La “caja desconocida” se utiliza para representar a los sistemas cuando se desconoce qué elementos o cosas componen al sistema o proceso, pero se sabe que a determinadas entradas corresponden determinadas salidas. Con ello se puede deducir que, ante determinados estímulos, las variables funcionarían en cierto sentido.

Las entradas y las salidas representan el relacionamiento del sistema con el contexto (Graf, 2004). Estos flujos son los estímulos y las respuestas procesadas por el sistema. Las salidas de un sistema se convierten en entrada de otro, que la procesará para convertirla en otra salida, repitiéndose este ciclo

infinitamente. Los sistemas abiertos requieren y procesan elementos (energía, materia, información) de sus ambientes (García, 2006). Que un sistema sea abierto significa que establece intercambios permanentes con su medio externo; intercambios que determinan su estado, capacidad reproductiva o continuidad, es decir, su viabilidad.

Las entradas son los ingresos al sistema desde el ambiente externo; pueden ser recursos materiales, recursos humanos o información. Estas constituyen la fuerza de arranque que suministra al sistema sus necesidades operativas, lo hacen funcionar. Las salidas de los sistemas son los resultados que se obtienen de procesar las entradas, es decir, del funcionamiento del sistema o, alternativamente, el propósito para el cual existe el sistema. Al igual que las entradas, éstas pueden adoptar la forma de productos, servicios e información.

Los niveles jerárquicos se establecen entre los diferentes sistemas. Un sistema puede ser un subsistema de un sistema de mayor jerarquía y, a su vez, contener diferentes subsistemas. Es ideal analizar un sistema y conocer el sistema que lo contiene y los sistemas que están dentro.

5. Función del sistema

La función está relacionada con el proceso de recibir entradas y producir salidas. Las características de la función son el resultado directo de las características de estructura de un sistema. Analizar un sistema no es otra cosa que relacionar la estructura con la función de dicho sistema. Los procesos, además de la estructura, determinan propiedades emergentes a través de las cuales pueden ser evaluados los agroecosistemas y brindar puntos de comparación para el análisis.

Entender el funcionamiento de un agroecosistema (*e.g.* finca) es esencial para poder diagnosticar si se están alcanzando o no los objetivos de sustentabilidad y/o comprender los problemas que puede tener de diseño y manejo. El enfoque de sistemas es una herramienta adecuada para concebir esto porque permite generar un modelo de la realidad para saber cómo está funcionando.

En resumen, a partir de las definiciones se pueden extraer aspectos fundamentales del concepto sistema:

- La existencia de elementos diversos e interconectados.
- El carácter de unidad global del conjunto.
- La integración del conjunto a un entorno.
- La existencia de una finalidad u objetivos asociados al mismo.

6. Ejemplos de análisis de agroecosistemas mediante la teoría de sistemas

Destefano *et al.* (2020) graficaron un agroecosistema campesino, teniendo en consideración la dimensión ecológico-productiva descrita por Sarandón *et al.* (2006), la cual contempla entradas y salidas tanto voluntarias/controladas (flujo horizontal), como involuntarias/espontáneas (flujo vertical) (*Figura 2.2*). Para poder definir las entradas y salidas, previamente, se definió el límite, el cual es de

tipo físico y se corresponde con la escala predial. Los componentes que se ubican dentro del sistema (elemento o subsistema) se unen por flechas que representan flujos de materia y energía. Los autores mencionan que a partir del gráfico pueden observarse propiedades emergentes del sistema. En particular, se enfatiza en la diversificación de la producción (diferenciando lo destinado a autoconsumo, de lo que sale del sistema por comercialización, intercambio o donación). Así, la diversificación puede observarse en varios aspectos: diversidad planificada y asociada en el predio, diversidad de productos comercializados (que salen del sistema), grado de apertura de los ciclos de materiales y el grado de integración de los subsistemas. Nótese que, en la **Figura 2.2**, sólo aparecen algunos elementos de las dimensiones económica y social del agroecosistema, que según la forma que se construya el sistema pueden considerarse subsistemas diferentes del ecológico. La representación gráfica de esta complejidad es difícil de resolver, por lo que en este ejemplo sólo se incluyó una dimensión (ecológica-productiva). Sin embargo, es importante aclarar que esta dimensión por sí sola no permite comprender el funcionamiento del agroecosistema en cuestión.

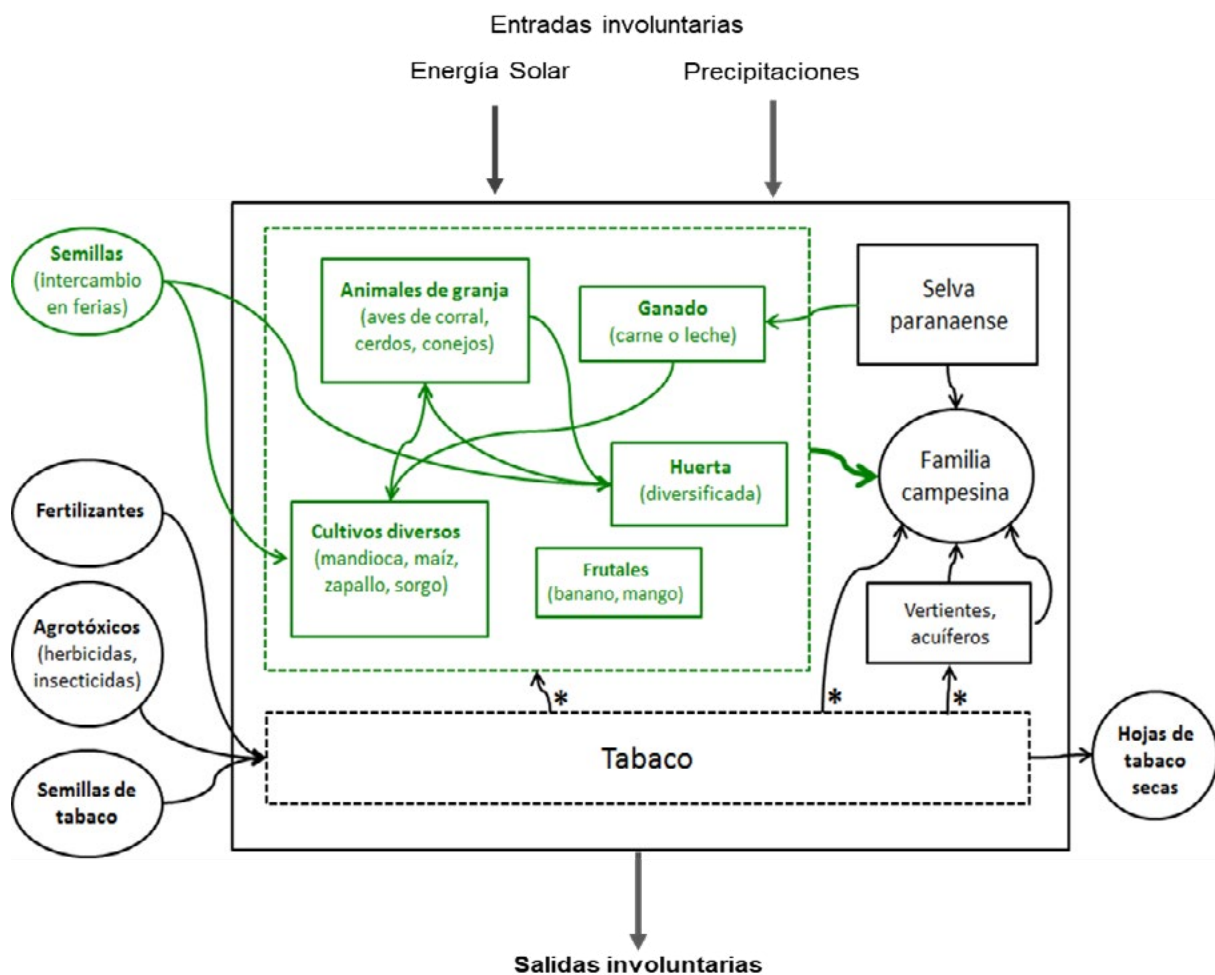


Figura 2.2. Esquema de la dimensión ecológico-productiva de un agroecosistema campesino. Los flujos (flechas) en sentido horizontal indican entradas y salidas que son voluntarias/controladas; y en sentido vertical, a las involuntarias/espontáneas. El recuadro exterior (línea llena) indica los límites del sistema. Por dentro están los subsistemas (cajas) y los principales flujos de materia y energía (flechas). Las cajas con líneas punteadas indican subsistemas productivos. En verde se muestra el subsistema diversificado, sin uso de agrotóxicos (destinado al autoconsumo) y en negro, el subsistema industrial con fuertes flujos (flechas) desde y hacia afuera del sistema. Los (*) indican posibles flujos de contaminantes. Adaptado de Destefano et al. (2020) a partir del trabajo de Sarandón et al. (2006).

7. Propiedades de los agroecosistemas

Los agroecosistemas son unidades agropecuarias cuya producción es el resultado de combinar factores humanos, de manejo, físicos, químicos y biológicos. Un agroecosistema da cuenta de la realidad de un grupo humano con necesidades productivas, físicas y espirituales, entre otras. Estas necesidades se enmarcan en el contexto de un ambiente predeterminado por las precipitaciones, viento, radiación, humedad, temperatura, tipo de suelo, accesibilidad a recursos (agua, nutrientes), y dentro de un contexto social, político y económico. Las propiedades emergentes son las que surgen del sistema a partir de sus características estructurales y funcionales que lo determinan.

Como se mencionó anteriormente, la noción de funcionamiento se asocia a la recepción y procesamiento de las entradas al sistema para la obtención de las salidas. Desde un punto de vista general, algunas de las propiedades emergentes que resultan de interés son (i) la magnitud de la salida (la productividad), (ii) la cantidad de productos distintos que salen del sistema (diversidad), (iii) la relación entre la salida y la entrada (la eficiencia), (iv) la probabilidad de que ocurra un nivel de respuesta dado (la variabilidad de la salida o estabilidad del sistema). Además, otras propiedades emergentes que se abordarán en este capítulo son la resiliencia, la equidad, la autonomía/autogestión y la sustentabilidad, las que permiten distinguir la condición de los agroecosistemas.

La productividad refiere a la capacidad del agroecosistema para brindar un cierto nivel de bienes y servicios (*Figura 2.3*). En general, se define por ser una medida de la cantidad producida por unidad de superficie. En términos generales, el factor limitante es la tierra, y se expresa como rendimiento obtenido por hectárea (kg ha^{-1}). También puede expresarse por el nivel de bienes y servicios que se generan, considerando el proceso por unidad de tiempo. Una cuestión para considerar en los agroecosistemas de las/os pequeñas/os agricultoras/es es que, durante los procesos productivos, suele darse prioridad a la obtención u optimización de aquellos recursos que son escasos o insuficientes en el predio. Por otro lado, las/os agricultoras/es parecen elegir tecnologías de producción sobre la base de decisiones que toman en cuenta la totalidad del sistema agrícola y no de un cultivo en particular.

La eficiencia es otra manera de cuantificar el funcionamiento de un agroecosistema que cuantifica la relación que se establece entre la cantidad de producto obtenido por unidad de insumo invertido. La productividad puede medirse en unidades energéticas, de labor o trabajo, de inversión de dinero, en términos de relación con necesidades o en forma de coeficientes energéticos. Cuando los patrones de producción son analizados mediante estos coeficientes, queda de manifiesto que los sistemas tradicionales son extremadamente más eficientes que los agroecosistemas modernos en cuanto al uso de energía.

La estabilidad de los agroecosistemas puede ser evaluada, por ejemplo, a través de la constancia de la producción, o sea, mediante la evolución de los rendimientos obtenidos con la misma tecnología y material genético en años con condiciones climáticas contrastantes (*Figura 2.3*). Las restricciones climáticas pueden conducir a la variabilidad de la productividad o del rendimiento llevando a alteraciones de la estabilidad o limitando la elección de algunos cultivos. En otros casos, el agricultor puede mejorar la estabilidad biológica del sistema seleccionando cultivos más adaptados o desarrollando métodos que permitan aumentar los rendimientos. La tierra puede ser regada, provista de cobertura, abonada, o los cultivos pueden ser intercalados o rotados para mejorar la diversificación del sistema. El agricultor puede complementar su propio trabajo utilizando animales o máquinas, o empleando

fuerza de trabajo de personas. De esta manera, la naturaleza exacta de la respuesta no depende sólo del ambiente, sino también de otros factores de la sociedad. Por esta razón, el concepto de estabilidad debe ser expandido para abarcar consideraciones de tipo socioeconómico y de manejo.

Otra propiedad tiene que ver con la capacidad del agroecosistema para recuperarse, mantenerse y/o llegar a un nuevo estado de equilibrio, luego de sufrir perturbaciones, ya sea de corte social, económico o ambiental. Así surge el concepto de resiliencia: capacidad de los agroecosistemas de recuperarse luego de sufrir algún disturbio, aunque difícilmente logren un equilibrio ecológico. En otros términos, es la velocidad con que la variable perturbada regresa a su estado previo. Esta velocidad puede cambiar a lo largo del proceso que lleva a la variable de regreso a la condición original. De esta manera, la resiliencia puede evaluarse en diferentes intervalos del trayecto de regreso, o bien como la velocidad promedio en todo el trayecto. A mayor velocidad, mayor eficiencia de los mecanismos de autorregulación del proceso. Los agroecosistemas pueden alcanzar altos niveles de producción y tienen algunas características de un ecosistema “inmaduro” o en las primeras etapas de una sucesión ecológica. Por el contrario, los ecosistemas naturales acumulan parte de su productividad para mantener su estructura física y biológica que les permite mantener la fertilidad del suelo y la estabilidad biótica. Los ecosistemas naturales, ante severas alteraciones en el ambiente físico externo como sequías, inundaciones, temperaturas extremas, entre otras, pueden adecuarse y continuar funcionando con escasa desorganización. Esto es explicable porque conservan mecanismos de transferencia de energía y nutrientes, así como los procesos ecológicos que les permiten adaptarse a condiciones extremas. Además, los controles bióticos internos (relaciones depredador/presa) evitan grandes oscilaciones del número de componentes manteniendo la estabilidad del ecosistema natural. Esto no sucede en los agroecosistemas que tienen menor capacidad de ciclado de nutrientes, pocos mecanismos de conservación del suelo y regulación de adversidades debido a la continua intervención humana en la estructura y función del ecosistema. Por lo tanto, la resiliencia, sólo se presenta en procesos estables.

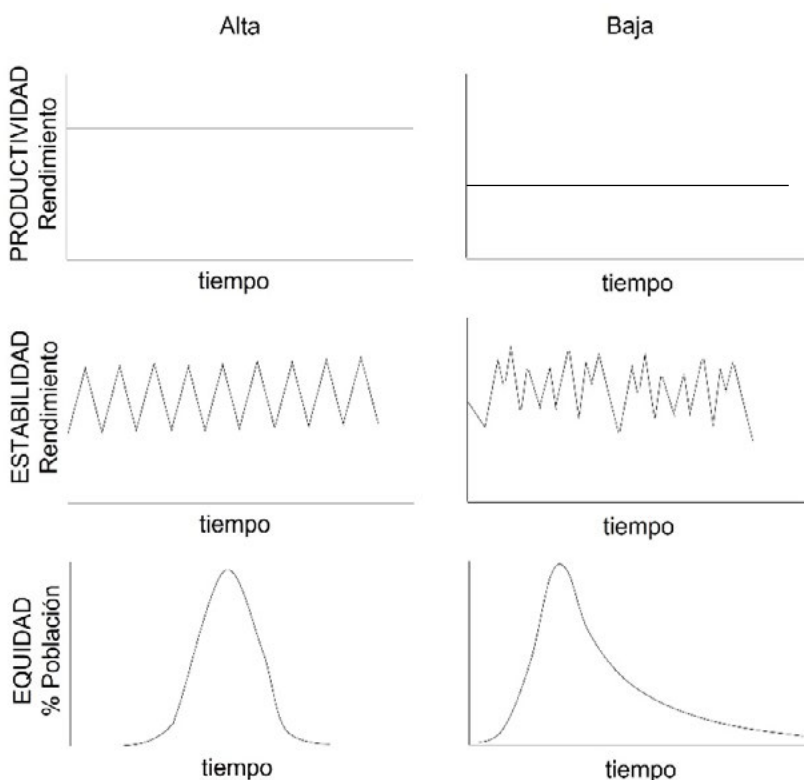


Figura 2.3. Agroecosistemas que difieren en productividad, estabilidad y equidad. Adaptado de Altieri et al. (1995).

La equidad se alcanza cuando un agroecosistema satisface demandas razonables de alimento sin imponer a la sociedad aumentos en los costos sociales de la producción. Por lo tanto, la equidad supone medir el grado de uniformidad con que son distribuidos los productos del agroecosistema entre los productores y consumidores locales (*Figura 2.3*). Sin embargo, la equidad es mucho más que ingresos adecuados, buena nutrición o tiempo suficiente para el esparcimiento. Por ello, varios de los aspectos de la equidad no son fácilmente definibles ni medibles en términos científicos. La equidad puede medirse cuando al lograr la distribución de oportunidades o ingresos dentro de una comunidad realmente mejora (*Figura 2.3*).

La autonomía es el grado de integración y movimiento de materiales, energía e información que existe entre los componentes del agroecosistema, y del control de estos flujos hacia dentro o fuera del mismo. Puede ser considerada como el grado de (in)dependencia del exterior de las entradas (energía, dinero, información, materiales, recursos humanos) para el funcionamiento del sistema de producción. La noción de autonomía, de acuerdo con van der Ploeg (2009) refiere a un conjunto de elementos que pueden reducir la dependencia del agroecosistema con respecto al mercado y al Estado. En este sentido, la autonomía se construye no sólo en torno a la mejora en la “base de recursos” sino también en la generación de procesos socio-organizativos locales que fomenten las relaciones de solidaridad entre productores familiares, campesinos, etc.

El concepto de sustentabilidad surgió en el Informe Brundtland de la Comisión Mundial sobre el Medio Ambiente y del Desarrollo (CMMAD, 1987), que definió al desarrollo sustentable como aquel “que permite satisfacer las necesidades de las generaciones presentes sin comprometer las posibilidades de las generaciones futuras”. A partir de esta primera idea emergieron otras definiciones. Una de ellas entiende por sustentabilidad a la producción de alimentos, granos, alimentos, fibras, forrajes, biocombustibles y carne con un enfoque integral y holístico que equilibra el bienestar ambiental, la equidad social y la viabilidad económica entre todos los sectores de la sociedad, incluyendo a las comunidades internacionales, a través de las generaciones (Gliessman, 2000). De aquí surge la idea de que el manejo sustentable debe extenderse en el tiempo y dentro de un marco global.

La sustentabilidad es la medida de la habilidad de un agroecosistema para mantener la producción a través del tiempo, en presencia de repetidas restricciones ecológicas y presiones socioeconómicas. La productividad de los sistemas agrícolas no puede ser aumentada indefinidamente. Los límites fisiológicos del cultivo, la capacidad de carga del hábitat y los costos externos implícitos en los esfuerzos para mejorar la producción imponen un límite a la productividad potencial. Este punto constituye el “equilibrio de manejo”, por lo cual el agroecosistema se considera en equilibrio con los factores ambientales y de manejo del hábitat produciendo un rendimiento sostenido. Las características de este manejo balanceado varían con diferentes cultivos, áreas geográficas y entradas de energía y, por lo tanto, son altamente específicas del lugar (Altieri y Nicholls, 2000).

A escala mundial está emergiendo un consenso en cuanto a la necesidad de nuevas estrategias de desarrollo agrícola para asegurar una producción estable de alimentos acorde con la calidad ambiental (Altieri y Nicholls, 2000). Los objetivos que se persiguen son (i) sociales (la seguridad alimentaria), (ii) económicos (la erradicación de la pobreza), y (iii) ambientales (la conservación y protección del ambiente y los recursos naturales) (*Figura 2.4*). Aunque la agricultura es una actividad basada en recursos renovables y algunos no renovables (e.g. petróleo), al implicar la artificialización de los ecosistemas, ésta se asocia al agotamiento de algunos recursos. La reducción de la fertilidad del suelo, la erosión, la contaminación de aguas, la pérdida de recursos genéticos, etc., son manifestaciones claras

de las externalidades de la agricultura. Además de implicar costos ambientales, estas externalidades también implican costos económicos. En la medida que la degradación se agudiza, los costos de conservación aumentan. Entonces estudiar estos costos ambientales es uno de los desafíos del análisis económico que se realiza rutinariamente en las actividades agrícolas. La contabilidad ambiental que incluye, por ejemplo, los costos de erosión, la contaminación por plaguicidas, etc., debiera ser un aspecto crucial del análisis comparativo de diferentes tipos de agroecosistemas.

Existen varias definiciones sobre agricultura sustentable. Sin embargo, ciertos objetivos son comunes a la mayoría de las definiciones:

- Producción estable y eficiente de recursos productivos.
- Seguridad y autosuficiencia alimentaria.
- Uso de prácticas agroecológicas o tradicionales de manejo.
- Preservación de la cultura local y de la pequeña propiedad. Asistencia a los más pobres a través de un proceso de autogestión.
- Un alto nivel de participación de la comunidad en decidir la dirección de su propio desarrollo agrícola.
- Conservación y regeneración de los recursos naturales.

Es claro que no será posible lograr simultáneamente todos estos objetivos en todos los proyectos de desarrollo rural. Existen intercambios entre los diferentes objetivos, ya que no es fácil obtener a la vez alta producción, estabilidad y equidad. Además, los sistemas agrícolas no existen aislados, los agroecosistemas locales pueden ser afectados por cambios en los mercados nacionales e internacionales. A su vez, los cambios climáticos globales pueden afectar a los agroecosistemas locales a través de sequías e inundaciones. Sin embargo, los problemas productivos de cada agroecosistema son altamente específicos del sitio y requieren de soluciones específicas. El desafío es mantener una flexibilidad suficiente que permita la adaptación a los cambios ambientales y socioeconómicos impuestos desde afuera.

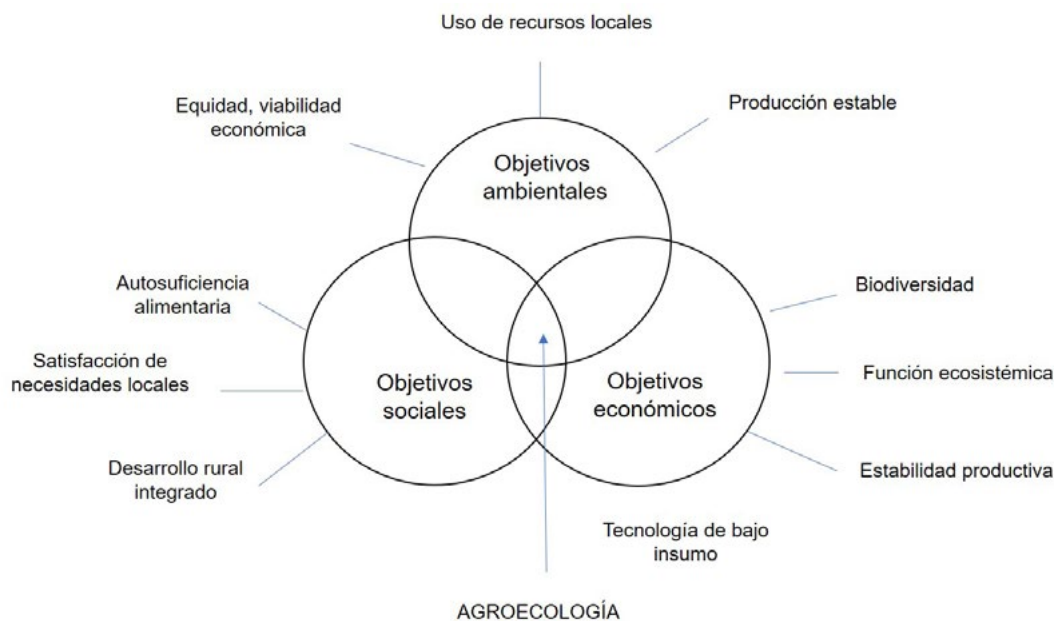


Figura 2.4. El rol de la agroecología en la satisfacción de los objetivos múltiples de la agricultura. Extraído de Altieri y Nicholls (2000).

La dificultad para caracterizar la sustentabilidad de los agroecosistemas se debe en parte a que es necesario abarcar múltiples dimensiones (productivas, ecológicas, ambientales, sociales, culturales, económicas, políticas, temporales) con un enfoque holístico y sistémico (Sarandón y Flores, 2009). Diferencias en la escala de análisis, objetivo deseado, tipo de producción, características de los productores, actividades desarrolladas, etc., determinan que no exista un único conjunto universal de indicadores. Los indicadores, no obstante, deben ser precisos, simples de obtener e interpretar, sensibles en un rango amplio de condiciones y cambios temporales (Sarandón *et al.*, 2006). Para una adecuada selección, según la metodología propuesta por el Marco de Evaluación de Sustentabilidad basado en Indicadores (MESMIS), el primer paso es consensuar la definición de sustentabilidad. Esto permite clarificar el objetivo que responda qué, por qué y para qué se evalúa la sustentabilidad. El paso siguiente es definir la escala temporal y el nivel de análisis o límites del sistema.

La representación utilizada en la **Figura 2.5**, permite detectar los puntos críticos y discriminar con facilidad la situación real de la ideal. Asimismo, se distinguen indicadores por debajo del umbral (puntuación máxima, línea externa) que pertenecen a la dimensión económica y sociocultural. En el caso que dichos indicadores se asocian a los requisitos de sustentabilidad, resulta en información valiosa para ahondar en las causas que los originan y será el punto de partida para nuevas preguntas y opciones de posibles manejos de los agroecosistemas.

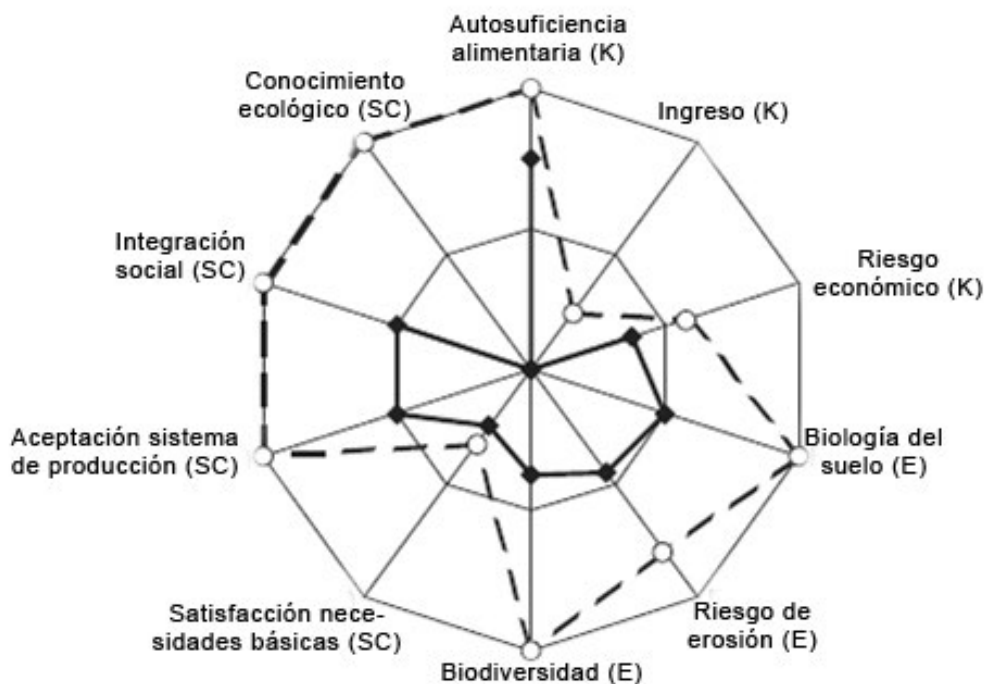


Figura 2.5. Sustentabilidad en dos explotaciones de la provincia de Misiones (líneas punteada y negra) caracterizada por indicadores económicos (K), ecológicos (E) y socioculturales (SC). El umbral se representa con el anillo interior de la figura. Extraído de Sarandón *et al.* (2006).

Bibliografía

- Altieri, M. A. (1995). El agroecosistema: determinantes, recursos, procesos y sustentabilidad. En: Altieri, M. A. (Ed.). *Agroecología. Bases científicas para una agricultura sustentable*. (pp. 29-50). Santiago, Chile: CLADES.
- Altieri, M. A. (2002). Agroecología: principios y estrategias para diseñar sistemas agrarios sustentables. En: Sarandón, S. J. (Ed.). *Agroecología. El camino hacia una agricultura sustentable*. (pp. 49-98). La Plata, Argentina: Ediciones Científicas Americanas.
- Altieri, M. A. y Nicholls, C. I. (2000). Agroecología. Teoría y práctica para una agricultura sustentable. Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente. (pp. 250). México, México: Red de Formación Ambiental para América Latina y el Caribe.
- Becht, G. (1974). Systems theory, the key to holism and reductionism. *Bioscience*, 24:579-596.
- Comisión Mundial del Medio Ambiente y del Desarrollo-CMMAD. (1987). Nuestro futuro común. Informe. Madrid.
- Destefano, C. A., Fernández, P. L., Perri, D., Biggeri, M. E., Gallardo, N., Facio, F., Nazábal, B., López del Valle, C., Leibovich, T., Mochi, L. S., Fixman, C., Grinstein, A. y Vega, D. (2020). Herramientas didácticas para la integración de las dimensiones política, socio-económica y ecológico-productiva en la asignatura “Agroecosistemas Campesinos”, en VIII Congreso Latinoamericano de Agroecología. Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires. Montevideo, Uruguay.
- Evans, F. C. (1956). Ecosystem as the Basic Unit in Ecology. *New Series*, 123(3208): 1127-1128.
- García, R. (2006). *Sistemas complejos. Conceptos, métodos y fundamentación epistemológica de la investigación interdisciplinaria*. (pp. 201). Barcelona, España: Gedisa.
- Gliessman, S. R. (2000). The ecological foundations of agroecosystem sustainability. En: Gliessman, S. R. (Ed.). *Agroecosystem sustainability, developing practical strategies*. (pp. 3-14). Boca Ratón, Florida, USA: CRC Press.
- Graf, E. (2004). El abordaje de la realidad a través del enfoque de sistemas. *Ecología Agraria*. Recuperado de: http://www.fagro.edu.uy/~ira/ea/materiales/2018/Unidad%201.%20Ciencia%20y%20Sistemas.%20%20Graf_2004_El_abordaje_de_la_realidad_a_trav_s_del_Enfoque_de_Sistemas.pdf
- Hart, R. D. (1985). *Agroecosistemas. Conceptos Básicos*. (pp. 159). Costa Rica: Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE).
- Kirchmann, H. y Thorvaldsson, Y. G. (2000). Challenging targets for future agriculture. *Eur. J. Agron*, 12: 145-161.
- Morin, E. (1994). *Introducción al pensamiento complejo*. (pp. 164). Barcelona, España: Gedisa.
- Norgaard, R. B. y Sikor, T. O. (1987). Metodología y práctica de la agroecología. En: Altieri, M. A. (Ed.). *Agroecología. Bases científicas para una agricultura sustentable*. (pp. 31-46). Montevideo, Uruguay: Narciso-Comunidad.
- Odum, E. (1999). *Ecología: el vínculo entre las ciencias naturales y las sociales*. (pp. 295). México: CECSA.
- Odum, E. y Barrett, G. W. (2004). Redesigning industrial agroecosystems: incorporating more ecological processes and reducing pollution. En: Clementsy, D. y Shrestha, A. (Eds.). *New dimensions in agroecology*. (pp. 45-60). New York, USA: Food Products Press.
- Ríos Osorio, L. A., Lobato, M. O. y Del Castillo, X. Á. (2009). An epistemology for sustainability science: a proposal for the study of the health/disease phenomenon. *International Journal of Sustainable Develop World Ecol.*, 16: 48-60.
- Sarandón, S. J., Zuluaga, M. S., Cieza, R., Gómez, C., Janjetic, L. y Negrete, E. (2006). Evaluación de la sustentabilidad de sistemas agrícolas de fincas en Misiones, Argentina, mediante el uso de indicadores. *Agroecología*, 1: 19-28.
- Sarandón, S. J. y Flores, C. (2009). Evaluación de la sustentabilidad en agroecosistemas: una propuesta metodológica. *Agroecología*, 4: 19-28.

- Van der Ploeg, J. D. (2009). *The new peasantries: struggles for autonomy and sustainability in an era of empire and globalization*. Earthscan Publications Ltd. London and Sterling, VA: Earthsca. Pp 358
- Vega, D. (2017). Una (re)conceptualización de la salud de los cultivos desde una perspectiva agroecológica. Dos estudios de caso en la Pampa Austral argentina. Tesis de maestría. Universidad de Antioquia, Colombia.

1. Introducción

La Argentina posee una excelente posición en lo que respecta a su gran competitividad en la producción de alimentos, obteniendo una gran variedad de productos en diferentes regiones del país. Las distintas regiones difieren por clima y suelo, y determinan las áreas agroclimáticas aptas para el desarrollo de los diferentes sistemas productivos. La región pampeana es la más relevante desde el punto de vista productivo, ya que cerca del 80% de los granos se obtienen de dicha región. La misma se caracteriza por tener un clima templado con temperaturas que promedian anualmente los 15 °C en el sur y 18 °C en el norte y precipitaciones que decrecen de nordeste a suroeste (1100 a 600 mm).

La agricultura argentina se caracteriza por ser principalmente extensiva y en secano, es decir, sin riego. El trigo, maíz, soja y girasol son los cuatro cultivos anuales que representan alrededor del 90% de la producción total de granos. Por ello, la Argentina es considerada un país de exportaciones primarias, donde el 75% de lo exportado por las 31 cadenas agroalimentarias son “commodities”. Dentro del sector agrícola, a escala mundial, la Argentina es el décimo productor y el quinto exportador mundial de trigo, el sexto productor y el segundo exportador mundial de maíz, el tercer productor mundial de aceite y harinas de soja, y el primer exportador de aceite y harinas de girasol y soja (PNUD, 2011).

2. Cultivos y rotaciones

Los sistemas de producción agrícola tienen por objetivo la cosecha de granos. La cantidad de granos cosechados se relaciona positivamente con la biomasa generada por el cultivo. Esto se debe a que la acumulación de biomasa está asociada a la capacidad del cultivo de captar recursos y traslocarlos a los granos. La cantidad de producto cosechado por unidad de superficie es el rendimiento, que es lo que se busca maximizar interviniendo en el ambiente en el cual crece el cultivo de interés, y tomando decisiones de manejo sobre el mismo (fertilización, control de adversidades, etc.). Las interacciones que existen entre el cultivo y los individuos de otras especies se denominan interespecíficas, mientras que las que ocurren entre individuos de la misma especie se llaman intraespecíficas son numerosas. Algunas de estas interacciones ejercen mucho control sobre el cultivo y su rendimiento, y otras muy poco. En un sistema de producción agrícola se necesita tomar decisiones para optimizar estas interacciones. Las cuestiones que son clave para el éxito de un cultivo son la selección del material genético, la fecha de siembra, la densidad de plantas, la condición del suelo, la fertilización, el control de plagas y la eficiencia de cosecha.

Las decisiones de manejo se van tomando a lo largo del ciclo agrícola, el cual consta de varias etapas (*Figura 3.1*). Comenzando por el barbecho, que es el período comprendido entre la cosecha de un cultivo y la siembra del próximo. Luego continúa la siembra del cultivo de interés, su germinación y emergencia y el crecimiento y desarrollo del mismo. El cultivo cumple diferentes estadios desde la

emergencia hasta su madurez, las cuales se denominan etapas fenológicas y generalmente se subdividen en etapa vegetativa y reproductiva. Finalmente, se realiza la cosecha, que para los cultivos extensivos es totalmente mecanizada (**Figura 3.1**).

Figura 3.1. Ciclo agrícola: siembra del cultivo, emergencia del cultivo, crecimiento y desarrollo del cultivo, cosecha de granos, barbecho y siembra del cultivo siguiente.



Durante el barbecho puede realizarse algún cultivo que no tiene objetivo económico-comercial, sino contribuir al control de la erosión del suelo, la acumulación y la retención de materia orgánica (MO) y del nitrógeno (N) para la posterior liberación durante el período de cultivo siguiente y el control de las malezas (al reducir el establecimiento). Estos cultivos se denominan cultivos de cobertura y abono verde. Es importante, sin embargo, hacer un manejo cuidadoso respecto del contenido de agua en el suelo para la siembra del próximo cultivo de interés productivo.

Cuando el barbecho se realiza sin ningún cultivo, el objetivo es acumular agua y nitrógeno disponible para el cultivo subsiguiente. El control de malezas se puede realizar en forma mecánica o química (*i.e.* con herbicidas). Cuando el control es mecánico, el laboreo del suelo favorece el proceso de mineralización del N orgánico y se liberan formas disponibles como nitratos (NO_3^-).

En condiciones agroclimáticas favorables se pueden realizar dos cultivos agrícolas en un mismo año. Por ejemplo, en la región pampeana es usual encontrar una sucesión de cultivos como trigo/soja de segunda-maíz (**Figura 3.2**) o trigo/soja de segunda-soja de primera. En estos casos, el cultivo de trigo y soja de segunda se realizarían en el primer año y el cultivo de maíz o el de soja de primera se

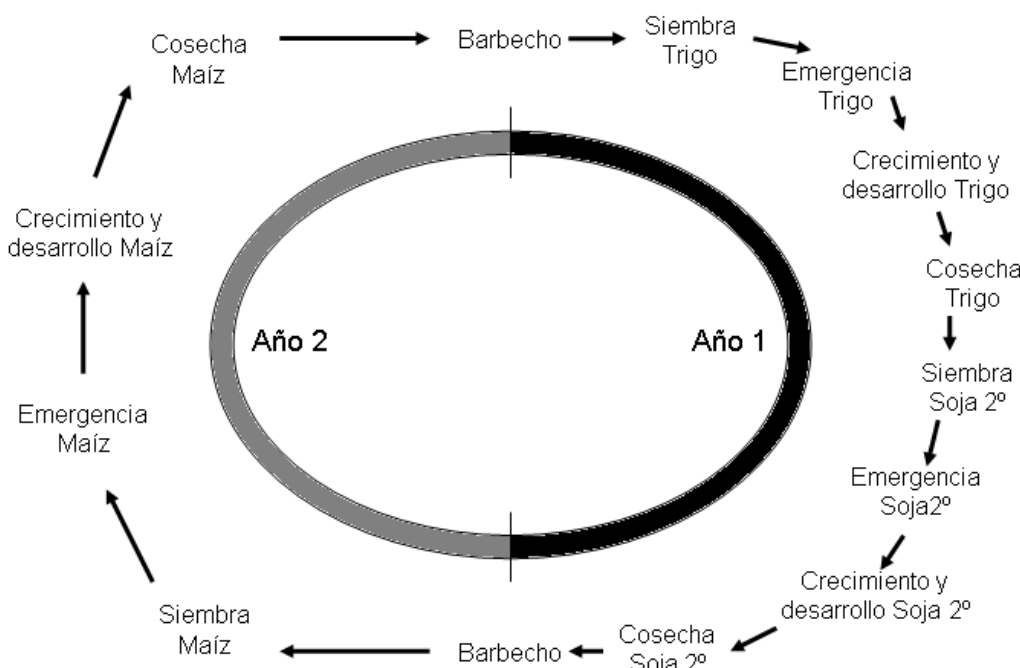


Figura 3.2. Ciclos agrícolas: durante el primer año se realiza trigo y soja de segunda (2ª), mientras el cultivo de maíz se realiza en el segundo año.

realizarían en el segundo año. La posibilidad de realizar dos cultivos en un año se debe principalmente a la adopción de la siembra directa, debido a que presenta una ventaja relacionada a la conservación del agua en el suelo y a la oportunidad de siembra.

Los cultivos de trigo, maíz, soja y girasol tienen períodos de ocupación durante el año diferentes de acuerdo con la ecofisiología del cultivo y a las condiciones climáticas de la región (precipitaciones, temperatura, período libre de heladas). Por ello, existen momentos óptimos para el desarrollo del cultivo para las latitudes dentro de las que se encuentra la región pampeana (*Figura 3.3*).

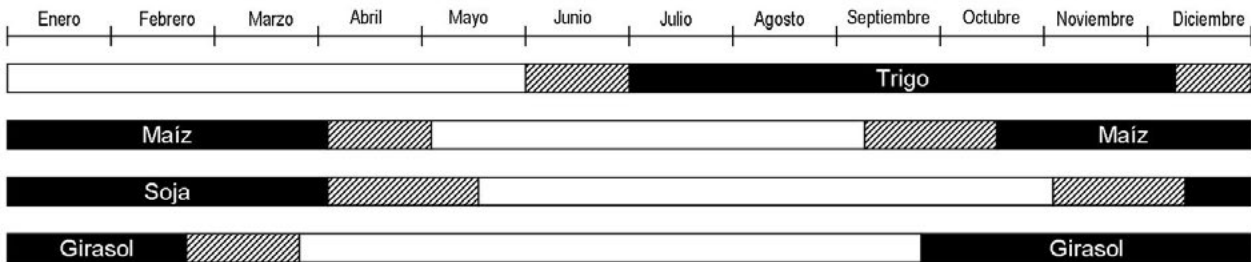


Figura 3.3. Meses ocupados por los cultivos de trigo, maíz, soja y girasol en la región pampeana. Barras negras: período de ocupación; barras rayadas: posibles meses de ocupación de acuerdo con decisiones de manejo; barras blancas: período de barbecho. Fuente: <http://www.siiia.gov.ar/index.php/series-por-tema/agricultura>.

La época del año que ocupa cada cultivo es importante para poder diseñar las rotaciones y determinar los tiempos de ocupación de los suelos. La presencia de cultivos en el campo es importante, ya que conlleva numerosos beneficios en la estructura del suelo a través de la presencia de raíces generando bioporos, en el ciclado de nutrientes, y en la incorporación carbono orgánico al suelo. El tiempo de ocupación de los suelos se refleja mediante un coeficiente denominado *índice de intensificación de la secuencia*, en el que se relaciona el número de meses ocupados por los cultivos en el año con el número total de meses del año (Caviglia *et al.*, 2010; Sasal *et al.*, 2010). Por ejemplo, el monocultivo de soja ocupa cinco meses aproximadamente y el doble cultivo trigo/soja de segunda ocupa cinco meses del cultivo de trigo y cuatro meses del cultivo de soja de segunda, sumando nueve meses en el año, de modo que el índice de intensificación de la secuencia es de 0,42 y 0,75, respectivamente.

3. Sistemas de labranza

Las labranzas son formas de manejo del suelo y pueden clasificarse de acuerdo con la intensidad o cantidad de labores para la preparación de la cama de siembra. La labranza con mayor **número de** pasadas de implementos es la **labranza convencional** (LC), con menor cantidad de labores están la **labranza reducida** o **labranza mínima**, y cuando sólo se produce un pequeño laboreo en la línea de siembra durante la operación de siembra es lo que se denomina **labranza cero** o **siembra directa** (SD). Los sistemas de labranzas son diversos, pero su objetivo es generar las condiciones adecuadas de suelo para colocar la semilla, que germine y pueda emerger, y propiciar un ambiente adecuado para el crecimiento y anclaje de las raíces.

La LC es una práctica que incluye una sucesión de pasadas de diferentes implementos con el fin de romper agregados y refinar el suelo. Este laboreo incorpora los residuos de cosecha, dejando el suelo

descubierto. El laboreo es una herramienta para el manejo del suelo y tiene un efecto importante sobre la fertilidad y el control de malezas. En la labranza primaria se pasa algún tipo de arado para roturar el suelo y, en la labranza secundaria, se pasan implementos más livianos con el objetivo de refinar y nivelar el suelo. Un ejemplo de sucesión de pasadas podría ser: arado de reja-vertedera → rastra de discos → rastra de dientes → rolos.



La labranza mínima o labranza reducida implica remover y aflojar el suelo sin rebatirlo, para conservar su estructura y evitar procesos de compactación. En la labranza mínima se reduce el número de laboreos en comparación con los sistemas convencionales de labranza. Dependiendo de los implementos utilizados y el número de pasadas puede ser clasificada como un sistema conservacionista o no conservacionista de acuerdo con la cobertura de rastrojos (residuos de cosecha), que queda al momento de la siembra. Esta labranza puede resultar más económica que la labranza convencional, ya que se realizan menos pasajes de maquinaria y operaciones de nivelación. La labranza conservacionista es todo sistema de manejo del suelo que deja al menos un 30% del rastrojo del cultivo anterior sobre la superficie del suelo. Al mantener el residuo de cosecha en superficie se crea una cobertura, que disminuye la tasa de evaporación agua del suelo, aislando el suelo de temperaturas extremas y lo protege de factores externos que pueden afectar su condición física, como las lluvias intensas.

La siembra directa (SD) o labranza cero (del inglés, “zero tillage”) o no labranza (del inglés “no tillage”) son sistemas en los que el suelo no se laborea antes de la siembra. Las ventajas incluyen: (i) el menor tránsito de maquinaria; (ii) menores costos de preparación del suelo; (iii) menores tiempos operativos para la siembra; (iv) suelo cubierto con rastrojo. En este sistema, las dobles cuchillas cortan los rastrojos y el suelo para la colocación de la semilla directamente en el surco. El suelo puede ser laboreado y el cultivo sembrado en una sola operación. Fue implementada con el objetivo de prevenir procesos de erosión hídrica y eólica, y de mejorar la condición física de suelos degradados con larga historia de uso agrícola. Deja al suelo cubierto con rastrojos, ya que sólo la sembradora corta el suelo en torno a la línea de siembra durante dicha operación. Con el objetivo de poder cortar el residuo de cosecha y poder depositar la semilla en la línea de siembra, las sembradoras utilizadas en la SD se tornaron más pesadas. Esto pudo llevar a situaciones de mayor compactación del suelo. Por ello, se desarrollaron diferentes estrategias relacionadas a la presión y al ancho de los neumáticos utilizados en estos equipos.

El barbecho en la LC es *mecánico*, ya que durante el mismo se pasan diferentes implementos traccionados por un tractor con el objetivo de controlar las malezas que consumen el agua y los nutrientes, favoreciendo el proceso de mineralización. En los sistemas bajo SD, el barbecho se denomina *químico* debido a la ausencia de pasaje de implementos y a que el control de malezas se realiza mediante la aplicación de herbicidas (**Cuadro 3.1**). Cuando se comparan los barbechos químico y mecánico, se puede señalar una

reducción en la aplicación de herbicidas en el barbecho mecánico respecto del barbecho químico. Sin embargo, el barbecho mecánico presenta un claro incremento en el consumo de combustible.

En SD la presencia de rastrojo en la superficie genera reducciones de temperatura del suelo, debido a la mayor reflectancia de los mismos comparada con la del suelo desnudo en LC. Esto lleva a menores tasas de mineralización de la MO del suelo. La tasa de descomposición de los residuos que quedan en superficie también es menor que cuando se los incorpora en el suelo (menor contacto con el suelo). Por lo tanto, se libera una menor cantidad de nitrógeno durante el barbecho, y así hay menor cantidad del nutriente disponible a la siembra del cultivo siguiente. Esto conduce a incrementos en las dosis de fertilizantes nitrogenados de las que se aplican en sistemas bajo LC.

Cuadro 3.1. Comparación entre labranza convencional y siembra directa en el uso de maquinarias e insumos para cada una de las etapas de los ciclos agrícolas.

	Labranza convencional	Siembra directa
Barbecho	Pasaje de maquinaria: arado de reja vertedera, rastra de disco, etc.	Pasaje de pulverizadora: aplicación de herbicida
Siembra del cultivo	Aplicación de fertilizantes	Aplicación de agroquímicos (*)
Emergencia del cultivo	Pasaje de maquinaria (superficial) Aplicación de agroquímicos (*)	Aplicación de agroquímicos (*)
Crecimiento y desarrollo del cultivo	Aplicación de agroquímicos (*)	Aplicación de agroquímicos (*)
Cosecha del cultivo	Pasaje de maquinaria: cosechadora	Pasaje de maquinaria: cosechadora

(*) Agroquímico: fertilizantes y plaguicidas (herbicidas, insecticidas, bactericidas, fungicidas, etc.).

4. Agroquímicos

Los agroquímicos son productos químicos utilizados para mejorar la calidad y la cantidad de los bienes de la actividad agropecuaria y su conservación. Entre ellos se encuentran los fertilizantes, herbicidas, insecticidas, fungicidas, etc.

4.1. Fertilizantes

Se considera fertilizante a todo producto que incorporado al suelo o aplicado a los vegetales o sus partes tiene la capacidad de suministrar en forma directa o indirecta sustancias requeridas por aquellos para su nutrición, estimular su crecimiento, aumentar su productividad o mejorar la calidad de la producción (Ley 20.466/73, Art. 3).

Los fertilizantes pueden clasificarse según la naturaleza de la fuente (orgánico, inorgánico y biológico) y el nutriente principal (nitrogenados, fosforados, potásicos, etc.). Los fertilizantes de naturaleza orgánica son, en general, denominados abonos, y se los clasifica de acuerdo con su origen. Los fertilizantes inorgánicos en su mayoría son de síntesis industrial, y se incluyen compuestos y elementos de origen mineral. Los fertilizantes biológicos hacen referencia a los organismos que suministran directa o indirectamente nutrientes a las plantas o ejercen una acción beneficiosa para su desarrollo.

El consumo de fertilizantes a escala mundial ha tenido un crecimiento sostenido desde 1960. Sin embargo, en los países desarrollados el consumo histórico respecto de los países en desarrollo fue muy diferente (*Figura 3.4*). Los países desarrollados presentaron un crecimiento de consumo constante entre 1960 y 1980, desacelerando esta tendencia debido a problemas de contaminación por las altas dosis de fertilizantes aplicadas. En la actualidad, en los países en desarrollo el consumo sigue en aumento. El incremento a lo largo de estos últimos 20 años responde a un modelo de crecimiento en el rendimiento de los cultivos debido al mejoramiento genético de la semilla y, por lo tanto, el incremento de requerimientos para sostener dicho crecimiento.

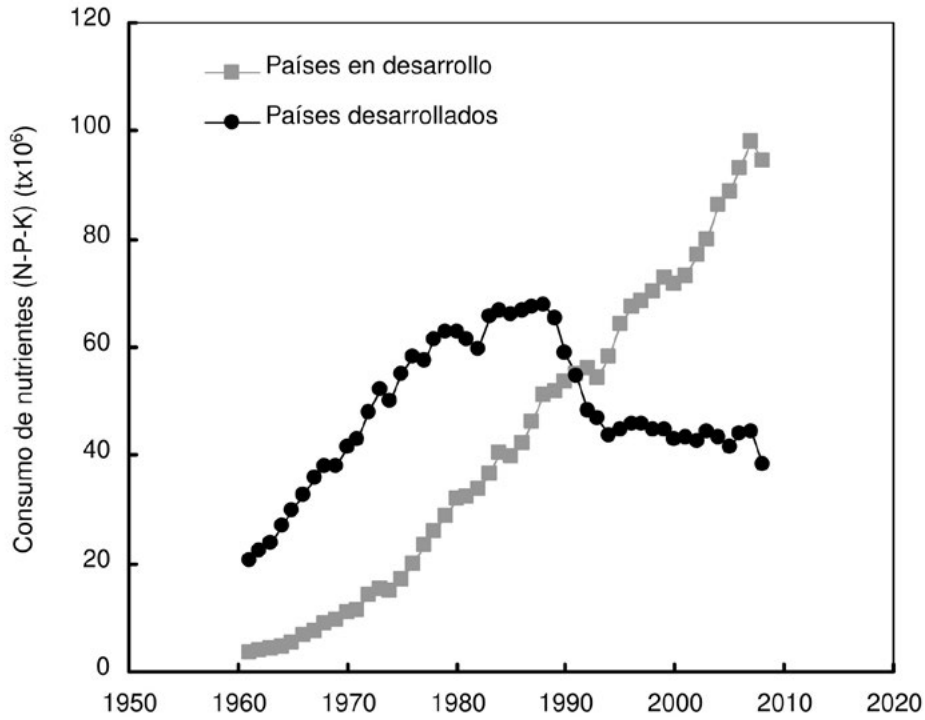


Figura 3.4. Evolución del consumo de nutrientes en países desarrollados y países en desarrollo entre los años 1960 y 2008. Adaptado de Álvarez et al. (2012).

En la Argentina, hasta la década de los 90, la agricultura se realizó prácticamente sin la utilización de fertilizantes. Esta situación se atribuye a la alta fertilidad natural de los suelos de la región pampeana y a las rotaciones agrícolas con pasturas destinadas a la actividad ganadera, en las cuales se utilizaron especies leguminosas. La decisión de aplicar fertilizantes depende de la relación de precios insumo/producto, el conocimiento alcanzado para la tecnología de aplicación (fuente, dosis, momento, ubicación) (*Cuadro 3.2*) y la situación climática.

Cuadro 3.2. Conceptos e implicancias de la tecnología de aplicación de fertilizantes

Fuente	Dosis	Momento	Ubicación
Fertilizante utilizado	Cantidad de fertilizante	En relación con el ciclo del cultivo: - Pre-siembra - Siembra - En determinada etapa fenológica	- Línea de siembra - Voleo - En banda

El nitrógeno y el fósforo son aplicados a los cereales y oleaginosas, mientras que los fertilizantes potásicos son utilizados en mayor medida en la producción de cultivos frutales y hortícolas. En la Argentina, las fuentes de fertilizantes nitrogenados más usados en los cultivos extensivos son la urea, el UAN. Otra fuente de nitrógeno son algunos fertilizantes fosforados (e.g. fosfato diamónico, PDA). La Argentina cuenta con dos plantas de producción de urea, en Bahía Blanca y en Campana, mientras que el fósforo se importa, ya que en el país los yacimientos de roca fosfórica son de baja ley.

La principal salida de nutrientes de los agroecosistemas es a través de la exportación por cosecha y la entrada en estos sistemas es por los fertilizantes. En la Argentina la relación aplicación/remoción de N y P en grano para los cuatro cultivos principales (trigo, maíz, soja y girasol) ha mejorado a lo largo del tiempo. Sin embargo, la reposición no se realiza en igual magnitud que la extracción. Estos balances negativos conducen a un proceso de deterioro en la fertilidad de los suelos (*Figura 3.5*) (García y González Sanjuan, 2010; Cruzate y Casas, 2012).

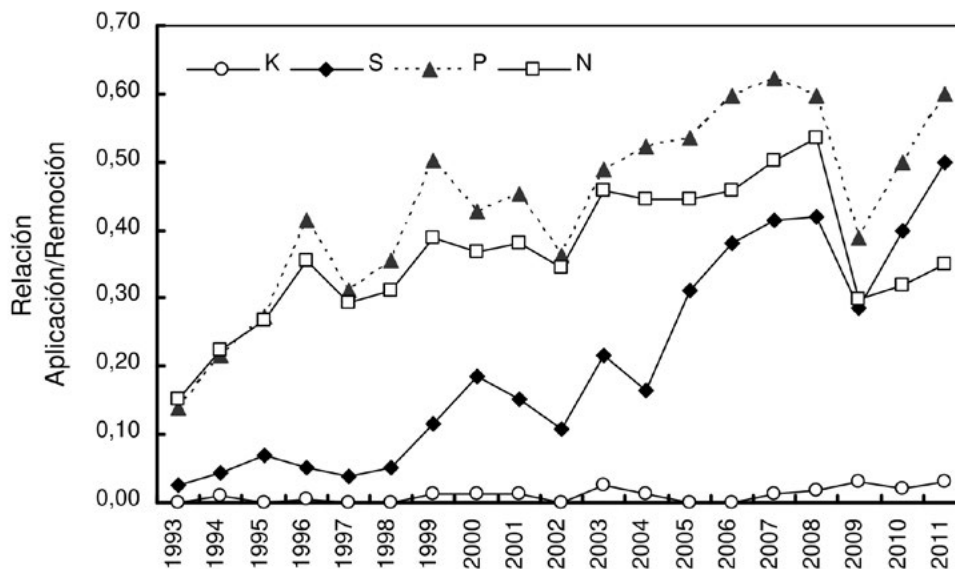


Figura 3.5. Evolución de la relación aplicación/extracción de N, P, S y K para soja, trigo, maíz y girasol en la Argentina entre 1993 y 2011. Fuente: García y González Sanjuan (2010) y Cruzate y Casas (2012).

Es importante considerar que no siempre el balance neutro o positivo es una práctica que deba realizarse. Por ejemplo, en el caso del potasio (K) nuestros suelos de la zona núcleo son ricos en este nutriente, además de que el índice de cosecha de K ($\text{kg K en grano kg}^{-1} \text{ K en biomasa aérea}$) es bajo, por lo que aún no es necesario fertilizar con este nutriente a los cultivos extensivos.

La respuesta del cultivo al agregado de fertilizantes depende, entre otros factores, del nivel de nutrientes presentes en el suelo. Por lo tanto, es fundamental realizar un buen muestreo y un correcto diagnóstico previo a la siembra para decidir la fertilización. La dosis de fertilizante que se aplicará dependerá del modelo correspondiente a la zona.

Por otro lado, existen microorganismos que facilitan o aumentan la disponibilidad de nutrientes que son aprovechados para mejorar las condiciones de los cultivos. En general, se trata de bacterias, con las cuales se elaboran productos biológicos que son aplicados al suelo o a la semilla. Ejemplo de ello es *Bradyrhizobium japonicum* que fija nitrógeno atmosférico y que se asocia simbióticamente con la planta de soja. Estas relaciones de simbiosis son más o menos específicas.

4.2. Plaguicidas

La Organización Mundial de la Salud (OMS) define al plaguicida como una sustancia o mezcla de sustancias pensadas para prevenir, controlar, repeler o mitigar la acción de una plaga (**Cuadro 3.3**). Estas plagas pueden ser: insectos, ácaros, nematodos, moluscos, roedores, hongos, bacterias, malezas y otras formas de vida animal o vegetal perjudiciales a la salud pública, a la agricultura, al sector pecuario, a sus productos y a otras materias primas alimenticias. Se incluye en este ítem a los defoliantes, desecantes y las sustancias reguladoras del crecimiento vegetal o fitoreguladores. La acción de estos agentes se ejerce durante todas las etapas de la producción: simiente, cultivo, y también durante el transporte y almacenaje de los productos obtenidos.

Cuadro 3.3. Nombre técnico de los plaguicidas más comunes, efecto y plagas sobre las que actúan.

Nombre técnico	Efecto y plagas sobre las que actúa
Insecticidas	Control de insectos y otros artrópodos
Acaricidas	Control de ácaros, arañas
Nematicidas	Control de nematodos
Fungicidas	Control de hongos
Molusquicidas	Control de caracoles y babosas
Rodenticidas	Control de ratones y control de otros roedores
Antibióticos o Bactericidas	Control de bacterias
Herbicidas	Control de malezas
Alguicidas	Control de algas en lagos, canales, tanques de agua y otros sitios.
Defoliantes	Provocan la caída de hojas, para facilitar la cosecha
Desecantes	Promueven el secado de tejidos vivos
Atractivos	Atraen diferentes tipos de plagas animales
Repelentes	Repelen diferentes tipos de plagas animales
Feromonas	Alteran el comportamiento de diferentes plagas animales
Reguladores de crecimiento	Alteran el desarrollo de las plagas animales

En la **Figura 3.6** se presentan los plaguicidas de relevancia y su volumen de comercialización durante el 2011.

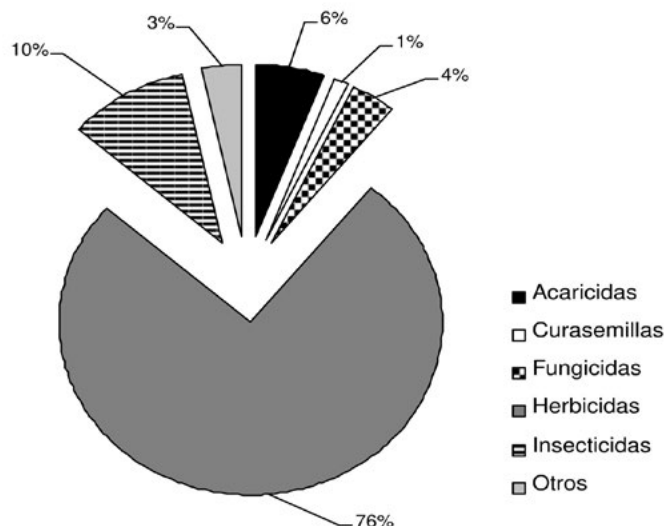


Figura 3.6. Representatividad (%) del volumen de las distintas categorías de plaguicidas de relevancia comercial en la Argentina en 2011. Fuente: elaboración propia a partir de la información de la Cámara de Sanidad Agropecuaria (CASAFE, 2011).

Los herbicidas son los plaguicidas con mayor volumen de venta. Los herbicidas, se pueden clasificar de acuerdo con su selectividad y modo de acción. Los herbicidas selectivos controlan un determinado tipo de maleza, por ejemplo, el 2,4-D controla malezas de hoja ancha. Los no selectivos controlan todo tipo de malezas, e inclusive las plantas de interés agronómico, por lo que se aplican previo a la siembra. Los herbicidas más utilizados en la Argentina son el glifosato, 2,4-D, atrazina y acetoclor. El glifosato es un herbicida de amplio espectro, cuya comercialización aumentó debido a la aparición en 1996 del evento transgénico en el cultivo de soja (soja RR), con la incorporación de genes de *Agrobacterium* tornando a la planta resistente a este principio activo. Por lo tanto, el glifosato es un herbicida no selectivo que actúa sobre toda la vegetación, excepto sobre los cultivos transgénicos resistentes al glifosato. El modo de acción puede ser por contacto o sistémicos (absorción). Por ejemplo, el glifosato es sistémico, ya que opera ingresando en el sistema de las plantas por las hojas.

Los insecticidas son productos que se utilizan para controlar o eliminar insectos. Los principios activos fueron cambiando con el tiempo en la búsqueda del menor daño colateral. Actúan de distintas maneras sobre los organismos, a partir de ello se los puede clasificar de acuerdo con la manera que intervienen en el vegetal (sistémico o de contacto) o en relación con la plaga (ingestión, contacto, inhalación, cebo tóxico). Otra manera de controlar los insectos que afectan al cultivo es mediante el control biológico. Un ejemplo de ello es el empleo de una especie que permite reducir la población de otra que es perjudicial para el cultivo. Así, hay arañas y parásitos depredadores de las chinches que causan daño en el cultivo de soja. También el gusano blanco, que afecta significativamente al cultivo de maíz, tiene como enemigos naturales a ciertos hongos, avispas parásitas y larvas de moscas depredadoras. Además, existen otras formas de control biológico que serán abordadas con detalle en el Capítulo 12.

Las plantas pueden sufrir alteraciones por la acción de hongos, bacterias y virus. La presencia de los mismos puede conllevar a una enfermedad que se puede reconocer mediante síntomas y signos. Los síntomas la manifestación del ataque de un patógeno por parte de la planta y, el signo, es la expresión visible del patógeno. La forma de control de las enfermedades con productos químicos debe ser la última opción. Existen otras formas de manejo que permiten una estrategia de control de las mismas, como las rotaciones, eliminación de otras plantas que funcionan como hospedantes, cambios en la fecha de siembra y en la densidad del cultivo, uso de variedades tolerantes o resistentes.

Por otro lado, es importante que en el manipuleo de plaguicidas se reconozcan de manera sencilla sus características y los peligros que éstos pueden presentar. Para ello, los envases de los productos se identifican con bandas de colores (roja, amarilla, verde y azul) para indicar los grados de toxicidad que presentan para las personas. En el marbete se indica, además, los períodos de carencia, es decir, el tiempo que debe transcurrir entre la aplicación del producto y el consumo del vegetal.

5. Producción de cultivos

Los cultivos que participan de la producción agrícola en la Argentina variaron a lo largo del tiempo y la superficie destinada a cada uno de ellos cambió en magnitud e incidencia en los agroecosistemas en cada momento. En consecuencia, la expansión agrícola fue acompañada de un cambio en la importancia relativa de los distintos cultivos. Se destaca, principalmente, el crecimiento del área sembrada con soja, un cultivo muy poco relevante durante la década de los 70, y que hoy ocupa el 52,3% del área bajo cultivo (SIIA, 2013).

En particular, en términos de producción de granos, los cultivos de trigo, maíz, soja y girasol han aumentado durante los últimos 30 años y contribuyeron de manera significativa al producto bruto interno argentino (*Figura 3.7*). Dentro de los factores que contribuyeron al aumento de la producción de granos en la Argentina a partir de mediados de los 90, no debe dejar de mencionarse la mejora genética, el incremento de la superficie bajo producción y el desarrollo e implementación de nuevas tecnologías de manejo. El mejoramiento genético fue tanto de manera tradicional (selección, cruzamiento y reproducción) como también debido a la aparición de cultivos transgénicos. El aumento de la superficie destinada a la producción de granos se debe a varias causas, entre las que se encuentran la mayor rentabilidad de la actividad agrícola respecto de otras actividades posibles, la oportunidad de realizar doble cultivo trigo/soja de segunda, la aparición de nuevas tecnologías como la siembra directa y la aplicación de fertilizantes y el aumento de precipitaciones en el oeste de la región pampeana. Consecuencia de este proceso fue el desplazamiento del ganado bovino a regiones con suelos menos productivos y el corrimiento de la frontera agrícola.

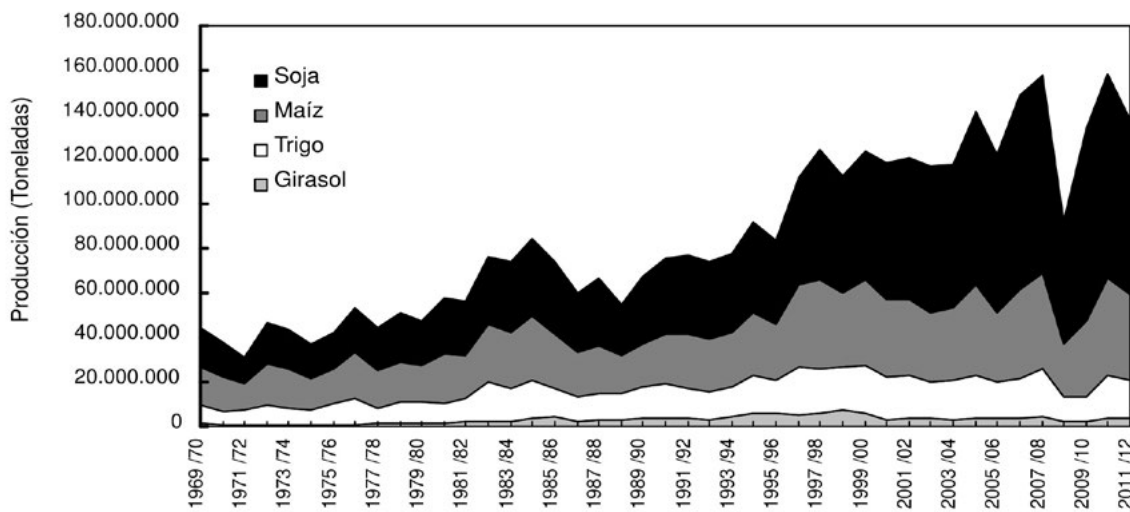


Figura 3.7. Producción de granos de los cultivos de soja, maíz, trigo y girasol. Fuente: elaboración propia a partir de SIIA (2013).

Los cuatro cultivos principales que se destacan en la producción de la Argentina encuentran una buena zona agroclimáticas en la región pampeana (*Figura 3.8*). Esta región produce el 87, 93, 88 y 88% de los cultivos de girasol, trigo, maíz y soja, respectivamente en relación con la producción total del país.

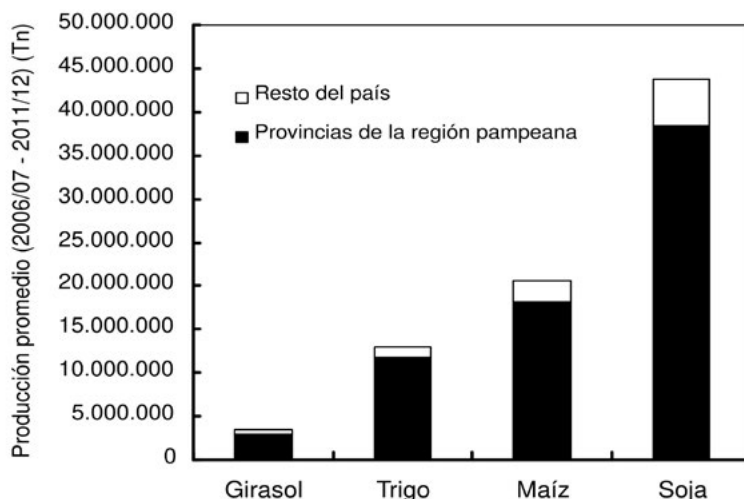


Figura 3.8. Producción de granos promedio del quinquenio 2007-2008 a 2011-2012 de las provincias de la región pampeana (Buenos Aires, Córdoba, Santa Fe, La Pampa y Entre Ríos) y el resto del país para los cuatro cultivos más importantes de la Argentina (trigo, maíz, soja, girasol). Fuente: elaboración propia a partir de SIIA (2013).

6. Características de los cultivos de mayor difusión

Los cultivos más importantes en la región pampeana son el trigo, maíz, soja y girasol. Se los puede clasificar de distintas maneras, por ejemplo, de acuerdo con la época del año en la que se desarrollan (verano, invierno), o ser clasificados como cereales (trigo, maíz) y oleaginosas (soja, girasol). A medida que el cultivo crece y se desarrolla cumple diferentes estadios fenológicos, los cuales están comprendidos dentro de la etapa de germinación-emergencia, la etapa vegetativa, la etapa reproductiva, llenado de granos y madurez fisiológica. Cada cultivo tiene un período crítico para la definición del rendimiento, en la que se debe evitar cualquier tipo de estrés a las plantas.

En la operación de cosecha, la cosechadora separa los granos del resto de la planta. El remanente de la planta se llama residuo de cosecha o rastrojo, y la cantidad de residuos depende de la relación residuos/granos (**Cuadro 3.4**). De acuerdo con el sistema de labranza, el rastrojo puede ser incorporado al suelo o dejado en la superficie. Los residuos de cosecha se descomponen y en parte pasan a constituir MO. Luego, mediante el proceso de mineralización, el nitrógeno de la MO pasa a la solución del suelo y queda disponible para la planta. De tal modo, una parte del carbono (C) de los residuos pasa a la MO lábil del suelo y otra llega a la atmósfera en forma de dióxido de carbono (CO₂) por la respiración de los microorganismos.

Cuadro 3.4. Relación residuos/granos (granos con 0 ó 14% de humedad) y porcentaje de raíces, para los cultivos de trigo, maíz y soja. Fuente: Álvarez y Steinbach (2012).

	Trigo	Maíz	Soja
Relación residuos/granos 0%	1,9	1	1,33
Relación residuos/granos 14%	1,63	0,86	1,13
Raíces (% del residuo del cultivo)	20	20	20

Los cultivos requieren de una determinada cantidad de nutrientes para producir una tonelada de grano (**Cuadro 3.5**). Del total de nutrientes de la solución del suelo que son absorbidos por el cultivo se exporta del agroecosistema una determinada proporción según el cultivo. Esta proporción se denomina Índice de cosecha -IC- y es particular para cada nutriente, cultivo y ambiente (**Cuadro 3.5**).

Cuadro 3.5. Requerimiento de los nutrientes, índice de cosecha (IC) de nutrientes para los cultivos de trigo, maíz, soja y girasol. Fuente: Álvarez y Steinbach (2012) y Gutiérrez Boem (2012a; b).

Requerimiento (kg nutriente t ⁻¹ grano)	Trigo	Maíz	Soja	Girasol
N	30-35	20-25	70-80	45-50
P	5	4	8	5
K	19	19	39	29
S	3,2	4	6	5
IC de nutriente (nutriente grano / nutriente parte aérea)				
N	0,70	0,75	0,75	0,60
P	0,80	0,76	0,88	0,80
K	0,21	0,21	0,48	0,21
S	0,35	0,45	0,55	0,38

La utilización de la información presente en los **Cuadros 3.4 y 3.5** permite estimar el residuo orgánico que queda como sustrato para los microorganismos, la cantidad necesaria de algunos nutrientes para poder producir una tonelada de grano y la cantidad de nutrientes que salen del agroecosistema. Suponiendo un rendimiento del cultivo de maíz de 10 t ha^{-1} (0% de humedad), la cantidad de rastrojo remanente en el suelo son $8,6 \text{ t ha}^{-1}$, si consideramos las raíces el valor asciende a $10,3 \text{ t ha}^{-1}$. El residuo comienza a ser degradado por los microorganismos que emiten una parte del carbono del mismo a la atmósfera en forma de CO_2 (proceso de descomposición) y otra parte pasa a estar en los tejidos microbianos y más tarde en la MO del suelo (proceso de humificación) (ver Anexo). Por otro lado, para poder alcanzar un rendimiento de 10 t ha^{-1} de granos de maíz se requiere agua, energía solar, nutrientes y control de plagas. ¿Cuántos nutrientes se requieren para alcanzar ese rendimiento en el cultivo de maíz? De N se requiere entre 200 y 250 kg ha^{-1} , de P 40 kg ha^{-1} ; y 190 y 40 kg ha^{-1} de K y S, respectivamente. Solamente una proporción del total de nutrientes absorbidos sale del sistema, en este caso se iría con el grano entre 150 a 188 kg N ha^{-1} , 30 kg P ha^{-1} , 40 kg K ha^{-1} y 18 kg S ha^{-1} .

6.1. Cultivos de invierno

6.1.2. Trigo

El trigo es un cereal que constituye una de las bases de la alimentación de la población. Este cereal contribuye en la dieta con hidratos de carbono y aporta proteínas, que están en una proporción de 70-80% y 8-18% en el grano, respectivamente (Passarella y Savin, 2003). Mediante el mejoramiento genético, en particular el efectuado en los años 70 de la mano de Norman Borlaug (“Revolución Verde”), se redujo la altura de este cultivo, evitando de esta manera su vuelco e incrementando la producción de grano. Las variedades modernas de trigo que se utilizan son de las especies *Triticum aestivum* L. (trigo blando o pan) y *T. durum* L. (trigo duro, candeal o fideo).

Los trigos sembrados en la Argentina son los llamados “trigos primavera”, y corresponden a aquellos que no necesitan de un período de vernalización (horas de frío) para florecer, es decir, temperaturas por debajo de ciertos valores umbrales durante un determinado número de horas. Existen variedades de trigo de ciclo corto o de ciclo largo. La elección del ciclo está determinada por la región en la que se va a sembrar y por las adversidades climáticas (sequía, helada, golpe de calor). Las fechas de siembra se adaptan de acuerdo con las características anteriormente mencionadas, con el objetivo de obtener un buen rendimiento e intentando no transitar condiciones climáticas que afecten al período crítico que corresponde al momento en el que se define el rendimiento. Cuando se presenta alguna falla durante la siembra, el trigo puede compensar la falta de plantas mediante el macollaje. Los macollos son vástagos secundarios brotan del vástago principal, que son capaces de desarrollar espigas que permiten compensar, en algunos casos, mermas en el rendimiento. Es decir que, ante cambios en la densidad de plantas logradas, cambia el número de macollos fértiles por planta, lo que determina que en un amplio rango de densidades el número de vástagos fértiles por unidad de superficie permanezca relativamente constante.

Las malezas que con más frecuencia afectan a este cultivo pertenecen a la familia de las gramíneas, como el sorgo de Alepo (*Sorghum halepense* (L.)), el raigrás (*Lolium multiflorum* L.), la avena guacha (*Avena fatua* L.); aunque también existen plantas latifoliadas que pueden afectar al cultivo, como el nabo (*Brassica campestris* L.), la quinoa (*Chenopodium album* L.), la mostacilla (*Rapistrum rugosum*

L.), el cardo negro (*Cirsium vulgare* (Savi) Ten.), el capiquí (*Stellaria media* (L.)), la sanguinaria (*Polygonum aviculare* L.). Las malezas de la misma familia que el trigo limitan la utilización de herbicidas debido a que puede afectar a las plantas de interés.

Las plagas con más relevancia, que tienen como principal fuente de alimentación al cultivo de trigo, poseen diferentes estrategias de ataque de acuerdo con el aparato bucal que posean. En general, son tipo masticadores como la tucura, los gorgojos y las orugas. Las chinches y los pulgones también atacan al trigo, pero estos poseen un aparato bucal tipo succionador. En particular, el pulgón verde (*Schizaphis graminum*) es vector de un virus que afecta a la planta.

Por otra parte, entre las enfermedades que disminuyen el rendimiento de manera más relevante se pueden encontrar a las manchas foliares y fusariosis (organismos necrotróficos), las royas, los carbones y los oídios (biotróficos).

6.2. Cultivos de verano

6.2.1. Maíz

El maíz (*Zea mays* L.) pertenece a la familia de las Poáceas y es originario de América, pero se cultiva actualmente en casi todos los países del mundo. La composición química del grano es de 67-74% de hidratos de carbono, 3-11% de aceite y 8-12% de proteínas (Passarella y Savin, 2003). La dureza del endosperma es una de las características genéticas que determina la elección del material a sembrar. Esta dureza está determinada por la relación entre el endosperma córneo o vítreo y el harinoso. Así surgen los maíces harinosos, dentados, semidentados y duros, en orden creciente de dureza del endosperma. A diferencia del trigo, el maíz tiene una menor capacidad de compensar mermas en el número de plantas, ya que los macollos son estériles.

Las malezas de la familia de las gramíneas que aparecen frecuentemente son el pasto cuaresma (*Digitaria sanguinalis* (L.) Scop.), el sorgo de Alepo (*Sorghum halepense*) y el gramón (*Cynodon dactylon* (L.) Pers.); y, entre las malezas latifoliadas las que causan perjuicios considerables, se encuentran el yuyo colorado (*Amaranthus spp.*), el chamico (*Datura ferox* L.), la quinoa (*Chenopodium album*) y la malva (*Anoda cristata* (L.) Schltld.). La resistencia o tolerancia de algunos maíces al grupo de las imidazolinonas es una característica que surgió como producto de su evolución natural, también existen maíces resistentes al herbicida glifosato.

Las plagas son un factor de pérdidas importantes en el cultivo de maíz, por lo general, se trata de insectos con aparato bucal masticador. Entre los más relevantes se encuentran los gusanos blancos (estado larval de *Diloboderus abderus*) que tienen entre sus enemigos naturales a los hongos, las avispas parásitas y las larvas de moscas depredadoras. También existen orugas que afectan al cultivo en diferentes momentos (semillas durante la germinación, plantas jóvenes y espigas). En particular, existe una plaga denominada barrenador del tallo (larvas del *Diatraea saccharalis*) que se tornó muy importante por los daños que genera y la dificultad que atañe su control. Para controlarla se desarrolló un híbrido transgénico llamado Bt, basado en la incorporación de una serie de genes del *Bacillus turingiensis*.

Entre las enfermedades se destaca una enfermedad virósica, el mal de Río IV, cuyo vector es una chicharrita (*Delphacodes kuscheli*); pero también se encuentran la podredumbre del tallo y la raíz causada por un complejo de hongos necrotróficos, la roya, el tizón y el carbón.

6.2.2. Soja

La soja (*Glycine max* L.) es una planta proveniente de Asia, oleaginosa de la familia de las Fabáceas (ex Leguminosas). Del procesamiento de la soja se obtiene aceite (13-24% del peso de grano seco) y proteínas (37-50% del peso de grano seco) (Passarella y Savin, 2003). El aceite está formado en un 50% por ácido linoleico (poliinsaturado) y en un 25% por ácido oleico (monoinsaturado); las proteínas son de alto valor biológico.

En 1962 se realizó la primera exportación de soja con destino a Alemania. Recién en la década del 80 comenzó la expansión del cultivo de soja en la Argentina. A partir de la aparición de cultivares transgénicos RR, en 1996, se extendió su cultivo y aumentó su rendimiento. Por medio de transgénesis, a partir de genes de la bacteria del suelo *Agrobacterium*, se obtuvieron plantas resistentes al glifosato. Además, debido a la forma de floración escalonada de la planta y su plasticidad se pudo extender el cultivo a zonas que antes resultaban limitantes por agua y económicamente no viables.

De los cuatro cultivos principales de la región pampeana, el cultivo de soja es el que requiere mayor cantidad de nitrógeno para producir una tonelada de grano (**Cuadro 3.5**). La planta de soja puede fijar nitrógeno atmosférico debido a la asociación simbiótica con la bacteria *Bradyrhizobium japonicum*. En la región pampeana se estima que aproximadamente la mitad del nitrógeno requerido proviene de la fijación simbiótica y, el nitrógeno restante se absorbe desde la solución del suelo como nitrógeno mineral, el cual proviene del proceso de mineralización.

Las malezas que afectan el rendimiento del cultivo de soja pertenecen a la familia de las gramíneas, ciperáceas y algunas latifoliadas. En particular, se puede mencionar a una maleza que tiene mayor incidencia en años secos, como la rama negra (*Conyza bonariensis* L.), y es difícil de controlar, distintas amarantáceas (e.g. *Amaranthus hybridus* L.), y especies perennes como el sorgo de Alepo (*S. halepense*) y el gramón (*C. dactylon*). El manejo de las malezas en este cultivo difiere si se trata de una variedad transgénica o no. Cuando la variedad no es transgénica es necesario integrar el control cultural y el uso de productos químicos. La variedad transgénica permite el uso de glifosato inclusive en post-emergencia del cultivo.

Las principales plagas que afectan el rendimiento del cultivo de soja son las orugas cortadoras (*Agrotis malefida*, *Porosagrotis gypaetina*, *Agrotis ipsilon*) y defoliadoras (*Anticarsia gemmatalis*, *Rachiplusia nu*, *Spodoptera frugiperda*), los barrenadores (*Epinotia aporema*) y las chinches (*Nezara viridula*).

Entre los agentes patógenos, los que cobran mayor importancia por las numerosas enfermedades que causan al cultivo de soja son los hongos. Los hongos ocasionan podredumbre húmeda del tallo (*Sclerotinia sclerotiorum*), podredumbre de la raíz y de la base del tallo (*Phytophthora sojae*). Los hongos necrotróficos (*Fusarium solani*) causan lo que se denomina, vulgarmente, muerte súbita. Numerosos hongos atacan desde el período de floración en adelante, denominando a las afecciones causadas como “enfermedades de fin de ciclo”. Los agentes que producen estas enfermedades son *Septoria glycines*, *Phomopsis sojae*, *Cercospora kikuchii*, *Colletorichum spp.*, *Cercospora sojina*, etc. En los últimos años, entre las enfermedades que atacan al cultivo de soja, tomó relevancia la mancha ojo de rana cuyo patógeno es la *C. sojina*.

6.2.3. Girasol

Los granos del cultivo de girasol (*Helianthus annuus* L.) están conformados por 23-27% de hidratos de carbono, 9-20% de proteínas y 42-55% de aceite (Passarella y Savin, 2003), por lo que son utilizados principalmente para la obtención de este último, para consumo humano. El aceite de girasol es de alta calidad dado por la composición de ácidos grasos presentes. Mientras los genotipos tradicionales de girasol poseen 20% de oleico, 70% de linoleico y 10% de ácidos grasos saturados, los medios oleicos poseen entre 60-65% de oleico, 25-30 de linoleico y entre 8-11%; y los de alto oleico poseen cerca del 80% de ácido oleico (Passarella y Savin, 2003). Las harinas que se obtienen como subproductos de la obtención de aceites son comercializadas.

Las malezas que más afectan el rendimiento del cultivo de girasol son los de hoja ancha, como el nabo (*Brassica campestris*) o la quínoa (*Chenopodium album*), entre otras. Las principales plagas en el cultivo de girasol son las orugas cortadoras (*A. malefida*, *P. gypaetina*) y defoliadoras (*R. nu*), las chinches (*Nezara sp.*) y los gorgojos. Entre los agentes patógenos se puede resaltar las enfermedades causadas por hongos: hoja abigarrada (*Verticilium dahliae*), roya negra (*Puccinia helianthi*), podredumbre basal del tallo (*Macrophonia phaeseolina*, *Sclerotinium baticola*), podredumbre blanda del capítulo (*S. sclerotorium*).

7. Sistemas de producción que incluyen a la agricultura

En lo relacionado a la adopción de diferentes tecnologías, la agricultura en la Argentina tuvo considerables cambios desde la década del 80 (Figura 3.9). Por ejemplo, la adhesión de los productores a la uso de herbicidas y organismos genéticamente modificados (OGM) aumentó casi a 100% desde 1980 hasta 2010 (Figura 3.9). Otras tecnologías tuvieron una tasa de incremento menor, como el uso de fertilizantes, y más tardía, como el uso de silo bolsa y la agricultura de precisión.

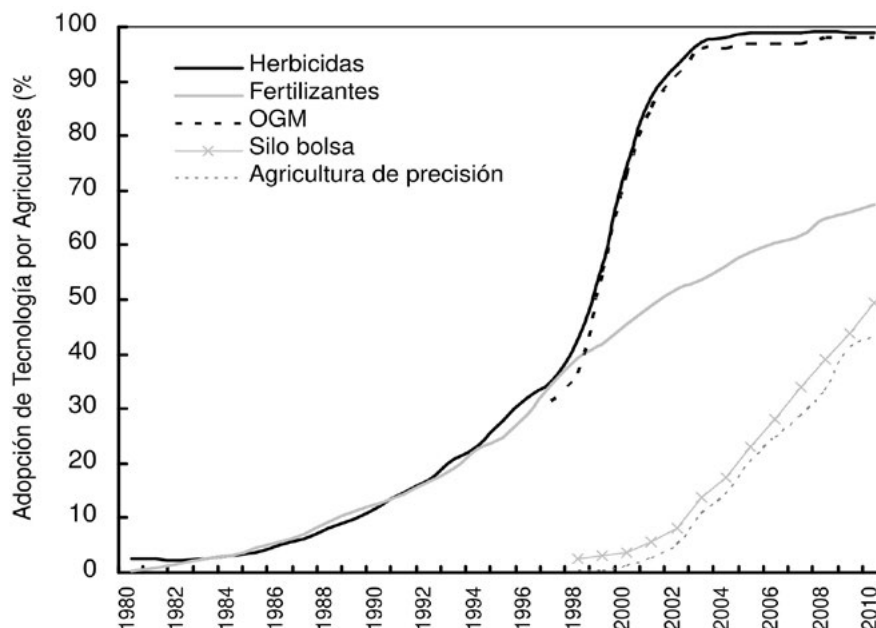


Figura 3.9. Adopción de los agricultores de las diferentes tecnologías. Adaptado de INTA y Ministerio de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentación (MAGyP, 2011).

A mediados de la década del 90, el mejoramiento genético de los cultivos tiene un hito en su historia con la aparición del primer evento transgénico con el cultivo de soja, el cual fue adoptado de forma masiva. Esto trajo aparejado la adopción de herbicidas, en particular del glifosato. La implementación de los fertilizantes es reciente en términos mundiales y muestran un crecimiento sostenido hasta la actualidad.

Nuevas tecnologías continúan apareciendo y cada una de ellas presenta su complejidad, para lo cual se requiere tiempo de estudio y aprendizaje para hacer un uso adecuado y eficiente de las mismas. Este es el caso de la agricultura de precisión que es una herramienta que permite utilizar los insumos agrícolas (*i.e.* fertilizantes, herbicidas) de una manera más eficiente (ver Capítulo 17).

Los sistemas que han ganado superficie desde fines de la década de los 90, son los sistemas agrícolas con rotación de cultivos o con monocultivos. Estos sistemas de producción agrícola se destacan por el uso generalizado de sistemas bajo SD.

Dentro de la producción agrícola, las rotaciones pueden incluir la implantación de pasturas que son utilizadas para la producción ganadera. En general, el manejo que se realiza es de cuatro años de pasturas y 4-6 años de agricultura. Estas rotaciones presentan la ventaja de cortar ciclos de plagas, diversificar la producción, además de mejorar la fertilidad tanto física como química del suelo. La mejora física se debe a la acumulación de MO debido a la permanencia de un cultivo perenne como la pastura, contribuyendo a la mejora estructural y la estabilidad de un sistema poroso funcional. Por otro lado, las pasturas consociadas al incluir en su composición especies leguminosas mediante la asociación simbiótica pueden fijar el nitrógeno atmosférico el cual mediante descomposición resulta en una ganancia neta del nutriente en el agroecosistema.

Sin embargo, hay otras alternativas productivas como los sistemas agroforestales, la intersemebra y la producción orgánica. Los sistemas agroforestales combinan especies arbóreas con especies arbustivas o herbáceas, generalmente cultivadas. Este término es muy amplio pues incluye desde la simple presencia de algunos árboles (*e.g.* frutales) en combinación con cultivos de vegetales o cereales, hasta sistemas complejos con múltiples especies en varios estratos. Los sistemas agroforestales están orientados a obtener una mejor producción mediante la asociación de especies vegetales (árboles con cultivos agrícolas), tratando que la productividad sea permanente y sostenible a través del tiempo de todos los recursos que conforman el sistema (ver Capítulo 4).

La intersemebra se define como el crecimiento de dos o más especies de cultivos. Es más frecuente en sistemas con especies arbóreas, sin embargo, existen líneas de investigación que buscan optimizar la realización de esta práctica con dos cultivos anuales. Este diseño de siembra permite un uso de los recursos sea más eficiente y que exista una reducción en la incidencia de plagas (malezas, insectos, enfermedades), mejorando el rendimiento de cada cultivo intersembrado, respecto de los sembrados separadamente (Caviglia *et al.*, 2004; Coll *et al.*, 2012). El uso más eficiente de los recursos en la intersemebra de cultivos puede deberse a que el uso de un mismo recurso por parte de los componentes es diferente en cantidad y calidad en un mismo momento, de esta manera no habría una competencia por los mismos.

La agricultura orgánica es un sistema que fomenta el empleo de prácticas de gestión más que el uso de insumos externos al establecimiento, con el doble objetivo de, por un lado, cerrar el ciclo de nutrientes y, por otro, garantizar que los insumos también sean orgánicos. En países en los que la agri-

cultura orgánica se encuentra más difundida es frecuente la compra de insumos de tipo biológicos o compost. En la Argentina este sistema ocupa apenas el 5% (2,95 M ha de 60 M ha) de la superficie total de la región pampeana (SENASA, 2012). Las prácticas de gestión adecuadas a estos sistemas se consiguen empleando métodos culturales, biológicos o mecánicos, en contraposición con el uso de materiales sintéticos, para cumplir cada función específica dentro del sistema. La agricultura orgánica es una práctica que está normada en la Argentina por el Servicio Nacional de Sanidad y Calidad Agroalimentaria (SENASA). Para producir de forma orgánica certificada se debe cumplir con los requisitos de la legislación, en la cual se brindan normas que rigen la producción. La autoridad de aplicación de la ley es el Ministerio de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentación de la Nación, a través del SENASA. A su vez, es el SENASA el que delega el proceso de certificación a empresas certificadoras privadas.

Bibliografía

- Álvarez, R. y Steinbach, H. S. (2012). Balance de carbono en agrosistemas. En: Álvarez, R., Rubio, G., Álvarez, C. R. y Lavado, R. S. (Eds.). *Fertilidad de suelos, caracterización y manejo en la Región Pampeana*. (pp. 203-216). Buenos Aires, Argentina: Editorial Facultad de Agronomía.
- Álvarez, R. y Steinbach, H. S. (2012). Ciclado de nitrógeno en agrosistemas. En: Álvarez, R., Rubio, G., Álvarez, C. R. y Lavado, R. S. (Eds.). *Fertilidad de suelos, caracterización y manejo en la Región Pampeana*. (pp. 259-300). Buenos Aires, Argentina: Editorial Facultad de Agronomía.
- Álvarez, R. y Steinbach, H. S. y Álvarez, C. R. (2012). El rol de los fertilizantes en la agricultura. En: Álvarez, R., Prystupa, P., Rodríguez, M. B. y Álvarez, C. R. (Eds.). *Fertilización de cultivos y pasturas, diagnóstico y recomendación en la Región Pampeana*. (pp. 51-64). Buenos Aires, Argentina: Editorial Facultad de Agronomía.
- Cámara de Sanidad Agropecuaria (2011). <https://www.casafe.org/>. Fecha de ingreso 2011.
- Caviglia, O. P., Sadras, V. O. y Andrade, F. H. (2004). Intensification of agriculture in the south-eastern Pampas I: capture and efficiency in the use of water and radiation in double-cropped wheat-soybean. *Field Crops Res.*, 87: 117-129.
- Caviglia, O. P., Sadras, V. O. y Andrade, F. H. (2010). Sustainable intensification of agriculture in the Argentinean Pampas: capture and use efficiency of environmental resources. *Am. J. Plant Sci. Biotech.*, 3: 1-8.
- Clarín. (2004). *El gran libro de la Siembra Directa Clarín*. 1ª ed. (pp. 284). Buenos Aires, Argentina: AGEA.
- Coll, L., Cerrudo, A., Rizzalli, R., Monzón, J. P. y Andrade, F. H. (2012). Capture and use of water and radiation in summer intercrops in the south-east Pampas of Argentina. *Field Crops Res.*, 134: 105-113.
- Cruzate, G. A. y Casas, R. (2009). Extracción de Nutrientes en la Agricultura Argentina. *Informaciones Agronómicas del Cono Sur. IPNI*, 44: 21-26.
- Cruzate, G. A. y Casas, R. (2012). Extracción y balance de nutrientes en los suelos agrícolas de la Argentina. *Informaciones Agronómicas de Hispanoamérica. IPNI*, 6: 7-14.
- García, F. O. y González Sanjuan, M. F. (2010). Balances de nutrientes en Argentina ¿Cómo estamos? ¿Cómo mejoramos? *Informaciones Agronómicas*, 48: 1-5. Recuperado de: [http://lacs.ipni.net/ipniweb/region/lacs.nsf/0/3559AD2FF88E4400852579680015C582/\\$FILE/F%20Garcia-Reunion%20Agronegocios%20FAUBA%2028%20Sept%202010%20%5BCompatibility%20Mode%5D.pdf](http://lacs.ipni.net/ipniweb/region/lacs.nsf/0/3559AD2FF88E4400852579680015C582/$FILE/F%20Garcia-Reunion%20Agronegocios%20FAUBA%2028%20Sept%202010%20%5BCompatibility%20Mode%5D.pdf)
- Gutiérrez Boem, F. H. (2012). Fertilización del cultivo de soja. En: Álvarez, R., Prystupa, P., Rodríguez, M. B. y Álvarez, C. R. (Eds.). *Fertilización de cultivos y pasturas, diagnóstico y recomendación en la Región Pampeana*. (pp. 227-250). Buenos Aires, Argentina: Editorial Facultad de Agronomía.
- Gutiérrez Boem, F. H. (2012). Fertilización del cultivo de girasol. En: Álvarez, R., Prystupa, P., Rodríguez, M. B. y Álvarez, C. R. (Eds.). *Fertilización de cultivos y pasturas, diagnóstico y recomendación en la Región Pampeana*. (pp. 251-261). Buenos Aires, Argentina: Editorial Facultad de Agronomía.

- INTA (2011). Actualización Técnica N° 64.
- Passarella, V. S. y Savin, R. (2003). Características físico-químicas de los granos y usos principales. En: Satorre, E. M., Benech Arnold, R. L., Slafer, G. A., de la Fuente, E. B., Miralles, D. J., Otegui, M. E. y Savin, R. (Eds.). *Producción de granos, bases funcionales para su manejo*. (pp. 11-23). Buenos Aires, Argentina: Editorial Facultad de Agronomía.
- Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo-PNUD. (2011). Caracterización de la producción agrícola en Argentina frente al cambio climático. Informe.
- Sasal, M. C., Castiglioni, M. G. y Wilson, M. G. (2010). Effect of crop sequences on soil properties and runoff on natural rainfall erosion plots under no tillage. *Soil Till. Res.*, 108: 24-29.
- Servicio Nacional de Sanidad y Calidad Agroalimentaria-SENASA. (2012). Situación de la Producción Orgánica en la Argentina durante el año 2010. Recuperado de: https://www.argentina.gob.ar/sites/default/files/5-12informe_estadstico_2010.pdf
- Sistemas de información agropecuaria (2013). <https://datos.magyp.gob.ar/>. Fecha de ingreso 2013.

Sistemas de producción ganadera

Producción de carne bovina

CAPÍTULO

4

Alejandra Acosta

1. Introducción

La producción de carne tradicional en Argentina se basa en el pastoreo directo de pastizales naturales y pasturas cultivadas, con suministro de alimentos procesados o concentrados sólo por cortos períodos, cuando los nutrientes aportados por las pasturas resultan insuficientes para satisfacer los requerimientos de los animales. Argentina cuenta con distintas regiones agroecológicas ganaderas que difieren en su potencial de producción de pastos y en la calidad de los mismos, por lo que existe también una distribución regional de las actividades ganaderas. La región pampeana, con el 57% del stock nacional, concentra la actividad de cría en las áreas con mayores limitaciones de suelo y la actividad de recría y engorde, en los suelos de mayor aptitud agrícola en rotaciones con la agricultura.

En las regiones extra pampeanas, la principal actividad es la cría, y la mayor parte de los terneros producidos son llevados a las zonas de recría y engorde en la región pampeana. Sin embargo, en las dos últimas décadas, debido a la menor disponibilidad de tierra a causa de la expansión de la agricultura, parte de los terneros producidos en las regiones extra pampeanas son recriados y engordados en la misma región. Esta recría y terminación se logra a través de la suplementación del pastoreo con granos de cereales o a corral en encierres de corta duración (Rearte, 2010; Gerber *et al.*, 2015).

2. Regiones ganaderas

Aunque el ganado vacuno se encuentra distribuido en todo el país, existen cinco zonas agroecológicas claramente diferenciadas: región pampeana, región del noreste (NEA), región del noroeste (NOA), región semiárida y región patagónica.

3. Región pampeana

Esta región es el área ganadera por excelencia, donde se produce el 80% de la carne del país, incluye las provincias de Buenos Aires, sur de Santa Fe, Córdoba y Entre Ríos y noreste de La Pampa. La pampa argentina, una de las áreas agropecuarias más ricas del planeta, es una planicie, de suelos profundos con alto contenido de materia orgánica y naturalmente cubiertos de pastizales.

El clima es templado húmedo, con temperaturas que promedian los 15 °C en el sur y 18 °C en el norte. Las temperaturas máximas absolutas rara vez superan los 38 °C, mientras que las mínimas absolutas están cerca de los -10 °C. Las precipitaciones decrecen de 1100 mm en el noreste a 600 mm en el suroeste.

La producción de forraje es variable, se sitúa en un rango de 8 a 12 t de materia seca (MS) ha⁻¹ año⁻¹ en los mejores suelos y de 2 a 7 t MS ha⁻¹ año⁻¹ en los suelos más pobres, dependiendo de las lluvias y la fertilidad de los mismos. La producción de carne en esta región incluye dos actividades

que se localizan en distintas zonas según la fertilidad de los suelos y la calidad de los pastos producidos. Por un lado, la Cuenca del Salado abarca los suelos más pobres, no cultivables, con limitaciones de drenaje. Allí, el sistema de cría para la producción de terneros es la actividad predominante. Esta cuenca cuenta con una superficie de 95.000 km² de excelentes pastizales naturales, lo que la convierte en la principal zona ganadera de la región destinada a la producción de terneros. Incluye pequeñas porciones de tierra cultivable, de hasta 10-15% del área total, las cuales pueden sembrarse con pasturas cultivadas o cultivos de cereales. Por otro lado, en las áreas con mejores suelos y mayor potencial de producción de forraje de calidad, la recría y engorde de los animales constituye la principal actividad ganadera. En estas zonas de aptitud agrícola, la ganadería comparte suelo con la agricultura en rotaciones que le aseguran sustentabilidad a los sistemas productivos. En la región pampeana, las principales razas bovinas son las británicas y sus cruza, con una predominancia de Aberdeen Angus, seguida por Hereford y, en menor escala, Shorthorn. Existe una menor proporción de razas continentales, como Limousin y Charolais. Sin embargo, estas últimas no superan el 5% del stock nacional.

4. Región del NEA

El nordeste argentino, segunda región ganadera del país, abarca las provincias de Corrientes y Misiones, este de Formosa y Chaco, y norte de Entre Ríos y Santa Fe. El NEA se divide en dos subregiones separadas por el río Paraná, siendo la región este carente de fósforo y potasio. Al oeste del río Paraná, las lluvias decrecen hacia el oeste, convirtiéndose la falta de agua en una severa limitante a la producción. El clima es subtropical húmedo y las lluvias varían entre 500 mm al oeste de Chaco y Formosa, hasta 2000 mm en Misiones. La productividad de los pastizales puede ser de 1 t MS ha⁻¹ año⁻¹ o menos en el oeste de Chaco-Formosa, hasta 10 t MS ha⁻¹ año⁻¹ en algunas regiones de Corrientes o Misiones. La producción forrajera se concentra en primavera-verano, disminuye en otoño y es casi nula en invierno.

La actividad ganadera predominante es la cría o cría-recría. No obstante, en los últimos años, aumentó el número de productores que engordan novillos, disminuyendo la cantidad de terneros que son llevados a la región pampeana para su terminación. En las provincias de Corrientes y Entre Ríos es común la cría mixta de vacunos-ovinos.

En la región subtropical se encuentran las razas índicas, como Brahman y Nelore y sus cruza con razas británicas, como Bradford, Brangus y, en menor escala, Santa Gertrudis. En el sur de Corrientes predomina el Hereford adaptado al subtrópico y, en el norte del país ha comenzado a difundirse en los últimos años el búfalo.

5. Región del NOA

El noroeste comprende las provincias de Jujuy, Salta, Tucumán, Catamarca, Santiago del Estero y norte de Córdoba. Abarca una gran diversidad de ambientes, desde el cordillerano al oeste hasta la llanura chaqueña en el centro y este. El clima es subtropical seco y variable según región, desde árido con 200 mm de lluvias al año en el sector sudoccidental hasta subhúmedo al este con precipitacio-

nes que llegan a los 700 mm año⁻¹. Los veranos son muy calurosos y los inviernos, moderados. Las precipitaciones se concentran en verano-otoño, generando una prolongada época seca en invierno y primavera. Los suelos son poco profundos, con bajos contenidos de materia orgánica y nitrógeno, de reacción neutra a alcalina.

La vegetación dominante es el bosque chaqueño, alternando con pastizales abiertos y áreas arbustivas. Estas características climáticas y forrajeras determinan que la actividad ganadera predominante sea la cría. La actividad de invernada se limita a las zonas con mayores precipitaciones o con posibilidades de riego.

La incorporación de especies cultivadas como el “Buffel grass” (*Cenchrus ciliaris* L.) en las zonas áridas y “Gatton panic” (*Panicum máximum* Jacq.) en la región subhúmeda permitió duplicar o triplicar la carga y la productividad por hectárea. En la región predominan las razas Brangus, Bradford y resultantes del cruzamiento entre razas índicas y británicas.

6. Región semiárida

La región semiárida abarca las provincias de La Rioja, San Juan, Mendoza, San Luis y centro-oeste de La Pampa. El clima es templado seco con veranos calurosos e inviernos fríos y rigurosos hacia el oeste junto a la cordillera. Las precipitaciones decrecen de 600 mm en el este a menos de 100 mm en el noroeste. La vegetación predominante es el pastizal natural alternando con montes de caldén (*Prosopis caldenia* L.), algarrobo (*Prosopis flexuosa*), quebracho blanco (*Aspidosperma quebracho blanco* Schltr.) y tala (*Celtis spinosa* Spreng., *C. tala*).

Las razas predominantes son las británicas, especialmente Aberdeen Angus. La actividad predominante en la región es la cría, sin embargo, en esta región también han comenzado a desarrollarse emprendimientos de engorde a corral.

7. Región patagónica

La región patagónica abarca la zona más desértica del país e incluye las provincias de Neuquén, Río Negro, Chubut, Santa Cruz y Tierra del Fuego. El clima es desértico frío con veranos templados e inviernos fríos y rigurosos. La actividad ganadera se concentra en el valle inferior del Río Negro y en las zonas precordilleranas húmedas.

Esta región es reconocida por la Oficina Internacional de Epizootias (OIE) como zona libre de aftosa sin vacunación. Por lo tanto, sólo el ingreso de carne sin hueso es permitido de otras partes del país. Esto hace que la actividad ganadera adquiera gran importancia económica en la región ya que ésta, en gran medida, debe autoabastecerse, siendo el precio de la carne recibido por el productor superior al que se percibe en el resto del país.

La cría es la actividad predominante en el valle del Río Negro, mientras que en la zona precordillerana se practica el ciclo completo, incluso con terminación a corral sobre la base de granos traídos de la región pampeana. La hacienda es de alta calidad, predominando las razas británicas, Aberdeen Angus en la zona de cría del valle inferior del Río Negro y Hereford en la precordillera.

8. Actividad Cría

El rodeo de cría es manejado extensivamente en gran escala, siendo el pastizal natural el principal componente de la dieta. En la región pampeana, el pastizal incluye gramíneas de los géneros *Stipa* sp., *Bromus* sp., *Paspalum* sp., *Sporobolus* sp., *Bothriocloa* sp. y leguminosas, de los géneros *Trifolium* sp. y *Lotus* sp., entre otros.

En la región subtropical (NEA y NOA), las principales especies de gramíneas son *Digitaria eriantha* Steud., *Chloris gayana* Kunth., *P. máximum* Jacq, *Panicum coloratum*, *Brachiaria brizantha* (Hochst.) Stapf., *Brachiaria humidicola* (Rendle) Schweick. En la región semiárida entre las gramíneas naturales se destacan los géneros *Digitaria* sp., *Sorghastrum* sp., *Chloris* sp., *Setaria* sp., *Poa* sp. y *Stipa* sp., entre otras.

La fertilización de las pasturas y del pastizal natural no es una práctica generalizada en todos los productores, dependiendo su uso de la relación de precios.

Objetivo de la cría

El objetivo básico de la cría es lograr un ternero por vaca por año, con la mayor cantidad de vacas o vientres por unidad de superficie posible. Se busca además maximizar la cantidad de terneros por vida de la vaca, la vida útil del vientre y el peso de cada ternero producido (Rovira, 1996; Carrillo, 1997).

Animales que integran un rodeo de cría

Un rodeo de cría está formado por un conjunto de animales dedicados a la reproducción, así como sus productos inmediatos. Las distintas categorías que constituyen un rodeo de cría son: toros, vacas y vaquillonas, y como productos inmediatos los terneros (Carrillo, 1997).

Los toros cumplen la función de reproductores, representan una fracción pequeña en porcentaje total del rodeo, calculándose entre tres a siete toros cada 100 vacas. Este porcentaje varía según las condiciones del campo, tamaño de los potreros, obstáculos naturales como sierras o montes.

Se designa con el nombre genérico de vaca a la hembra adulta que ya ha tenido cría al menos una vez. La vaca que gesta un ternero se denomina “vaca preñada” y la que no lo hace se llama “vaca vacía”. La que produce leche para su cría se denomina “vaca lactando” y la que no está en lactancia, se la denomina “vaca seca”. Las vaquillonas son las hembras desde un año de edad hasta la primera parición.

Requerimientos de la vaca de cría

Una parte importante del manejo de los sistemas de cría consiste en alimentar a los animales de acuerdo con sus requerimientos. Para ello, es necesario clasificar los rodeos de manera de poder manejarlos en forma diferenciada. Los requerimientos de la vaca de cría varían con su estado fisiológico (*Figura 4.1*).

Gran parte de los requerimientos energéticos totales del vientre corresponden al mantenimiento (*Figura 4.1*). El costo energético de la gestación es difícil de estimar porque sigue una función exponencial en el último tercio de la gestación. No obstante, se puede hacer una estimación razonable, con

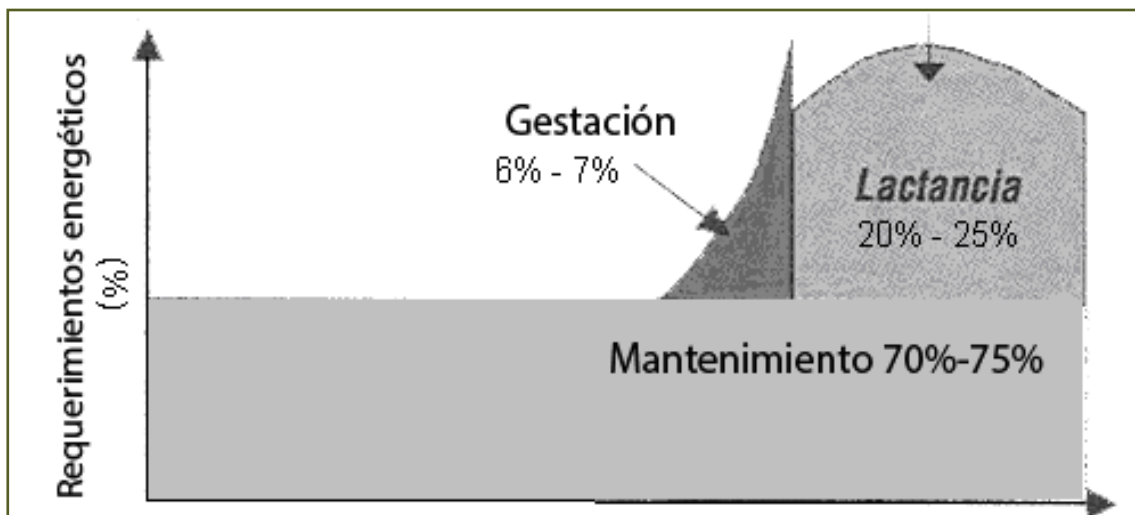


Figura 4.1. Requerimientos relativos de la vaca de cría en los distintos estados fisiológicos Adaptado de Di Marco (2007).

finés prácticos, considerando que el mismo representa entre el 6-7% del costo anual de mantenimiento. Por último, el costo energético de producción de leche (lactancia) equivale al 20-25% del costo anual de mantenimiento (Di Marco, 2007).

Es importante señalar que la etapa clave para alcanzar los objetivos de la cría es el servicio (período en que la vaca debe quedar preñada), que coincide con los meses de la lactancia. Por eso, una herramienta básica de manejo es hacerlo coincidir con la época de mayor oferta de forraje de calidad. La curva de producción de pasturas consociadas de ciclo otoño-inverno-primaveral, a lo largo del año presenta un gran pico de producción en primavera y otro de menor magnitud en otoño (**Figura 4.2**). Esta curva presenta también dos baches, uno correspondiente al verano y otro de, mayor longitud y menor producción, correspondiente al invierno.

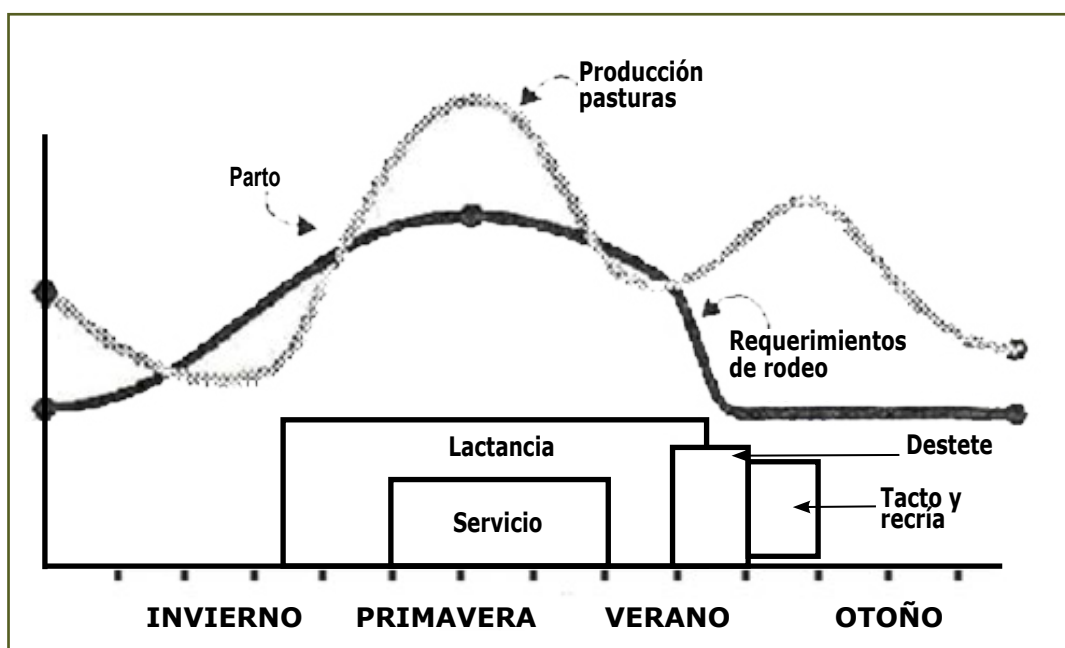


Figura 4.2. Coincidencia de los períodos de máximos requerimientos nutritivos del rodeo con los de máxima producción forrajera. Adaptado de Carrillo (1997).

Cuando se analiza la demanda del binomio vaca/ternero, la curva de requerimientos a lo largo del año presenta ciertas variaciones (*Figura 4.3*). Al realizarse el destete, los requerimientos caen abruptamente porque el ternero sale del sistema y la vaca interrumpe sus requerimientos de lactancia. Debido a eso, el destete es una herramienta que permite la recuperación de la madre. Los requerimientos del vientre aumentan en forma marcada en los tres últimos meses de gestación, para continuar siendo máximos luego de la parición, durante la lactancia y el servicio.

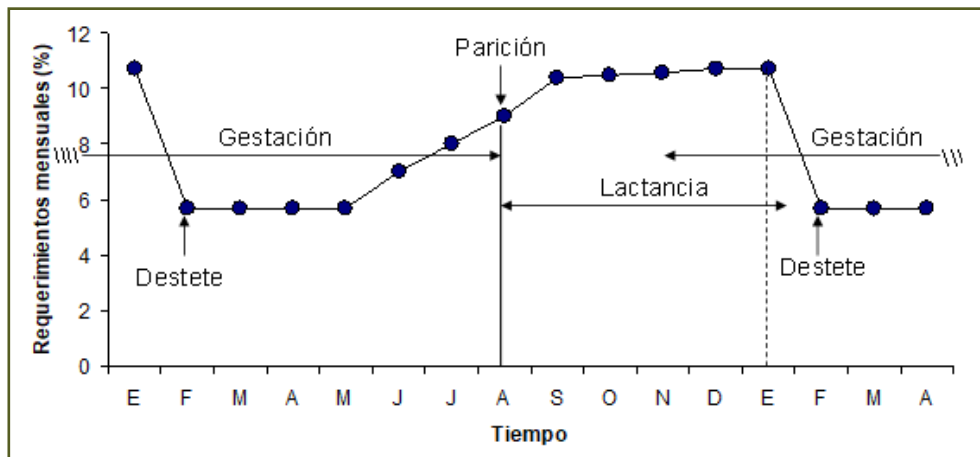


Figura 4.3. Curva de requerimientos del binomio vaca-ternero en función del tiempo. Adaptado de Carrillo (1997).

Un concepto que se utiliza en los sistemas de cría vacuna es el de equivalente vaca (EV) que se define como el promedio anual de los requerimientos energéticos en condiciones de pastoreo, de una vaca de 400 kg, que gesta un ternero y lo cría hasta el destete a los 6 meses de edad con 160 kg de peso vivo aproximadamente, incluyendo el forraje consumido por el ternero (Coccimano *et al.*, 1975). El EV también se puede expresar como 18,54 Mcal de energía metabolizable (EM). Esta unidad permite comparar distintas categorías, por ejemplo, equivale a los requerimientos de un novillo de 410 kg que aumenta 500 gr día⁻¹.

Manejo del rodeo de cría

Se entiende por manejo a la capacidad de conocer, planificar y dirigir el uso de los recursos con que se cuenta, a fin de optimizar la producción, manteniéndola o incrementándola a través del tiempo sin afectar los recursos naturales (Carrillo, 1997). Es decir, el manejo lleva implícito el concepto de sustentabilidad del sistema productivo. Las pautas de manejo consisten en las herramientas que permiten mejorar la productividad del sistema, teniendo en cuenta el ambiente en el que se encuentra. Las siguientes son algunas de las principales pautas de manejo:

- (i) **Servicio estacionado:** dar servicio sólo en determinadas épocas del año, comúnmente en primavera, en un período no mayor a 3 meses y mantener el resto del año a los toros separados de las vacas. Permite concentrar la parición en determinados meses, para obtener terneros parejos de edad. Por ejemplo, si el servicio es en primavera (octubre a diciembre), los nacimientos se producirán en el invierno siguiente (julio a septiembre), ya que la gestación dura entre 270 y 280 días.
- (ii) **Destete:** es la separación del ternero de su madre, con lo cual se interrumpe la lactancia. De esta manera se disminuyen drásticamente los requerimientos de la vaca y se le permite su recuperación para un siguiente ciclo. El destete tradicional se realiza cuando los terneros tienen entre los

8 y 10 meses de edad, y el destete anticipado se efectúa en otoño, entre los 5 y 7 meses de edad. El destete precoz se realiza a los 2 ó 3 meses, mientras el híper precoz se hace al mes.

- (iii) **Diagnóstico de preñez por tacto:** consiste en la palpación rectal de las vacas que tuvieron servicio con el fin de confirmar la preñez y dar un tratamiento diferenciado a las vacas preñadas de aquellas que no lo están (vientres vacíos).
- (iv) **Refugio por edad (desgaste dentario):** la revisión de la dentadura permite detectar a las vacas viejas y apartarlas antes del próximo servicio. Se puede realizar junto con el tacto.
- (v) **Selección:** clasificación de los animales en distintas categorías, por ejemplo, terneras para reposición y terneras para venta.
- (vi) **Entore de vaquillonas:** con un año cumplido (vaquillonas de 15 meses) o con dos años cumplidos (vaquillonas de 27 meses), se realiza en el mismo momento que se entoran las vacas adultas.
- (vii) **Restricción alimenticia:** en vientres adultos durante el período otoñal, sin afectar la gestación.
- (viii) **Realimentación gradual:** previa al parto y *ad libitum* después de él.
- (ix) **Conservación de excedentes forrajeros:** pasturas reservadas de otoño para el invierno y excedentes primaverales, como el heno. Esta reserva se les dará a las vacas durante el período de restricción otoño-invernal, en la realimentación previa al parto y en la primera época de servicio.
- (x) **Calendario sanitario:** registro de medidas profilácticas y sanitarias a través de año. Por ejemplo: vacunación, control de parásitos, revisión de toros.

Indicadores o índices de la eficiencia de un rodeo de cría

En un sistema de producción ganadera es importante considerar indicadores o índices referidos a la eficiencia del mismo, para poder: (i) conocer la producción anual del establecimiento, (ii) observar su evolución a lo largo de los años, (iii) evaluar el impacto de nuevas tecnologías, y (iv) realizar comparaciones con otros establecimientos.

Indicadores físicos

Dentro de los indicadores físicos más relevantes para medir la producción en un sistema de cría se menciona a la producción de carne, expresada en kg ha^{-1} . Como valores promedios de la producción nacional se puede establecer el rango comprendido entre 70 a 120 $\text{kg de carne ha}^{-1}$.

Otro indicador indirecto es la carga animal, que se define como la relación entre el número de cabezas y la superficie que ocupan, pudiéndose expresar como: vacas ha^{-1} , kg ha^{-1} o haciendo referencia a los requerimientos energéticos de las distintas categorías en EV ha^{-1} . Como valores orientativos se pueden citar para la Cuenca del Salado: 0,50 a 0,80 EV ha^{-1} ; para San Luis: 0,10 a 0,15 EV ha^{-1} ; y para Corrientes: 0,20 a 0,35 EV ha^{-1} .

La eficiencia de stock es un indicador físico que relaciona la producción de carne con la carga animal, informando cuál es la producción obtenida de acuerdo con la existencia media de animales en el establecimiento (*Ecuación 4.1*).

$$\text{Eficiencia de stock (\%)} = \text{Producción de carne/carga promedio} \times 100$$

Ecuación 4.1

Los valores aceptables para la actividad de cría se ubican entre 30 y 35%.

Índices reproductivos

En un sistema de cría es esencial llevar un registro de los índices reproductivos para conocer y si es necesario mejorar la eficiencia reproductiva del rodeo. Dentro de estos índices se pueden mencionar:

- (i) Porcentaje de preñez: se calcula como el cociente entre las vacas preñadas y las vacas entoradas. Técnicamente, lo correcto es aproximarse al 100%. Un valor aceptable se ubica entre el 90% y el 95%. Valores inferiores denotan falencias nutricionales, problemas sanitarios o de escasez de toros.
- (ii) Porcentaje de parición: se calcula como el cociente entre las vacas paridas y las vacas entoradas. Obviamente, nunca puede ser mayor al porcentaje de preñez. Lo correcto es que no sea menor a 3 ó 4 puntos porcentuales respecto del índice de preñez (85-90%). Distintas cuestiones nutricionales y sanitarias pueden influir en este índice.
- (iii) Porcentaje de destete: expresa la relación entre los terneros destetados y las vacas entoradas. Del mismo modo, nunca podrá ser mayor al índice de parición, y lo ideal es apuntar a que sea igual. Una pérdida de 3 a 5 puntos según la zona puede considerarse aceptable (80 a 85%). La diferencia entre este índice y el de parición expresa la muerte de terneros durante la cría, que puede deberse fundamentalmente a problemas sanitarios, nutricionales y, en menor medida, a predadores.

Los indicadores de la cría para la región sudeste de la provincia de Buenos Aires se detallan en el **Cuadro 4.1**.

Cuadro 4.1. Indicadores promedio y cuartil superior de cría en el sureste de Buenos Aires. Extraído de Rearte (2007).

Indicadores	Promedio	Cuartil superior
Producción (kg ha ⁻¹)	72	140
Carga (EV ha ⁻¹)	0,7	1,1
Edad primer entore (meses)	27	15
Preñez (%)	79	90
Destete (%)	70	85
Peso destete (kg)	170	170
Kg ternero/vaca entorada	120	150

EV: equivalente vaca.

Consideraciones finales sobre la actividad de cría

La cría vacuna es uno de los procesos más complejos y desafiantes de los sistemas de producción ganaderos, donde se debe tener en cuenta factores reproductivos, de manejo, nutricionales, sanitarios y genéticos. La identificación de los espacios para mejorar la eficiencia de producción de un rodeo de cría depende del conocimiento de estos factores, del sistema en que es manejado el rodeo, de una adecuada definición de los objetivos productivos y del conocimiento de las herramientas disponibles para superar los puntos críticos.

Actividad Invernada

La Argentina posee condiciones únicas para la producción y comercialización de carnes vacunas: dados sus diferentes climas y suelos, han podido adaptarse las mejores razas bovinas del mundo, que

disponen para su alimentación de una gran variedad de recursos forrajeros. Dentro de las regiones agroecológicas del país, la región pampeana concentra el mayor desarrollo de la actividad invernada, continuando en importancia la región del noreste argentino. Estas regiones presentan climas templados y subtropicales con lluvias que permiten el desarrollo de pastizales, pasturas y verdes que representan el sustento nutricional de la ganadería en su conjunto. Además, en estas regiones se localizan los centros urbanos más poblados y los puertos, dos particularidades que favorecen el comercio de la carne con destino al consumo interno y exportación.

Objetivo de la invernada

Invernada es el nombre genérico que se le da a la actividad ganadera de base pastoril cuya finalidad es lograr el desarrollo adecuado de distintas categorías bovinas llevándolas a condiciones óptimas de faena. También se puede definir como el proceso de engorde de animales de diferente sexo y edad hasta su terminación y envío a mercado (Alippe y Satorre, 2001). La principal categoría de invernada es el novillo (macho castrado) pero también se engordan vacas y vaquillonas.

Clasificación de invernadas

De acuerdo con su duración pueden ser: (i) cortas (hasta un año de duración, (ii) intermedias (12 a 18 meses) o (iii) largas (más de 18 meses). En relación con las ganancias diarias de peso vivo se agrupan en: (i) lentas (menos de 500 g día⁻¹ de engorde) o (ii) rápidas (más de 500 g día⁻¹ de engorde).

Planteos de engorde o invernada

Según el régimen de alimentación utilizado, los planteos de invernadas se pueden clasificar en extensivos, semi-extensivos e intensivos. Los planteos extensivos son exclusivamente pastoriles y tradicionalmente usados en la Argentina, basados en el pastoreo directo de recursos forrajeros. La alimentación está representada por el uso de pasturas constituidas por especies de gramíneas (*Lolium* sp., *Dactylis* sp., *Festuca* sp) y leguminosas (*Medicago* sp., *Lotus* sp., *Trifolium* sp.), por ello se denominan pasturas polifíticas. Se pueden complementar con verdes (cultivos anuales) de verano (sorgo, maíz) o invierno (avena, centeno), dependiendo de la producción de la pastura, la zona y el presupuesto del establecimiento. Todo el alimento es producido en el sistema, existe una gran dependencia del clima.

Dentro de las ventajas de este sistema se pueden mencionar: bajo aporte de capital por unidad de superficie (instalaciones, personal, etc.), bajo costo por unidad de materia seca producida, animales alimentados “naturalmente”, carne de características saludables, de buena aceptación en el mercado.

Como desventajas, se puntualizan: clima-dependientes (estacionalidad de la producción forrajera), bajas ganancias de peso promedio en comparación con otros sistemas, invernadas más largas (animales más pesados a terminación), relativa falta de uniformidad en el grado de terminación de los animales.

Los planteos semi-extensivos son pastoriles con uso bajo-moderado de suplementación (representa el 50% de la dieta). Estos planteos de invernada presentan una creciente difusión en el país. También llamados “sistemas pastoriles intensificados”, se basan en el pastoreo directo, con uso estratégico de la suplementación, lo que permite atenuar las fluctuaciones en la calidad y cantidad de forraje. En

estos planteos, la suplementación energética (e.g. grano de maíz, sorgo, trigo o cebada) depende de la categoría a suplementar y representa el 50% de la dieta. Por lo tanto, un novillo de 300 kg de peso vivo que consume 9 kg de MS día⁻¹, podrá consumir en este sistema 4,5 kg de forraje y 4,5 kg de concentrado energético o grano.

Dentro de las ventajas, los sistemas semi-intensivos permiten acelerar el proceso de invernada, aumentar la uniformidad en los animales terminados e incrementar la rotación del capital hacienda. Como inconvenientes, se pueden citar un aumento del riesgo de enfermedades metabólicas, un mayor aporte de capital por unidad de superficie, requerimientos de personal con mayor preparación, y una mayor dependencia de los precios agrícolas (suplementos).

Por último, los sistemas intensivos o de confinamiento, son aquellos donde los animales se encuentran en corrales y reciben el alimento en comederos (también llamados “feedlots”). En los últimos años, la terminación a campo tradicional ha sido reemplazada en gran medida por este tipo de sistema. El engorde en corrales se ha instalado en la región ganadera como una alternativa de producción de carne con diversos objetivos. En algunos casos es utilizado para convertir granos a carne si económicamente la conversión es rentable y, en otros, en el conjunto del sistema de producción para liberar potreros, eliminar cultivos forrajeros anuales de las rotaciones, incrementar la carga animal del campo, asegurar la terminación y la salida o la edad a faena, etc. (Rearte, 1994).

Pordomingo (2005) señala que para plantear el engorde a corral es necesario entender primero que el productor es quien define la composición de la dieta del animal, cuánto va a comer y cómo lo hará. Es posible realizar encierres simples, con pocos insumos y lograr engordes aceptables. Las primeras definiciones pasan por la categoría a encerrar y la cantidad de animales. Luego hay que resolver aspectos relacionados con la ubicación en el campo, el alimento y su suministro. Estos dos últimos son frecuentemente los condicionantes más relevantes del planteo en términos físicos y económicos. Finalmente, es importante tener en cuenta los aspectos del diseño de las instalaciones y el manejo de las excretas que puedan afectar la calidad del proceso de producción y condicionar la gestión productiva en el mediano y largo plazo. En gran medida, esto es así porque la alimentación intensiva de bovinos en corrales (“feedlot”) constituye el sistema de mayor concentración de excrementos y de mayor exposición a la contaminación localizada. Además del manejo de las excretas, una buena gestión de las funciones de producción (ajuste de dietas y manejo de excrementos) puede controlar y manejar la producción de éstas (Pordomingo, 2002).

Las ventajas de estos sistemas intensivos son: alta ganancia de peso; rápido engorde, uniformidad del producto, mayor independencia del clima, libera superficie para otras actividades, rápida rotación del capital.

Como desventajas se deben considerar: una mayor relación capital/tierra, una mayor sensibilidad a variaciones del ambiente, tanto físico como económico.

Etapas de la invernada

En la invernada de novillos y vaquillonas, existen tres etapas con características diferenciales:

- (i) Recría: es la etapa inicial de la invernada, el animal está aún desarrollando su tejido óseo, músculos y ciertos órganos vitales. Las necesidades de proteína son más importantes que las de energía. En

esta etapa, es máxima la eficiencia de conversión, es decir, la relación entre producto e insumo (en este caso ganancia diaria de peso vivo y consumo de alimento) (Ferrari, 2004).

- (ii) Engorde: en esta segunda etapa, el animal ya ha desarrollado sus órganos vitales y está terminando de desarrollar su estructura ósea y músculos. Es la etapa donde mejor soportan restricciones alimenticias. Las necesidades de energía y proteína son balanceadas. Sin restricción, la eficiencia de conversión es buena.
- (iii) Terminación: en esta etapa el animal comienza a depositar tejido adiposo (graso) adoptando la conformación adecuada para ser faenado. Es la etapa más ineficiente en términos de conversión de alimento en carne. En el caso de invernada de vacas, ésta es prácticamente la única etapa que se produce, puesto que es una categoría que ya viene desarrollada ósea y muscularmente.

Razas utilizadas en invernada en la Argentina

Razas británicas: tienen su origen en las islas británicas. Son las más difundidas en nuestro país. Poseen una excelente calidad de carne y un porte intermedio que les permite adaptarse perfectamente a nuestro sistema pastoril de producción. Estas razas corresponden a: Aberdeen Angus, Hereford y Shorthorn, siendo las dos primeras las más difundidas. Se ubican en toda la pradera pampeana. Son las razas preferidas por el consumo interno.

Razas continentales: tienen su origen en Europa Continental. Son razas de una alta capacidad de producción y calidad de carne. Necesitan condiciones ambientales favorables para expresar todo su potencial productivo. Son animales de gran tamaño, exigentes en alimentación. Charolais y Limousin son razas representativas de este grupo. Otra raza que se invernada en el país y que pertenece a este grupo, pese a no ser una raza de carne, es la Holstein (Holando). Los novillos destinados a exportación son en general de alguna de estas razas o sus cruza.

Razas índicas (Cebú): son aquellas adaptadas a condiciones de marginalidad ya que tienen una gran rusticidad, y soportan, sin afectar su producción, situaciones extremas de altas temperaturas y escasez de alimentación. Su origen es asiático y en nuestro país se crían en el NOA, NEA y oeste semiárido. La calidad de su carne es inferior a la de razas británicas y continentales. Brahman y Nelore son dos razas representativas de este grupo.

Existen cruzamientos de razas de un mismo grupo (británicas), o entre distintos grupos (británicas con continentales) cuyo principal objetivo es lograr mejorar la adaptabilidad de los rodeos a las diferentes zonas de producción. Algunos ejemplos son:

- Careta: cruza de Hereford y Aberdeen Angus, ambas razas británicas.
- Brangus: cruza de Brahman y Aberdeen Angus, raza índica y británica
- Limangus: cruza de Limousin y Aberdeen Angus, raza continental y británica
- Braford: cruza de Brahman y Hereford, raza índica y británica, respectivamente.

En general, las razas más precoces, que se terminan a pesos más bajos, son las preferidas por el consumo interno y las más difundidas en la franja de clima templado localizada en el área central de la pradera pampeana. Ejemplos de estas razas son las británicas. Las razas índicas tienen pesos de terminación mayores a las británicas, una buena colocación regional y se destinan frecuentemente a la exportación. Son razas muy difundidas en zonas marginales, donde otras más exigentes en calidad

de ambiente y alimento no podrían prosperar. Las razas continentales, incluyendo la Holando, son altamente demandantes en campo, están difundidas en la franja norte y oeste de la pradera pampeana. Tienen por destino casi exclusivo la exportación.

En la actualidad, sin dejar de tener presente el concepto de raza, básicamente desde un punto de vista comercial, hay cada vez más tendencia a referirse al concepto de biotipo. El biotipo es un concepto más amplio que el de raza, ya que cada biotipo puede incluir distintas razas, por ejemplo, se puede hacer referencia al biotipo británico o biotipo continental (*Cuadro 4.2*).

Cuadro 4.2. Diferencias de los biotipos británico y continental.

Biotipo británico	Biotipo continental
Más precoz	Menos precoz
Menor ganancia diaria potencial	Mayor ganancia diaria potencial
Menor peso adulto	Mayor peso adulto

Indicadores físicos

Para evaluar un sistema de invernada se debe medir la producción y expresarla a través de indicadores que puedan ser comparados. La producción de carne, expresada en kg ha^{-1} , es un indicador relevante del proceso de engorde, surge de la producción por cabeza (kg) y la superficie destinada a la actividad es decir la superficie ganadera (ha). Los valores de producción de carne ha^{-1} pueden variar entre 250 a 600 kg ha^{-1} , dependiendo de la intensificación del sistema.

Otro indicador o índice utilizado es el que se refiere a la ganancia diaria, expresada como $\text{kg cab}^{-1} \text{ día}^{-1}$ o GDPV (ganancia diaria de peso vivo). La producción por cabeza, dividida por 365 d (año), indica la ganancia anual promedio. También puede ser calcula por trimestre o por un período dado.

La duración de la invernada es un indicador importante de la eficiencia del proceso e indica el período de engorde. Se calcula como la diferencia entre el peso final y el peso inicial en kg dividida la GDPV. De esta manera se obtiene el tiempo total que la hacienda permaneció en el campo. Así son posibles diferentes períodos de duración, manteniendo la misma GDPV (*Cuadro 4.3*).

Cuadro 4.3. Duración de la invernada de diferentes categorías con la misma ganancia diaria de peso (GDPV).

Categoría	Peso inicial (kg)	Peso final (kg)	GDPV (kg)	Duración (meses)
Novillo Británico	180	400	0,600	12
Novillo Continental	180	500	0,600	18
Novillo Holando	180	600	0,600	24
Novillo Índico	170	450	0,600	15
Vaquillonas	170	300	0,600	8
Vacas	350	450	0,600	6 meses

La carga animal, un indicador utilizado tanto en la cría como en la invernada, expresa la cantidad de cabezas ha^{-1} . La carga se puede expresar como **carga media**, que es la existencia media (cabezas, kilos, EV) ha^{-1} (superficie ganadera). Relacionando la producción de carne con la carga media, se obtiene la eficiencia de stock, indicador que en invernada se ubica en un rango de 51 a 60%.

En los sistemas pastoriles, la carga animal es uno de los factores que junto a la producción animal individual determina la producción de carne por hectárea. En situaciones con muy baja carga, sucesivos incrementos de la misma determinarán aumentos de producción de carne sin afectar la producción individual, hasta un cierto nivel a partir del cual nuevos incrementos de carga pueden proporcionar aumentos en la producción de carne ha^{-1} , sacrificando la producción individual. Este hecho se explica mediante la curva de Mott, la cual permite interpretar las relaciones entre carga, producción ha^{-1} y producción cab^{-1} (Mott, 1960). La curva de la **Figura 4.4** indica que con una carga baja se puede obtener el máximo nivel de producción individual (ejemplo A). Incrementando la carga hasta B, la producción individual se mantendría prácticamente igual, pero a partir de allí, aumentos de la carga determinan reducciones de la producción cab^{-1} por varias razones. Una de ellas es que, al intensificar el pastoreo, sobre todo en los períodos críticos, hay menor posibilidad de selección del forraje por el animal; en consecuencia, un menor consumo de forraje de inferior calidad. La máxima producción física (kg de carne ha^{-1}) se obtendrá con un nivel de carga (C) tal que implica una producción cab^{-1} disminuida. El sector sombreado alrededor de la carga relativa 1, indica un rango de carga teóricamente óptimo desde el punto de vista físico.

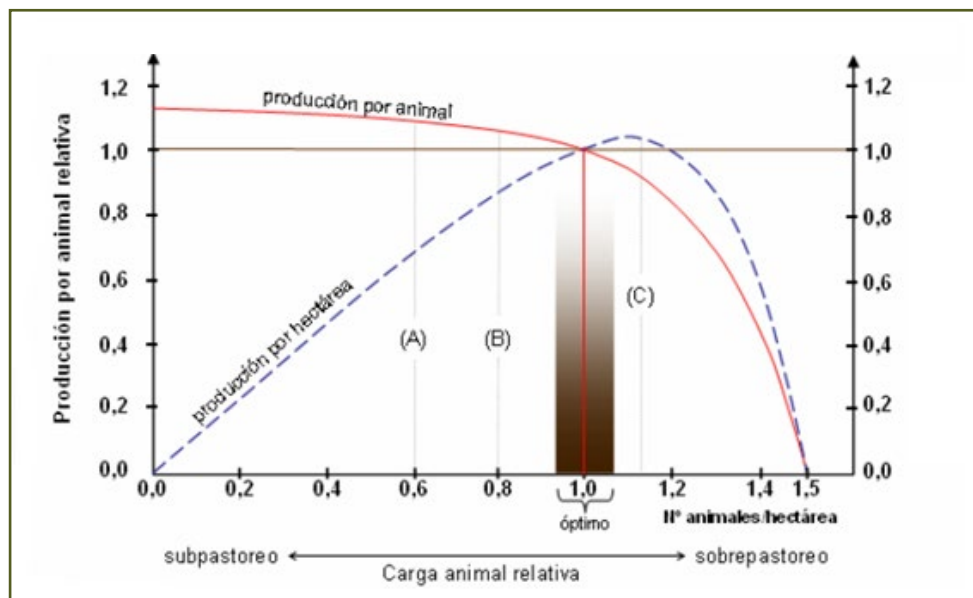


Figura 4.4. Producción por animal y por hectárea (kg de carne cab^{-1} y kg de carne ha^{-1} , respectivamente), a diferentes cargas animales. Adaptado de Mott (1960).

En un ensayo realizado en la estación experimental de INTA General Villegas se observó que la producción ha^{-1} en respuesta al aumento en la carga animal está representada por una función lineal, siendo máxima donde disminuye la ganancia individual y la carga animal es de aproximadamente 4 animales ha^{-1} .

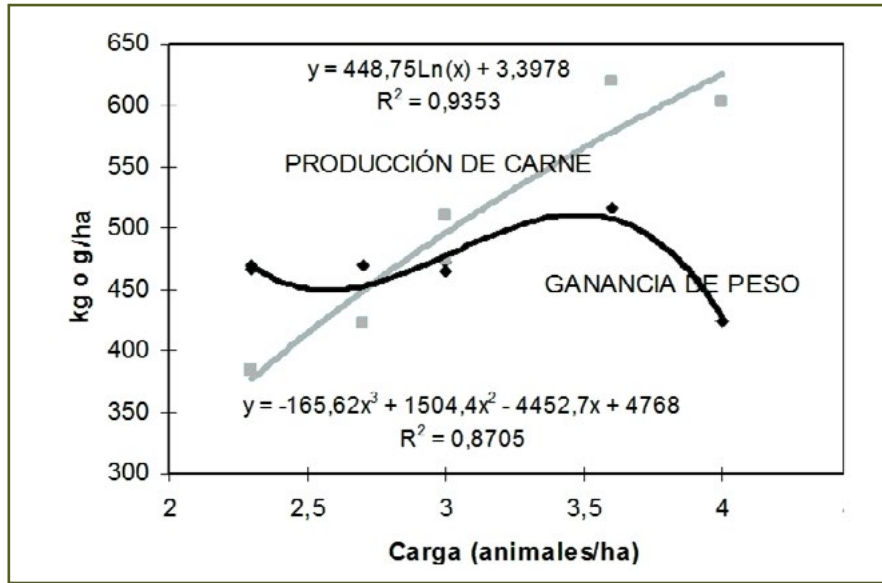


Figura 4.5. Producción de carne y ganancia de peso, con distintos niveles de carga animal. Adaptado de Davies et al. (2012)

Terminación y faena

Para que un novillo esté listo para faena, lo que se llama “terminado”, se requiere determinado porcentaje de grasa total, aproximadamente el 18% del peso vivo. Esto coincide con unos 8 mm de grasa subcutánea. El peso con que el animal alcanza ese nivel de grasa depende del biotipo, el sexo y la historia previa. Los animales chicos de tamaño (biotipo chico), las hembras y los que han sido bien alimentados durante toda su vida engrasan más jóvenes. Las categorías de los animales que se destinan a faena son novillos, novillitos, vaquillonas, toros y vacas; además, dentro de cada categoría existen subcategorías definidas por peso, calidad y craza (**Cuadro 4.4**).

Cuadro 4.4. Clasificación de algunas categorías para faena vigentes en la Argentina. Extraído de la Oficina Nacional de Control Comercial Agropecuario (OONCA, (2005).

Categorías	Peso vivo (kg)
Novillos	
Especiales y buenos	Medianos: 431/460 461/490 491/520 Pesados: 491/520
Novillitos	
Especiales y buenos	Medianos 351/390 Pesados 391/430
Vaquillonas	
Especiales y buenas	Medianas 351/390 Pesadas 391/430
Terberos	
Terberos	Hasta 350

Sustentabilidad de los sistemas de producción ganaderos

En la Argentina la complementariedad territorial de la ganadería con la agricultura mejora la sustentabilidad de los sistemas de producción. La inclusión de pasturas en rotaciones con cultivos de cereales y oleaginosas, además de proteger la estructura de los suelos, provee nitrógeno a bajo costo, mejora el contenido de materia orgánica, reduce la incidencia de enfermedades del suelo para algunos cultivos, accionar que se traduce en mejoras en los rendimientos de los cultivos.

Numerosos autores señalan que, entre las especies ganaderas, los rumiantes, en este caso bovinos, son los principales emisores de metano, uno de los gases responsables del efecto invernadero (Berra y Finster, 2002; Doreau *et al.*, 2011). La producción de metano es parte de los procesos digestivos normales de los rumiantes, dado que durante la digestión los microorganismos presentes en el aparato digestivo fermentan el alimento consumido por el animal. Este proceso, conocido como fermentación entérica, produce metano como un subproducto, que puede ser exhalado o eructado por el animal.

En rodeos de cría, adelantar un año la edad al primer parto reduce en un 15% las emisiones por unidad de producto ($\text{kg CH}_4 \text{ kg}^{-1}$ de ternero destetado), mejorando los índices reproductivos (75 a 83% de preñez) se reducen las emisiones de metano en un 35%. En los procesos de invernadas, las emisiones de metano, expresadas por unidad de producto ($\text{g CH}_4 \text{ kg}^{-1}$ de carne), se reducen considerablemente al mejorar la oferta alimenticia de los bovinos (Berra y Finster, 2002). La producción de metano por fermentación entérica en los rumiantes es inversamente proporcional a la digestibilidad de la dieta (Beauchemin y McGinn, 2005; Doreau *et al.*, 2011). La suplementación con concentrados energéticos y la oferta de pasturas de alta calidad en los sistemas pastoriles intensificados de la región templada de la Argentina mejora la digestibilidad de la dieta, por lo tanto, la producción de gas metano, expresado en g/kg de carne producida, es inferior a la de los sistemas pastoriles extensivos del pasado o a la producida en clima subtropical con pasturas de inferior calidad (Rearte, 2007).

Las emisiones de los gases efecto invernadero (GEI) como CH_4 , N_2O y CO_2 , pueden ser expresadas frecuentemente como kg CO_2 equivalente kg^{-1} de producto obtenido (por ejemplo, carne). Las estimaciones de la intensidad de GEI a menudo varían ampliamente, por las diferencias en el enfoque del modelo utilizado y los sistemas agrícolas estudiados. Por ejemplo, las emisiones de GEI de kg de carcasa vacuna, presentan un rango de 17 a 37 $\text{kg CO}_2 \text{ eq}$ (Johnson *et al.*, 2003; Ogino *et al.*, 2007; Vergé *et al.*, 2008). En estos trabajos se consideró el ciclo de producción de carne vacuna completo, es decir integrado por la cría y el proceso de engorde. Beauchemin *et al.* (2010), también realizaron un estudio para evaluar las emisiones de GEI, en los sistemas ganaderos de carne vacuna en el oeste de Canadá. El valor observado fue de 22 $\text{kg CO}_2 \text{ eq kg}^{-1}$ de carcasa, siendo este guarismo similar al obtenido por Johnson *et al.* (2003), en un estudio realizado en Estados Unidos, en un sistema de producción, donde los vientres de la cría pesaban 500 kg y el destete de los terneros se producía a los 5 meses de edad para ser enviados a “feedlot” hasta peso de faena. Por el contrario, los valores informados por Ogino *et al.* (2007), fueron superiores (36,4 $\text{kg CO}_2 \text{ eq kg}^{-1}$ de carcasa). En este sistema, las vacas y los terneros fueron alojados en establos, alimentados con fardos, los terneros se comercializaron a los 8 meses de edad, con un rendimiento de la canal de sólo el 40% del peso vivo. Además, las vacas adultas manifestaban un intervalo entre partos de 14 meses, valor superior al año, por lo tanto, la eficiencia de la cría era menor. Cabe señalar que, en los estudios mencionados, el engorde de los animales precedente se realizó a corral.

En los sistemas de producción de carne vacuna, donde se incluye la cría y el engorde de terneros, el mayor porcentaje de emisión de GEI se le atribuye al binomio vaca/ternero, del 60% al 80% lo produce la actividad cría y el 20% restante el proceso de engorde (Beauchemin *et al.*, 2010). Sin embargo, es importante señalar que los sistemas de cría extensivos pueden aportar beneficios ambientales, por ejemplo, el uso racional del pastoreo, el reciclaje de nutrientes, preservar o aumentar las reservas de carbono del suelo, reteniendo con ello el CO₂ del aire. También tienen otros servicios de los ecosistemas, incluyendo la conservación de la biodiversidad, la calidad del agua, el hábitat de la vida silvestre, entre otros.

Con respecto a nuestro país, la gran diversidad de áreas agroecológicas para la producción de carne que tiene la Argentina hace que también sean variables los tipos de carnes producidas. Desde la carne magra típica de las cruza indicas de la región subtropical que requiere el mercado americano, hasta las carnes de alto valor nutracéutico producidas con razas británicas sobre pasturas templadas de calidad que prefiere el mercado europeo o a la carne de alto contenido graso y marmoleado que demanda el mercado oriental.

La calidad y el valor nutricional de la carne vacuna producida en los sistemas pastoriles de la región templada de la Argentina ofrecen ventajas con respecto a la producida sobre la base de concentrados en sistemas en confinamiento. Suministrar pasturas de alta calidad y bien manejadas, permite obtener una alta performance productiva sin que se vea afectada la composición de la carcasa ni las características organolépticas de la carne producida, así como mantener la productividad y sustentabilidad del sistema.

Desde la perspectiva de la nutrición humana, la carne producida en sistemas pastoriles de la región templada es reconocida por su menor contenido de grasa, de ácidos grasos saturados y de colesterol que la producida en “feedlot”. En suma, estas características contribuyen a reducir la incidencia y el riesgo de enfermedades coronarias, entre otras.

Bibliografía

- Alippe, H. y Satorre, O. (2001). La invernada en los sistemas de producción argentinos. En: *Invernada. Cuadernillo de Actualización Técnica CREA*, 64: 8-23.
- Beauchemin, K. A. y McGinn, S. M. (2005). Methane emissions from feedlot cattle fed barley or corn diets. *Journal of Animal Science*, 83: 653-661.
- Beauchemin, K. A., Janzen, H. H., Little, S. M., McAllister, T. A. y McGinn, S. M. (2010). Life cycle assessment of greenhouse gas emissions from beef production in western Canada: A case study. *Agricultural Systems*, 103: 371-379.
- Berra, G. y Finster, L. (2002). Emisión de gases de efecto invernadero; influencia de la ganadería argentina. *Tecnologías para nuevos escenarios. IDIA*, 21(2): 212-215.
- Carrillo, J. (1997). *Manejo de un rodeo de cría*. CERBAS. (pp. 507). Buenos Aires, Argentina: Editorial Hemisferio Sur S.A.
- Cocimano, M., Lange, A. y Menvielle, E. (1975). Estudio sobre equivalencias ganaderas. *Revista Argentina de Producción Animal*, 4:161-190.
- Davies, P. y Mendez, D. (2012). Evaluación de dos sistemas de utilización de pasturas base alfalfa en pastoreo. Área de Investigación Agropecuaria EEA INTA Gral Villegas. *Memoria Técnica*: 96-97.
- Di Marco, O. (2007). ¿Cuánto cuesta producir un ternero? *Visión Rural*, 14(67): 11-16.

- Doreau, M., Van Derwerf, H. M. G., Micol, D., Dubroeuq, H., Agabriel, J., Rochette, J. y Martin, C. (2011). Enteric methane production and greenhouse gases balance of diets differing in concentrate in the fattening phase of a beef production system. *Journal of Animal Science*, 89: 2518-2528.
- Ferrari, O. (2004). Recría: una actividad que recobra importancia. Recuperado de: https://www.produccion-animal.com.ar/informacion_tecnica/invernada_o_engorde_en_general/55-Recria.pdf
- Johnson, D. E., Phetteplace, H. W., Seidl, A.F., Schneider, U. A. y Mc Carl, B. A. (2003). Management variations for US beef production systems: effects on greenhouse gas emissions and profitability. En: Proceedings of the 3rd International Methane and Nitrous Oxide Mitigation Conference; (pp. 953-961). Beijing, China: Coal Information Institute.
- Gerber, P. J., Mottet, A., Opio, C. I., Falcucci, A. y Teillard, F. (2015). Environment impacts of beef production: Review of challenges and perspectives for durability. *Meat Science*, 109:2-12.
- Mott, G. O. (1960). Grazing pressure and the measurement of pasture production. En: Proceeding of the VIII International Grassland. (pp. 606-611). Inglaterra: Reading.
- Pordomingo, A. J. (2002). Efectos Ambientales de la Intensificación Ganadera. *IDIA*, 21(2): 208-211.
- Pordomingo, A. J. (2005). Feedlot: alimentación, diseño y manejo. (pp. 62-224). Argentina: INTA. Publicación Técnica
- Ogino, A., Orito, H., Shimada, K. y Hirooka, H. (2007). Evaluating environmental impacts of the Japanese beef cow-calf system by the life cycle assessment method. *Journal of Animal Science*, 78: 424-432.
- Oficina Nacional de Control Comercial Agropecuario-ONCCA. Disposición 5701/05. Clasificación de vacunos en pie para faena. Recuperado de: <https://www.argentina.gob.ar/normativa/nacional/disposici%C3%B3n-5701-2005-111971> (19/10/10).
- Rearte, D. (1994). *El feed lot en la Argentina*. Programa Nacional de Producción Animal I. (pp. 93). Argentina: INTA.
- Rearte, D. (2007). *La producción de carne en Argentina*. Recuperado de: https://www.produccion-animal.com.ar/informacion_tecnica/origenes_evolucion_y_estadisticas_de_la_ganaderia/48-ProdCarneArg_esp.pdf (07-09-10).
- Rearte, D. (2010). *Situación Actual y Prospectiva de la Producción de Carne Vacuna*. Disponible en: <http://inta.gob.ar/documentos/situacion-actual-y-prospectiva-de-la-produccion-de-carne-vacuna/>
- Rovira, J. (1996). *Manejo nutritivo del rodeo de cría en pastoreo*. (pp. 288). Buenos Aires, Argentina: Hemisferio Sur S. A.
- Vergé, X. P. C., Dyer, J. A., Desjardins, R. L. y Worth, D. (2008). Greenhouse gas emissions from the Canadian beef industry. *Agricultural Systems*, 98: 126-134.

Sistemas de producción ganadera.

Producción de leche bovina

CAPÍTULO

5

Alejandra Acosta

1. Introducción

Debido al aporte nutricional que proveen, los productos lácteos son alimentos indispensables para toda la población y, particularmente, en las dietas de poblaciones objetivo de políticas públicas alimentarias como niños, mujeres y ancianos. Por ello, los lácteos son productos de difícil sustitución. Adicionalmente, por su carácter de alimentos perecederos, es de fundamental importancia garantizar su inocuidad y calidad en todos los eslabones de la cadena láctea (Batista, 2007; FAO, 2007)

En la Argentina, se denomina “tambo” a las instalaciones donde se realiza el ordeño y, por extensión, a toda explotación rural dedicada a la producción de leche. El ordeño puede realizarse en forma manual (*i.e.* aquel en el cual la extracción de leche es por presión manual) o mecánica (*i.e.* por medio de máquinas especiales). En la actualidad, el sistema manual es aplicado en una baja proporción de tambos pequeños. El ordeño mecanizado evolucionó marcadamente, tanto en la complejidad de la máquina como en su funcionamiento, para obtener la leche en forma rápida, sin dañar la ubre y en buenas condiciones de higiene. Una máquina de ordeñar es un sistema cerrado de tubos por los que la leche circula desde la ubre hasta un tanque de almacenamiento en frío.

La leche, apenas ordeñada, tiene la temperatura corporal de la vaca (~37 °C), la cual resulta óptima para la multiplicación de las bacterias. Por ello, es fundamental enfriar la leche apenas ordeñada. El almacenamiento de leche cruda en el tambo, como en todo el resto de la cadena de recolección y transporte hasta su elaboración, debe llevarse a cabo con el mismo objetivo: mantener la pureza e higiene sin conservantes, usando solamente el frío.

Dentro de la economía de la Argentina, la cadena láctea conforma uno de los complejos agroalimentarios más importantes y dinámicos, tanto por su distribución territorial y como por la generación de empleo. La producción de leche en nuestro país se ha mantenido constante en la última década, registrándose en el año 2019 la cantidad 10.343 millones de litros (OCLA, 2019). Esta producción se orienta en aproximadamente un 80% al consumo interno y, el resto, a exportaciones. Por ello, el consumo doméstico (definido, en gran parte, por el nivel de ingreso nacional) y la demanda externa son dos de los principales determinantes de la producción en el país, además del precio de los lácteos que influye sobre la rentabilidad tambera (Bergero y Lugones, 2020).

2. Cuencas lecheras en la Argentina

Las principales cuencas productoras de leche del país están bien delimitadas dentro de la zona agroecológica denominada “región pampeana”, caracterizada por poseer un clima templado con temperaturas medias entre los 16 y 18 °C y precipitaciones entre los 720 y 900 mm anuales. El 90% de la producción lechera del país proviene de estas cuencas. En la *Figura 5.1* se pueden diferenciar diez cuencas lecheras, donde se destacan por su importancia las cuencas centro de Santa Fe, noreste Cór-

doba y oeste de Buenos Aires. La producción nacional es liderada por las provincias de Santa Fe, Córdoba y Buenos Aires (INTA, 2020).

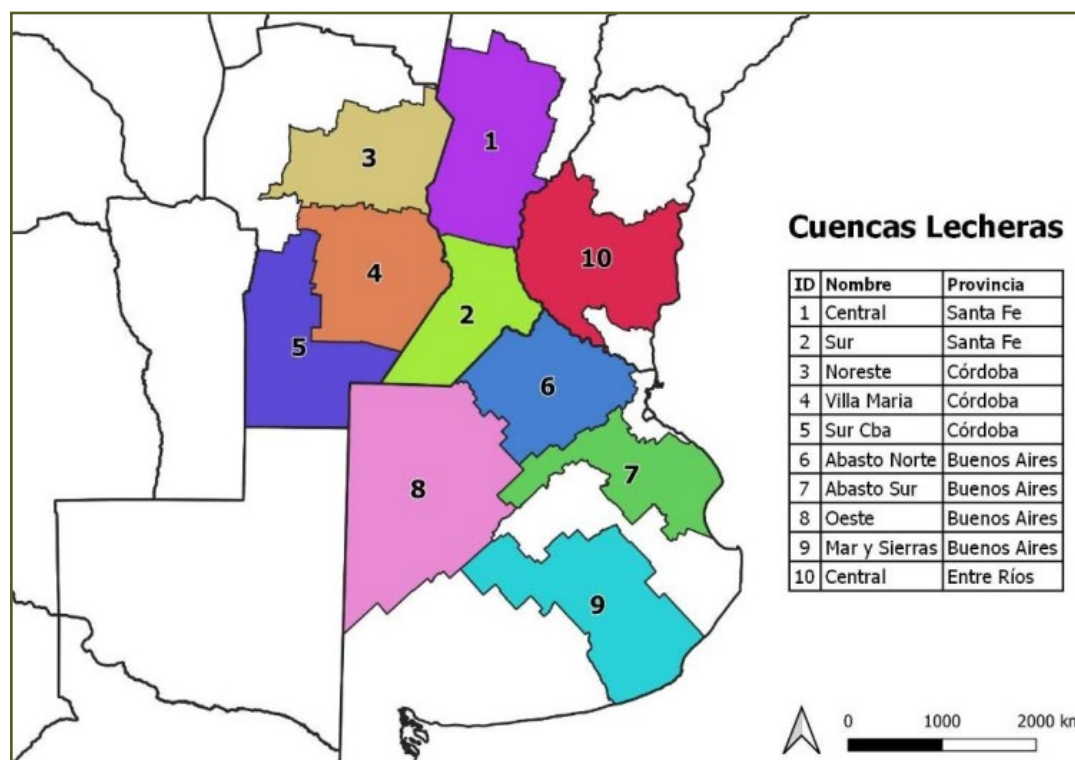


Figura 5.1. Principales cuencas lecheras de la región pampeana argentina. Adaptado de Gastaldi et al. (2015).

3. Caracterización de la producción lechera

3.1. Razas del ganado lechero

Las razas productoras de leche se caracterizan por tener una estructura corporal angulosa, buena conformación de la ubre y una alta producción diaria de leche con alto contenido proteico y graso. Las razas bovinas destinadas a la producción de leche que se encuentran en el país se mencionan a continuación:

Raza Holstein: tiene su origen en Holanda en las provincias septentrionales. Las vacas Holstein son las mejores productoras de leche. Por su alta producción no soportan bien los climas tropicales, desarrollando mejor sus cualidades en climas fríos y medios. Se caracterizan por su color habitual blanco con negro y, ocasionalmente, blanco con rojo. Su capacidad corporal es grande, llegando a pesar las hembras entre 600 y 650 kg y los machos hasta 1200 kg. La mayoría de los animales de esta raza son dóciles y fáciles de manejar. Las vacas Holstein tienen las ubres de buena forma, con pezones medianos y rígidos. La raza Holando-Argentina, deriva de la raza Holstein, se encuentra principalmente en las provincias argentinas de Buenos Aires, Santa Fe, Córdoba y Entre Ríos.

Raza Jersey: es la más difundida de las razas lecheras inglesas, originada en la isla de Jersey en el Canal de la Mancha, entre Inglaterra y Francia. Esta raza es la más pequeña de las razas europeas, sin embargo, son animales de gran producción de leche. Se usa preferentemente en la producción de leche

para la elaboración de productos lácteos como queso y manteca de excelente calidad. La raza Jersey es de fácil adaptación a los climas tropicales, reportándose buenos rendimientos en ese clima. Es un animal de talla pequeña con peso promedio en hembras adultas no superior a los 450 kg y en los toros de 680 kg aproximadamente. El color varía del bayo claro al bayo oscuro. La fortaleza de esta raza, por soportar bien el calor y las enfermedades, permite que pueda ser utilizada en cruzamientos para mejorar el ganado de las zonas tropicales.

3.2. Categorías del rodeo lechero

Terneros: el ternero nace desprovisto de inmunidad y sufre estrés por el cambio brusco de ambiente. Por lo tanto, es importante durante las primeras 12 h de vida que reciban el calostro sintetizado en la glándula mamaria en el período de vaca seca y, en mayor proporción, en las últimas semanas de preñez. Los terneros se crían en forma artificial, es decir, separados de sus madres dentro de las primeras horas de vida. La cría artificial requiere pautas de manejo que permitan lograr el desleche de los terneros entre los 45-60 d de vida, suministrando leche o sustituto lácteo en un sistema económicamente rentable.

Vaquillonas: luego de la crianza de las terneras se continúa con la etapa de recria, que se extiende hasta la fecha de servicio, cuando el animal alcanza la categoría de vaquillona preñada. Después del parto pasa a ser vaquillona parida, categoría con la que hay que tener especial cuidado en la alimentación ya que además de producir leche debe seguir creciendo hasta lograr su peso adulto. El objetivo de esta categoría es lograr un adecuado crecimiento, desarrollo y peso corporal al primer parto en el menor tiempo posible. Para lograr este objetivo es necesario un adecuado manejo nutricional, sanitario y reproductivo.

Vacas en producción u ordeño (VO): son aquellas que han parido y comienzan su lactancia. Después del parto, la producción de leche aumenta hasta llegar al pico de lactancia que, por lo general, ocurre a los dos meses post-parto (*Figura 5.2*). Luego de este pico la producción comienza a descender a razón del 7 al 10% mensual formando una pendiente que se denomina persistencia de lactancia. Cuando la vaca queda preñada, la persistencia de la lactancia es menor, o sea que la caída es más pronunciada, debiéndose interrumpir la lactancia y secar la vaca 60 d antes de su nuevo parto.

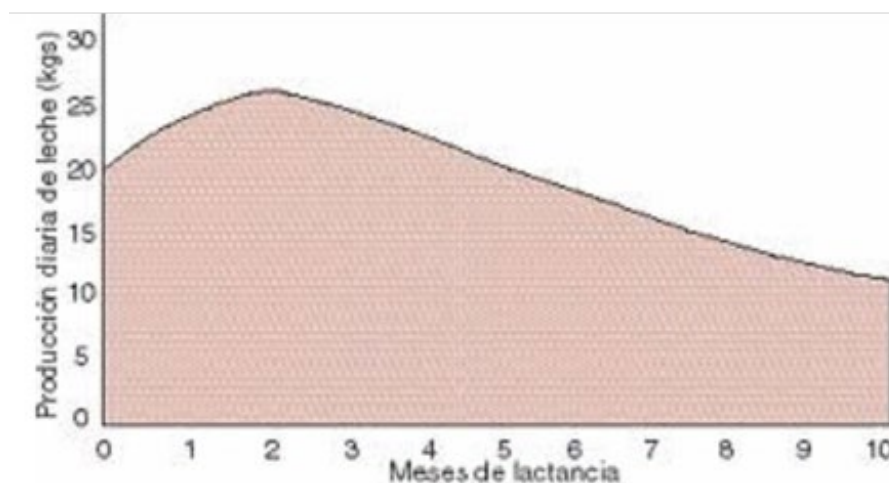


Figura 5.2. Curva de lactancia. Adaptado de Comeron et al. (2007).

Vacas secas (VS): son aquellas que no producen leche, es decir que esta categoría comprende desde el último día de lactancia hasta el próximo parto. Este período de vaca seca es necesario para que la vaca recupere su estado corporal luego de la última lactancia, ya que, al no estar en producción, parte de lo que come será destinado a la acumulación de reservas. También se produce el descanso fisiológico de la glándula mamaria necesario para la próxima lactancia.

Vacas de descarte: se denominan así a los vientres que se retiran del rodeo por distintas razones, como culminar el período de vida útil, problemas de enfermedades o reproductivos, etc.

Toros: esta categoría la forman los machos adultos reproductores. Los toros se utilizan en los sistemas lecheros con servicio natural y en aquellos sistemas donde se emplea la inseminación artificial (ya que luego de esta práctica se utilizan toros para hacer un repaso).

4. Indicadores de eficiencia física

Los indicadores de eficiencia física son elementos que brindan información acerca del funcionamiento del sistema lechero en relación con su producción. Los indicadores pretenden mostrar en forma simple y didáctica los logros y objetivos de cada acción que se propone en un tambo para que éstas puedan ser fácilmente entendibles y evaluadas. Dentro de esos indicadores se pueden mencionar:

Producción de leche individual (PI): litros de leche vaca ordeño⁻¹ día⁻¹. Este indicador puede variar según el régimen de alimentación (sistemas pastoriles, sistemas pastoriles con suplementación, sistemas a corral), según la raza, etc.

Carga animal (CA): expresada tradicionalmente como vacas ha⁻¹., es la herramienta de manejo con mayor influencia en la eficiencia de los sistemas de base pastoril, ya que determina la demanda de alimento por hectárea (Comeron *et al.*, 2007).

Productividad física: litros de leche vacas totales ha⁻¹ año⁻¹. Este indicador relaciona la producción individual con la carga animal, dando información sobre la eficiencia del sistema.

5. Indicadores de eficiencia reproductiva

Todas las acciones destinadas a lograr la preñez de las vacas y vaquillonas del tambo son aspectos de la reproducción. Como sucede en todos los sistemas de producción animal, la eficiencia reproductiva está íntimamente ligada a dos factores que la limitan y condicionan: por un lado, la sanidad y, por otro, la nutrición. Sin un adecuado estado nutricional la reproducción invariablemente fracasa, al igual que por la presencia de distintas enfermedades que impiden la fecundación, o lograda esta, interrumpen la gestación. El objetivo de la reproducción en un tambo es entonces simple y concreto: el nacimiento de un ternero viable al término de la gestación para desencadenar así una nueva lactancia (Tregoning, 2012; Ferguson y Skidmore, 2013). Para monitorear la eficiencia reproductiva existen algunos indicadores que se mencionan a continuación:

Intervalo entre partos (IEP): es el período que se extiende entre dos pariciones. Se debe recordar que la preñez tiene una duración aproximada de 283 d. Luego del parto se debe producir la involución uterina, que en general tiene una duración de 45 a 60 d; en este lapso el vientre reacomoda fisiológi-

camente su ciclo reproductivo, para luego comenzar a ciclar y así poder quedar nuevamente preñada, (período de espera voluntario, PEV, inferior a 70 d). En un tambo donde el manejo nutricional y sanitario es correcto, el intervalo entre partos no debe ser superior a 13 meses (*Figura 5.3*).

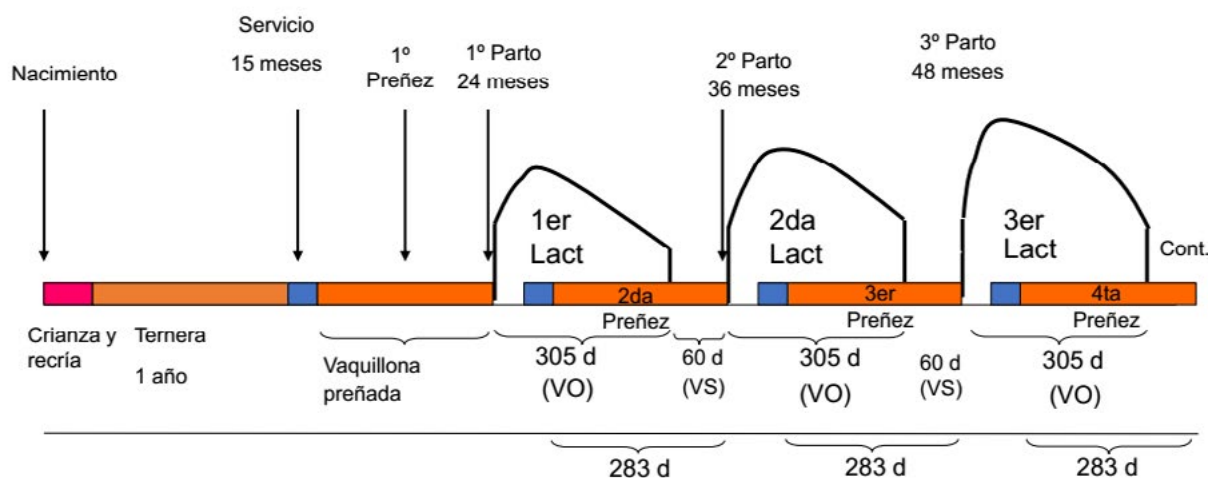


Figura 5.3. Ciclo reproductivo y productivo. VO: vacas en producción y ordeñe; VS: vacas secas. Adaptado de Tregoning (2012)

Tasa de detección de celos: indica la relación entre las vacas detectadas en celo/vacas aptas servicio. Por ejemplo, si en un rodeo lechero 100 vacas que pueden quedar preñadas y se detectan 45 en celo, la tasa es de 45%.

Tasa de preñez: este indicador relaciona las vacas preñadas/vacas aptas servicio. Si de 100 vacas aptas para el servicio quedan preñadas 20, la tasa de preñez es del 20%.

El análisis de los indicadores de eficiencia reproductiva apunta a identificar qué factor está actuando como limitante del sistema. Otro aspecto relevante es el factor humano que incluye decisiones de manejo (detección de celos, duración del intervalo parto-primer servicio, manejo de la vaca seca, etc.). También el clima, el estrés y el bienestar animal intervienen en los resultados reproductivos.

6. Alimentación del ganado lechero

Los sistemas de producción de leche pueden clasificarse según el régimen de alimentación: cuando son absolutamente pastoriles se denominan extensivos y a medida que se intensifica el uso de insumos (henos, silajes, granos, raciones balanceadas) se transforman en sistemas cada vez más intensivos.

En la región pampeana, la competencia por el uso de la tierra, sumado a los avances tecnológicos y otros factores de origen climático y/o económico, han determinado cambios en la forma de producir leche. Durante la década de los 80 prevalecieron los planteos pastoriles, a finales de los 90 y durante la década del 2000 se generalizaron los sistemas pastoriles con suplementación, y actualmente es común observar esquemas productivos más intensivos, algunos de los cuales involucran encierre parcial o completo de la hacienda en reemplazo del pastoreo (Gastaldi *et al.*, 2015). Estos sistemas, estabulados en forma parcial o total, utilizan raciones totalmente mezcladas (TMRs, por sus siglas en inglés) basadas en alguna combinación de forrajes conservados, concentrados a base de granos, subproductos

proteicos, minerales y vitaminas. En referencia a lo observado por Salgado (2012) entre las principales ventajas atribuidas a este sistema de alimentación se destacan la de permitir la expresión del potencial de producción de leche en vacas de alto mérito genético y la simplicidad en la determinación del consumo de alimento y monitoreo de los costos de alimentación. Algunos autores (Moore, 1998; Short, 2004), mencionan como contrapartida, los altos costos principalmente del alimento y de la mano de obra, los cuales representan, en conjunto, más del 50% de los costos de producción.

La producción de leche en la Argentina continúa ligada a utilización de pasturas. Sin embargo, la participación de éstas en el total de superficie agrícola disminuyó. En contraste, aumentó la participación de cultivos destinados a granos y silajes (*Figura 5.4*). La categoría otros usos considera campo natural, campos en barbecho, pasturas degradadas, etc. (Gastaldi *et al.*, 2015).

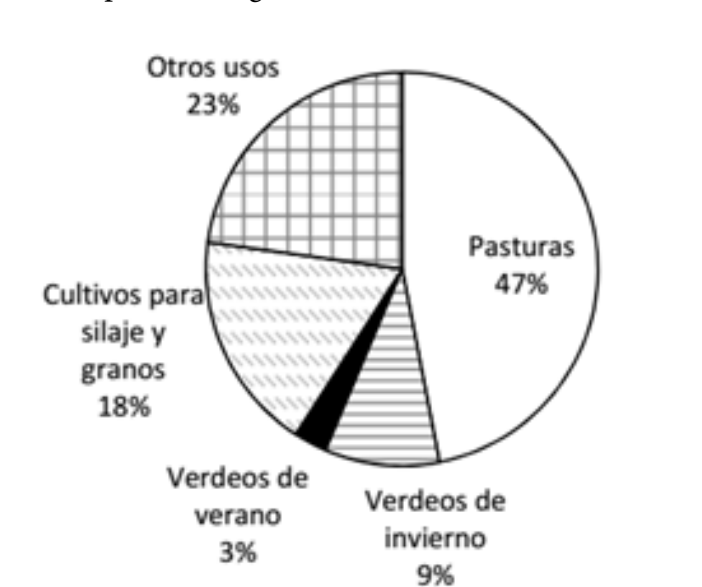


Figura 5.4. Distribución promedio (2012-2013) de la ocupación anual de la superficie ganadera trabajada por tipo de cultivo-pradera. Adaptado de Gastaldi *et al.* (2015).

En los sistemas lecheros, la pastura más difundida continúa siendo la de alfalfa pura. El trabajo realizado por Lazzarini *et al.* (2014) indica que, para lograr una producción de leche rentable, deben utilizarse alimentos de bajo costo, siendo la alfalfa un recurso alimenticio relativamente económico y excelente calidad forrajera cuando se utiliza adecuadamente.

Dentro de los componentes de la dieta, con respecto a la utilización de forrajes conservados, el silaje de maíz aparece como el más preponderante seguido por el de sorgo. En relación con los alimentos concentrados se pueden utilizar, grano de maíz como suplemento energético, expeller de soja y girasol como suplemento proteico, balanceado comercial, etc. En la Argentina si se debe definir un sistema de producción, se indicaría aquel que aprovecha mejor el pasto, consumiéndolo fresco o conservado y utiliza la suplementación con criterio nutricional, económico y práctico. Pareciera ser que los tambos más eficientes son aquellos en que los lotes de vacas de mayores requerimientos nutricionales se manejan en forma más “intensiva”, con encierro permanente o durante un determinado período de tiempo y otros grupos se manejan con más aporte de pasto y en forma más “extensiva”. Esto no significa que sistemas de confinamiento permanente con pastoreo mecánico y sistemas en pastoreo directo con suplementación estratégica no puedan alcanzar un equilibrio productivo y económicamente óptimo.

7. Impacto ambiental y producción de gases efecto invernadero en los sistemas de producción leche bovina

A escala global, alrededor del 17% de las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) son atribuidas a la producción agropecuaria (IPCC, 2014). En Argentina, Brasil, Paraguay y Uruguay, por tener una economía con una fuerte base agraria, las emisiones del sector rural son proporcionalmente más altas que en las de otros países con mayor participación de la energía, la industria y los servicios en su producto bruto nacional. El porcentaje de emisiones del sector rural en Argentina alcanza un valor del 27% sobre las emisiones totales del país. Si se computan las emisiones globales de todos los sectores de la economía (e.g. agropecuario, industrial, energético), las emisiones agropecuarias de Argentina explican entre 0,5-0,6% de las emisiones globales; una cifra muy poco significativa a escala mundial (Viglizzo y Ricard, 2015).

Después del dióxido de carbono (CO_2), el metano (CH_4) es el segundo GEI en importancia relativa. El tercero en importancia es el óxido nitroso (N_2O); sin embargo, es el más potente de los tres debido a que puede persistir más de 100 años en la alta atmósfera. Si bien en términos absolutos estas emisiones son mucho menores que las de CO_2 , en un horizonte temporal de 100 años, el CH_4 tiene un potencial de calentamiento atmosférico 28 veces mayor que el CO_2 (Myhre *et al.*, 2013). Se estima que el CH_4 es responsable del 20% del calentamiento producido por el conjunto de GEI. Al situar las emisiones de CH_4 en un contexto global, se comprueba que el sector agropecuario emite menos del 35% de las emisiones mundiales de este gas. El resto del CH_4 emitido proviene de la quema de combustibles fósiles y de la propia naturaleza (e.g. las emisiones que producen los humedales) (Viglizzo y Ricard, 2019).

A medida que la actividad pecuaria se intensifica, hasta llegar a sistemas donde los animales permanecen mayor cantidad de horas encerrados, los residuos animales pueden producir grandes impactos en el ambiente (Herrero *et al.*, 2006; Tieri *et al.*, 2014). A partir de principios de la década del 90, la lechería bovina argentina ha incrementado su producción de una manera destacada, como consecuencia de una mayor eficiencia productiva acompañada por un sostenido proceso de intensificación. Dicho proceso se ha llevado a cabo notoriamente a causa de un mayor uso de insumos, siendo cuestionado el impacto ambiental del mismo (Tieri *et al.*, 2016).

En los sistemas lecheros con relación a la producción de gas CH_4 , la fuente de mayor importancia es la fermentación entérica, por ello se deben considerar las distintas categorías de vientres, la raza, la edad, el peso corporal, la cantidad y calidad de la dieta consumida por los animales que componen el rodeo (IPCC, 1996; McGinn y Beauchemin, 2012). Las emisiones de N_2O en la producción de leche son causadas por la manipulación y el almacenamiento de estiércol, además de la desnitrificación de fertilizantes y la combustión de hidrocarburos (Hagemann *et al.*, 2012). Este mismo grupo de investigadores afirma que las fuentes de emisiones de CO_2 en los establecimientos lecheros están en relación con el uso de combustibles, fertilizantes, concentrados, pesticidas y maquinaria utilizados.

De acuerdo con lo expresado en los párrafos precedentes, la actividad láctea puede generar impactos sobre el ambiente desde la extracción de la leche como materia prima hasta el final de la vida útil de los productos procesados. Por tal motivo, es importante considerar, en pos de una producción sustentable, la adopción de prácticas y tecnologías que mejoren la eficiencia productiva, permitiendo aumentar la producción de leche, con una reducción en el uso de recursos y de esta manera mitigar el impacto ambiental.

Bibliografía

- Batista, J. (2007). Sistema Nacional de Certificación de Agroalimentos. 2º Seminario de certificación como herramienta de acceso a los mercados, Buenos Aires, abril de 2007. Recuperado de: http://www.cacer.org.ar/course/sem20070425/Sistema_Nacional_de_Certificacion_de_Agroalimentos.PDF
- Bergero, P. y Lugones, A. (2020). Análisis de la evolución del sector lácteo en Argentina durante el período 2008-2019 Dirección de Informaciones y Estudios Económicos. Informe Semanal del 8 de mayo. Bolsa de Comercio de Rosario.
- Comerón, E. A., Baudracco, J., López-Villalobos, N., Romero L. A. y Holmes, C. W. (2007). Producción de Leche en Sistemas Pastoriles. Idia XXI, *Revista de información sobre investigación y desarrollo agropecuario*, 7(9):26-31.
- Ferguson, J. D. y Skidmore, A. (2013). Reproductive performance in a select sample of dairy herds. *Journal of Dairy Science*, 96(2):1269-1289.
- Gastaldi, L., Litwin, G., Maekawa, M., Centeno, A., Engler, P., Cuatrín, A., Chomicz, J., Ferrer, J. y Suero, M. (2015). El tambo argentino: una mirada integral a los sistemas de producción de leche de la región pampeana. Ediciones INTA. PNPA 1126043. Recuperado de: <http://inta.gob.ar/documentos/el-tambo-argentino-una-mirada-integral-de-los-sistemas-de-produccion-de-leche-de-la-region-pampeana>
- Hagemann, M., Ndambi, A., Hemme, T. y Latacz-Lohmann, U. (2012). Contribution of milk production to global greenhouse gas emissions An estimation based on typical farms. *Environmental Science and Pollution Research*, 19: 390-402.
- Herrero, M.A., Gil, S.B., Sardi, G. M., Flores, M. C., Carbó L. I. y Orlando, A. A. (2006). Transferencia de nutrientes del área de pastoreo a la de ordeño en tambos semiextensivos en Buenos Aires, Argentina. *Revista Investigación Veterinaria*, 8(1): 23-30.
- Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria - INTA. (2020). *Lechería argentina, evolución de indicadores económicos*, noviembre 2016-marzo 2020. INTA, EEA Paraná. Misceláneas, 21:1-39.
- Intergovernmental Panel on Climate Change-IPCC. (1996). Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Reference Manual. Recuperado de: <https://www.ipcc.ch/report/revised-1996-ipcc-guidelines-for-national-greenhouse-gas-inventories/>
- Intergovernmental Panel on Climate Change-IPCC. (2014). Future Pathways for Adaptation, Mitigation and Sustainable Development. En : *Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Eds : Pachauri, R. K. y Meyer, L. (pp. 151). Ginebra, Suiza.
- Lazzarini, B., Baudracco, J., Demarchi, E., Lovino, D. y Jauregui, J. M. (2014). Evolución de la suplementación, el consumo de pastura y la producción de leche, en sistemas lecheros de Argentina. *Revista FAVE-Ciencias Agrarias*, 13(1-2): 73-78.
- McGinn, S. y Beauchemin, K. (2012). Dairy farm methane emissions using a dispersion model. *Journal of Environmental Quality*, 41(1): 73-79.
- Myhre, G., Samset, B.H., Schulz, M., Balkanski, Y. y Bauer, S. (2013). Radiative forcing of the direct aerosol effect from AeroCom Phase II simulations. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 13(4) 1853-1877.
- Moore, K. C. (1998). Economics of grass for dairy cattle. En: *Grass for Dairy Cattle*. Eds : Cherney, J.H. y Cherney, D.J.R. (pp. 373-391). Nueva York, USA: CAB International.
- Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación-FAO. (2007). International Conference on Organic Agriculture and Food Security, 3-5 de mayo de 2007, Italia. Recuperado de: <https://www.fao.org/3/j9918s/j9918s.pdf>
- Observatorio de la Cadena Láctea Argentina-OCLA.(2019).Informe de Coyuntura. N°009.(25pp)
Recuperado de: <https://www.ocla.org.ar/contents/news/details/13373360-informe-de-coyuntura-n009>
- Salado, E. (2012). Estrategias de alimentación en sistemas lecheros: comparación de sistemas confinados vs. pastoriles. Conferencia. 12º Congreso Panamericano de la Leche. Organizado por FEPAL, 13 pp.

- Short, S. D. (2004). Characteristics and Production Costs of U.S. Dairy Operations. *USDA Statistical Bulletin*, 974: 6-20.
- Tieri, M. P., Comeron, E., Pece, A., Herrero, M. A., Engler, P., Charlon, V. y García, K. (2014). Indicadores utilizados para evaluar la sustentabilidad integral de los sistemas de producción de leche con énfasis en el impacto ambiental. *Miscelánea*, 2:1.
- Tieri, M. P., Charlon, V. y Comeron, E. (2016). Impacto de diferentes estrategias productivas sobre indicadores ambientales en sistemas lecheros de Argentina. INTA, EEA Rafaela. Información Técnica de Producción Animal.
- Tregoning, J. (2012). Reproducción y manejo reproductivo en sistemas de producción lechera. Curso. Bovinos para la producción de leche. Departamento de Tecnología, Universidad Nacional de Lujan, 21 pp.
- Viglizzo, E. F. y Ricard, M. F. (2015). Greenhouse gases (GHG) mitigation in the rural sector of Argentina, Brazil, Paraguay and Uruguay and its potential impact on global food and water security. GPS (Group of Producing Countries from the Southern Cone) documents. Buenos Aires, 20 pp.
- Viglizzo, E. F. y Ricard, M. F. (2019). ¿Hay un eslabón perdido en el cálculo del balance del carbono en los sistemas pastoriles de la ganadería argentina? *Revista Argentina de Producción Animal*, 39(2): 105-111.

1. Introducción

Un sistema forestal es un conjunto de interrelaciones biótico-sociales que se expresan en una combinación particular de métodos y prácticas relacionadas entre sí, con el objeto de obtener productos forestales de muy diverso tipo según el uso que define cada especie forestal y el fin para los cuales se promueven los desarrollos forestales. Este conjunto de interrelaciones tiene una ubicación espacial y territorial definida y características ecológicas, socioculturales, históricas, tecnológicas y económicas propias, constituyendo un complejo genérico-genésico, que al mismo tiempo que particulariza actividades forestales específicas, refleja sus orígenes, evolución y tendencias, expresados en los paisajes forestales a los que da lugar (Briceño Méndez, 2000).

Los sistemas forestales abarcan tanto a las plantaciones forestales como a los bosques nativos. Estos sistemas proveen diversos recursos y servicios no sólo a los seres humanos, sino también a los ecosistemas en los que se encuentran. Como principal característica sobresale la presencia de componentes vegetales leñosos, entre éstos se pueden diferenciar especies exóticas o introducidas por el hombre y especies nativas o autóctonas. Para una mejor comprensión de los mismos, es necesario entender los distintos conceptos y definiciones sobre estos sistemas. Para esto se presentan las principales definiciones de las instituciones referentes a nivel internacional, así como autores de referencia, dando el marco necesario para el entendimiento de los mismos. Es necesario esclarecer que la diversidad y complejidad de estos sistemas no siempre puede enmarcarse exitosamente en definiciones establecidas. Es de utilidad comprender y estudiar esta diversidad y variabilidad para realizar un manejo acorde a las características intrínsecas del sistema en cuestión.

2. Conceptos generales

2.1. Especie nativa

También llamada indígena o autóctona, es aquella originaria de la zona que habita, pero no se encuentra necesariamente en forma exclusiva en ella. Algunos ejemplos de especies nativas de la Argentina son: algarrobo blanco (*Prosopis alba*), cedro misionero (*Cedrela fissilis*), chañar (*Geoffroea decorticans*), jacarandá (*Jacaranda mimosifolia*), entre otros.

2.2. Especie exótica

También llamada no nativa o introducida, es aquella que se encuentra fuera de su área de distribución original o nativa (histórica o actual), no acorde con su potencial de dispersión natural, es decir, que el proceso de sucesión no se dio naturalmente. En la mayoría de los casos la introducción de estas especies exóticas es intencional, aunque puede ser accidental. Estas especies pueden

no prosperar fuera de su ambiente nativo, pero en muchos casos, sobre todo en las especies cultivadas poseen un rendimiento mayor que en su hábitat original. Ciertas exóticas pueden considerarse como invasoras cuando amenazan a los ecosistemas, los hábitats o a otras especies. Algunos ejemplos de especies exóticas muy cultivadas en la Argentina son, entre los pinos (*Pinus elliottii*, *P. taeda*), los eucaliptos (*Eucalyptus grandis*), los álamos y la mayoría de los sauces (excepto el *Salix humboldtiana* que es nativo).

2.3. Bosque

Internacionalmente se utilizan muchas definiciones del término bosque, que reflejan grandes diferencias en las características biogeofísicas, la estructura social y la economía. Según la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO, por sus siglas en inglés), un bosque es aquel sistema en el cual los árboles constituyen el principal elemento leñoso y en donde los mismos ofrecen más de un 10% de cobertura en una superficie superior a 0,5 ha.

Otra definición de bosque, en este caso de la Convención Marco de Cambio Climático¹, que define al bosque como un área de tierra de como mínimo entre 0,05 y 1,0 ha cubierta entre un 10 y un 30% de copas de árboles. Dichos árboles deberán tener el potencial de llegar a una altura mínima entre 2 y 5 m en la madurez. Cada país, a su vez elige su propia definición de bosque (**Cuadro 6.1**). Las principales diferencias entre los países radican en los tipos de bosques que cada uno posee en su territorio, a las políticas de manejo que se implementan, la forma de explotación, técnicas culturales e intereses económicos. Bajo estas definiciones, todo sistema cuyo componente principal es una especie vegetal leñosa es considerado un bosque.

Cuadro 6.1. Características para la definición de bosque de algunos países de América del Sur ante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático.

Característica	Argentina	Brasil	Paraguay	Uruguay
Superficie mínima (ha)	1	1	0,5	0,5
Cobertura de copas (%)	22,5	30	25	30
Altura del árbol (m)	3	5	5	3

La Ley Nacional N° 26.331 de “Presupuestos mínimos de protección ambiental de los bosques nativos” sancionada en Argentina en el 2007 define como Bosques Nativos a los ecosistemas forestales naturales compuestos predominantemente por especies arbóreas nativas maduras, con diversas especies de flora y fauna asociadas, en conjunto con el medio que las rodea -suelo, subsuelo, atmósfera, clima, recursos hídricos-, conformando una trama interdependiente con características propias y múlti-

¹ Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (CMNUCC). Es un tratado internacional adoptado en New York el 9 de mayo de 1992 y entró en vigor el 21 de marzo de 1994, al cual han adherido 194 países de todo el mundo y que establece objetivos generales y normas para hacer frente al cambio climático. En la Convención se fija el objetivo último de estabilizar las emisiones de gases de efecto invernadero. En este ámbito se realizaron los acuerdos internacionales como el Protocolo de Kioto (1997) y el Acuerdo de París (2016).

ples funciones, que en su estado natural le otorgan al sistema una condición de equilibrio dinámico y que brinda diversos servicios ambientales a la sociedad, además de los diversos recursos naturales con posibilidad de utilización económica.

De acuerdo con esta ley y, complementariamente, a la Resolución del Consejo Federal del medio Ambiente (COFEMA) N° 230/2012, se considera bosque nativo a todo ecosistema forestal natural, en distinto estado de desarrollo, que presente una cobertura arbórea de especies nativas mayor o igual al 20%, árboles que alcanzan una altura mínima de 3 m, y un área mínima igual o mayor a 0,5 ha, incluyendo palmares.

Además del principal elemento leñoso de un bosque, en el mismo conviven numerosas comunidades de otros tipos de plantas, animales, hongos, microorganismos que se relacionan entre sí mediante distintos tipos de interacciones. Cada uno de estos elementos que forman parte de un bosque se encuentran en distintos estadios de su ciclo vital. Los bosques han existido desde hace miles de años y no necesitan de la intervención humana para madurar, ni para mantener en funcionamiento sus ciclos, ni para perpetuar sus especies.

De acuerdo con su estado de conservación, un bosque nativo puede clasificarse como primario o secundario, aunque esta diferenciación es muy difusa.

- **Bosques primarios:** son bosques de especies nativas, donde no hay claros indicios de actividad humana, ni de procesos ecológicos disturbados (FAO, 2010). La definición puede incluir áreas donde se hacen tanto extracciones de algunos ejemplares de árboles como de productos no madereros, pero que generan impactos leves en el sistema. Los últimos siete grandes bosques primarios del planeta son: (i) el bosque tropical amazónico, (ii) la jungla del sudeste asiático, (iii) las selvas tropicales de África central, (iv) los bosques templados de Sudamérica, (v) los bosques primarios de Norteamérica y Canadá, (vi) los últimos bosques primarios europeos y (vii) los bosques de la taiga siberiana (Greenpeace, 2007).
- **Bosques secundarios:** son bosques que se están recuperando por procesos naturales, después de que el bosque original sufriera algún disturbio considerable ocasionado por causas antrópicas o naturales, en un momento puntual o por un largo período de tiempo. Como resultado tienen lugar cambios en la estructura y/o en la composición de especies, respecto del bosque prístino. Sin embargo, por medio del proceso de sucesión, el bosque secundario puede volver a adoptar las características del bosque primario (FAO, 2010).

De estas definiciones surgen además dos posibilidades: el bosque nativo y el bosque cultivado, implantado o plantado. El bosque nativo es aquel que está constituido por árboles autóctonos de la región, que a través de los años han evolucionado y se han renovado naturalmente. En cambio, el bosque cultivado es considerado aquel que instaló el hombre mediante siembra o plantación de especies arbóreas nativas y/o exóticas (especies que no pertenecen al lugar) adaptadas ecológicamente al sitio, con fines principalmente comerciales o industriales.

Estos conceptos son sostenidos por la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación quien establece un “*continuum*” forestal (**Figura 6.1**), desde los bosques primarios

hasta los árboles fuera del bosque. Dentro de este “continuum” se delimita el ámbito que ocupan los bosques plantados (FAO, 2006).

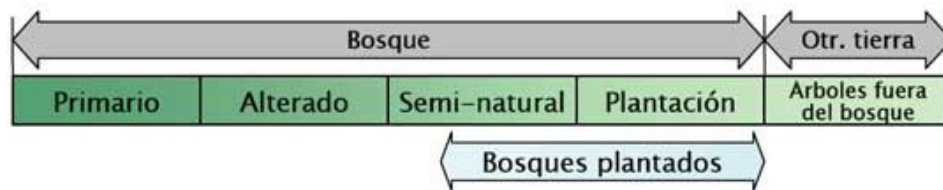


Figura 6.1. Posible situación forestal: (i) bosque primario, (ii) bosque alterado (o secundario), (iii) bosques plantados (implantados o cultivados), (iv) árboles fuera del bosque. Extraído de FAO (2006).

2.4. Plantación forestal

Este concepto fue definido en el Proceso de Montreal² en el 2000. Un rodal forestal es una unidad boscosa continua geográficamente, en la cual las especies arbóreas son homogéneas en cuanto a su tipo, su edad y tamaño. Para clasificar un rodal como plantación forestal, se pueden aplicar diferentes criterios, entre ellos: (i) si el rodal fue establecido por plantación o siembra planificada de semilla, (ii) la finalidad de la plantación o siembra, (iii) la preparación del terreno y (iv) la intensidad del manejo. Los bosques que presentan esas características no son necesariamente bosques naturales. En un rodal se realiza un inventario y se planifica el manejo. Las especies son definidas a partir de un objetivo de producción, por ejemplo: obtención de madera para la industria, fuente energética, protección de zonas agrícolas y/o de espejos de agua, corrección de problemas de erosión, plantaciones silvopastoriles, entre otras. Antes de realizar una plantación forestal se deberán estudiar cuidadosamente las condiciones agroclimáticas y del terreno. Sobre la base a estos resultados se seleccionan especies, se estiman rendimientos y se calculan los costos de plantación, estableciendo cuáles son las especies más adecuadas para el sistema en cuestión. A su vez, la planificación debe asegurar el establecimiento y el éxito productivo de las especies implantadas. Las condiciones del ambiente varían dependiendo de la zona, siendo importante la elección de una especie adecuada para cada zona.

Las plantaciones forestales, de acuerdo con su función (FAO, 2000) pueden clasificarse como:

- **Plantaciones industriales:** creadas total o parcialmente para la producción de madera de uso industrial (aserrado, chapas, pasta de papel, etc.).
- **Plantaciones no industriales:** son plantaciones que sirven a diversos objetivos tales como leña o carbón vegetal, función de protección y productos forestales no madereros que incluyen, entre otros, los productos alimenticios, farmacéuticos, aromáticos y bioquímicos provenientes de plantas, como así también las fibras, toxinas y forrajes, aquellas utilizadas como ornamentales.

² El Proceso de Montreal sobre Criterios e Indicadores para la Conservación y la Ordenación Sostenible de los Bosques Templados y Boreales es el resultado del Seminario de Expertos en Desarrollo Sostenible de los Bosques Templados y Boreales, celebrado en Montreal en septiembre-octubre de 1993. Los países integrantes son: Argentina, Australia, Canadá, Chile, China, Estados Unidos, Federación de Rusia, Japón, México, Nueva Zelanda, República de Corea y Uruguay.

2.5. Diferencias entre bosque nativo y plantación forestal

Para explicar las principales diferencias entre un bosque y una plantación se comparará el bosque nativo Andino Patagónico y una plantación forestal de álamo en el Delta del Paraná.

El bosque nativo Andino Patagónico presenta una gran variedad de especies vegetales, de distintos estratos y edades. Las especies arbóreas que se pueden encontrar principalmente son: araucaria (*Araucaria araucana*), ciprés (*Austrocedrus chilensis*), arrayán (*Luma apiculata*), maitén (*Maytenus boria*), coihue (*Nothofagus dombeyi*), ñire (*Nothofagus antarctica*), entre otras. Se pueden distinguir distintos tipos de arbustos como la jarrilla, monte negro, solupe, neneo, palaspina, etc. Por último, en el estrato herbáceo se encuentran presentes numerosas especies de los géneros *Festuca* y *Poa*. En contraste, en la plantación forestal de álamo del Delta del Paraná se encontrará una única especie, en el mismo estrato, homogénea en tamaño y de edad similar. Probablemente sólo se encuentre la especie cultivada, en este caso el clon de álamo en cultivo (e.g. *Populus deltoides* 'Australiano 129/60') y algunas especies de pastos, principalmente de la familia de las gramíneas.

En cuanto a la fauna, en el bosque Andino Patagónico se pueden encontrar una numerosa cantidad de aves, tales como: chucao (*Scelorchilus rubecula*), picaflor rubí (*Sephanoides sephanoides*), teru teru (*Vanellus chilensis*), flamenco austral (*Phoenicopus chilensis*) y el cóndor andino (*Vultur gryphus*). Entre algunos de los mamíferos presentes en este hábitat se encuentran el guanaco (*Lama guanicoe*), liebre o mara (*Dolichotis patagonum*) y el huemul (*Hippocamelus bisulcus*). A su vez, se pueden encontrar lagos dentro de los bosques con numerosas especies de peces y una fauna muy diversa en los suelos. Por el contrario, en una plantación forestal, la fauna se encuentra reducida, muchas veces en forma intencional. La cantidad de aves puede verse afectada ya que no encuentran lugares de anidamiento y, en general, se busca restringir la entrada de mamíferos a la plantación.

El bosque es utilizado por las comunidades humanas con diversos fines, entre ellos y como en el caso del bosque Andino Patagónico, para turismo y recreación. A su vez, presta numerosos servicios a las comunidades humanas, tales como medicamentos, alimentos, materiales de construcción, energía, etc. En cambio, en una plantación forestal, el hombre interviene sólo como mano de obra para distintas tareas como, por ejemplo, la plantación, poda o cosecha.

Otra diferencia es la capacidad de autorregeneración y los ciclos de los nutrientes. En un bosque se encuentra una gran capacidad de autorregeneración. Por ejemplo, luego de un incendio, el bosque posee una alta resiliencia. El ciclo de nutrientes es cerrado ya que pasa a través de todos los componentes y vuelve a comenzar, sin pérdidas. Una plantación forestal no tiene la capacidad de autorregenerarse: esa cualidad está regulada por el hombre quien decide qué plantar y cuándo. Los ciclos de nutrientes son abiertos y afectados por la intervención del hombre por un lado mediante la fertilización y por otro exportando los nutrientes que se cosechan. En conclusión, el bosque nativo forma parte de un ecosistema natural y la plantación forestal es un agroecosistema (**Cuadro 6.2**).

Aunque en la mayoría de los informes de la FAO se utiliza el término “bosques” para referirse a los bosques nativos y a las plantaciones forestales sin realizar distinciones entre ambos, actualmente, dicho organismo empieza a diferenciar estas situaciones. En el Informe sobre la Evaluación de los Recursos Forestales Mundiales (2020) define a los *bosques regenerados naturalmente* como aquellos compuestos predominantemente de árboles establecidos mediante la regeneración natural y a los *bosques plantados* como aquellos compuestos predominantemente de árboles establecidos por plantación y/o siembra deliberada. Dentro de esta última categoría, establece como *plantación forestal* al bosque

manejado intensivamente y compuesto por una o dos especies de edad uniforme y espaciamiento regular y establece como *otro bosque plantado* a aquel que no está clasificado como plantación forestal y que incluye el bosque establecido mediante plantación o siembra el cual en la madurez del rodal se asemeja o se asemejará al bosque regenerado de forma natural.

Cuadro 6.2. Cuadro resumen de diferencias entre bosque nativo y plantación forestal.

	Bosque nativo	Plantación forestal
Número de especies	Muchas, diversidad de especies y de edades	Pocas, homogéneas en tamaño y edad
Flora	Gran cantidad (arbusivas, helechos, epifitas, lianas, etc.)	Escasa (una o dos especies según la plantación)
Fauna	Numerosa cantidad de especies (superposición de nichos)	Cantidad reducida
Comunidades	Gran interacción	Poca interacción
Humanos	Hábitat, conjunto de bienes y servicios tales como espacios de recreación, medicamentos, alimento, materiales de construcción	Proveedores de mano de obra para la plantación, tareas silviculturales y cosecha
Autorregeneración	Alta, se conservan los componentes, es un ciclo cerrado de nutrientes	Baja o artificial. Los componentes son adicionados, uso de insumos. Ciclos abiertos, exportación de nutrientes
Tipo de proceso	Natural	Antrópico
Tipo de ecosistema	Natural	Agroecosistema

De acuerdo con estas definiciones, el área total de bosques en el mundo es de 4.060 M ha, un 31% de la superficie total de la tierra. De esta superficie con recursos forestales, los bosques regenerados naturalmente involucran 3.750 M ha, un 93% del área forestal mundial. La superficie de bosques plantados es de 290 M ha (7% de la superficie forestal en todo el mundo) y, de esta superficie, 131 M ha son plantaciones forestales (45% de la superficie de bosques plantados) (FAO, 2020).

3. Bosques nativos

Los ecosistemas boscosos proporcionan una amplia gama de beneficios, servicios ambientales y socioeconómicos. Cuando el destino del bosque es netamente productivo se realiza la extracción de bienes forestales, tanto productos madereros como productos no madereros, aunque principalmente, los mismos son reconocidos por los servicios ecosistémicos que brindan.

3.1. Funciones de los bosques nativos

Los bosques pueden cumplir varias funciones. Entre ellas:

(i) Funciones protectoras:

- protección del suelo por absorción y desviación de las radiaciones, precipitaciones y vientos;
- conservación de la humedad y del dióxido de carbono al reducir la velocidad del viento;
- conservación del hábitat natural, tanto para otras plantas como para los animales y de la diversidad biológica.

(ii) Funciones reguladoras:

- absorción, almacenamiento y generación de dióxido de carbono, oxígeno y elementos minerales;
- absorción de aerosoles y sonidos;
- captación y almacenamiento de agua;
- absorción y transformación de energía radiante y termal.

(iii) Funciones productivas:

- almacenamiento de la energía en forma utilizable en la biomasa;
- autorregulación y proceso regenerador de madera, corcho, fruta;
- producción de químicos: resinas, alcaloides, aceites, látex, productos farmacéuticos, etc.

(iv) Funciones recreativas y sociales**3.2. Principales riesgos para los bosques nativos**

Los principales procesos que llevan a la desaparición de los bosques nativos están asociados a la deforestación y degradación de los mismos. Para hacer un buen análisis se necesita diferenciar con claridad ambos procesos, sus causas, los factores directos (e.g. las distintas formas de agricultura) e indirectos (p. ej. construcción de infraestructura carretera de explotación forestal) y las tasas a las que ocurren.

Degradación

Consiste en la pérdida de biomasa forestal que da como resultado un bosque empobrecido. Esto puede resultar del proceso en el cual un uso forestal selecciona sólo los ejemplares sanos y de buena forma de las especies valiosas por su madera, dejando así los bosques con ejemplares enfermos y malformados de escaso valor maderero. Este tipo de tala selectiva provoca la degradación del bosque, con los consiguientes problemas ecológicos y, en algunos casos, económicos y sociales.

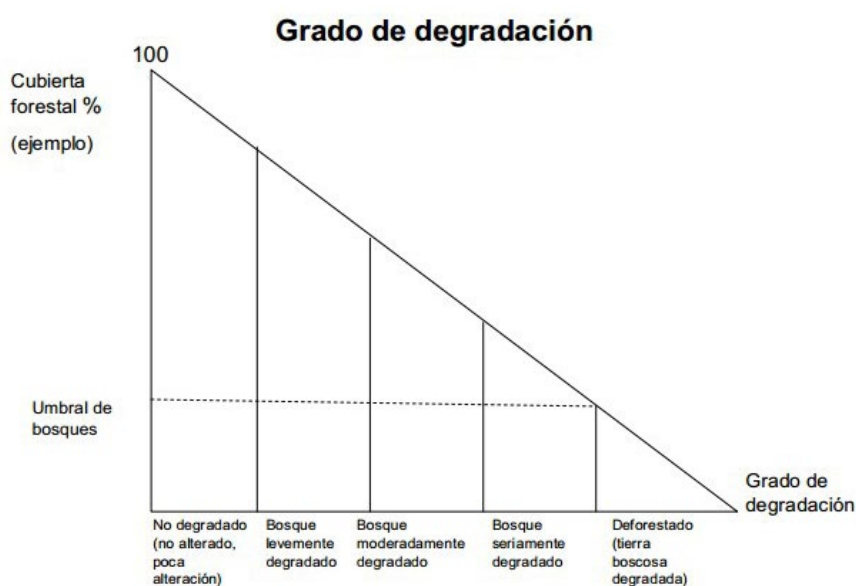


Figura 6.2. Determinación teórica de grado de degradación de un bosque. Extraído de Simula (2009).

Deforestación

Se entiende por deforestación a la pérdida total o parcial de superficies cubiertas por bosques. El concepto de deforestación no es actual, sino que es una práctica desarrollada por el hombre hace varios siglos. Involucra desde la tala para la construcción de viviendas hasta la eliminación total de bosques para generar espacios para la agricultura y la ganadería. Los procesos de deforestación, por lo general, han sido más destructivos en los trópicos. Las zonas tropicales se caracterizan por una menor cantidad de nutrientes en los suelos, alta mineralización de la materia orgánica, y una mayor cantidad de bacterias descomponedoras. En estas zonas la productividad primaria neta total del ecosistema y el carbono orgánico es mucho mayor que en un bosque boreal. Esto se debe a los recursos disponibles y a la gran diversidad de estratos arbóreos y de diferentes grupos funcionales de las especies presentes que se ubican explotando los diversos nichos del ambiente. Al deforestar la pérdida de carbono del ecosistema es muy grande, además la erosión se ve agravada y el proceso de mineralización estimulado por las mayores temperaturas. A partir de la Revolución Industrial, la demanda por combustibles fósiles (leña, carbón), madera para la construcción y más cantidad de alimentos fueron las principales causas de la deforestación, teniendo como consecuencia una gran pérdida de bosques en Europa y en Norteamérica. Durante los últimos años del siglo XX, gracias a la aparición de maquinarias pesadas, se incrementó el ritmo de la deforestación en áreas tropicales con la finalidad de ampliar la frontera agropecuaria.

Entre las principales causas de la deforestación se encuentran:

- (i) **Conversión para la agricultura:** la expansión de la frontera agropecuaria y la apertura del bosque tropical con fines ganaderos para la exportación de carne, han adquirido, sobre todo en América Latina, una importancia creciente, y se añaden a las causas ya señaladas de eliminación de la cubierta forestal. En estos casos se da una expansión de tipo horizontal de la frontera agropecuaria que se podría denominar espontánea, basada en la colonización y penetración del bosque tropical y que se caracteriza por un nivel tecnológico relativamente bajo, más bien orientada a la producción agrícola para abastecer las zonas urbanas, con la pérdida de fertilidad de las tierras que se van incorporando y el aumento de costos necesarios para mantener los niveles de productividad. Muchas de estas áreas se fueron transformando en actividades ganaderas, estimuladas por los altos precios de la carne en el mercado internacional. En la Argentina, el avance de la frontera agropecuaria, principalmente con el cultivo de soja, es una de las principales causas de deforestación (SAyDS, 2008).
- (ii) **Conversión para la agricultura de subsistencia y cultivos migratorios:** es agricultura de subsistencia aquella en la cual lo que se produce es destinado al consumo de una sola familia, que trabaja en una determinada parcela de tierra. Esta actividad es altamente destructiva cuando no es planificada. Los bosques se talan y queman para habilitar tierras para el cultivo. Debido a estas prácticas, luego de unos pocos años de agricultura los suelos pierden su fertilidad y sufren procesos de degradación. Esto hace que sean abandonados y que se busquen nuevos espacios, otra vez mediante la deforestación, repitiendo el ciclo de tala y quema forestal. Toda la producción de este tipo de agricultura tiene como finalidad el autoconsumo, y son los grupos familiares los que se encargan de tareas como el trabajo de la tierra, el gerenciamiento y la administración. No se emplea mano de obra extrapredial. Un ejemplo de agricultura de subsistencia en la Argentina se da en la localidad de Cortaderas, en el Departamento Iruya, Salta, ubicada a 1.000 m de altitud a, aproximadamente, 23°00' S y 64°45' O, en el piso medio de la Selva Montana y distante 70 km de Orán. Debido al ambiente quebrado de la Serranía de las Cañas, hay pocas superficies que se adap-

ten a la agricultura de subsistencia. La población explota recursos vegetales de la selva montana, y además realiza agricultura para autoconsumo basada en variedades primitivas de maíz, mandioca y cucurbitáceas. Además, se dedica a la cría de ganado mayor y ovino.

Los cultivos migratorios son otra causa, probablemente la más antigua, de deforestación, con mayor frecuencia en las zonas tropicales. El proceso consiste en la realización de cultivos y la posterior migración de una región a otra, para permitir la recuperación de la fertilidad de los suelos. La FAO indica que el período de barbecho natural para la recuperación de la fertilidad en el trópico húmedo varía entre 8 y 12 años, mientras que en las zonas más secas puede ser de 20 a 30 años.

- (iii) **Tala para carbón y energía:** alrededor del 60% de la madera extraída de los bosques y los árboles fuera del bosque a escala mundial se utiliza con fines energéticos, por lo cual, el combustible de madera es uno de los principales productos de los bosques y los árboles. Mientras el 30% de la madera producida en los países desarrollados se destina a usos energéticos (el 33% en Europa y el 29% en América del Norte), en los países en desarrollo la proporción es del 80%. En África, Asia y América Latina, los combustibles de madera representan el 89, 81 y 66%, respectivamente, del consumo total de madera. A escala mundial, los combustibles de madera representan alrededor del 7% del consumo mundial de energía primaria. La mayor parte del consumo de combustible de madera (el 76%) tiene lugar en los países en desarrollo, en los que vive en torno al 77% de la población mundial (Trossero, 2002).
- (iv) **Forestación:** la tala de bosques naturales para establecer plantaciones de árboles ha sido motivo de deforestación en algunas áreas, principalmente de Sudamérica y Sureste asiático, motivado principalmente por considerar a las especies implantadas, erróneamente, más rentables en el corto plazo. Normalmente, la plantación de árboles en bosques deforestados implica el desarrollo de ejemplares de edades similares, tan solo una especie, lo que obviamente no repone el ecosistema original, en donde suele existir una amplia variedad de fauna y flora a lo largo de toda su fase evolutiva. Las nuevas políticas nacionales en materia de extracción maderera de muchos países con recursos forestales, procuran contribuir a que los bosques deforestados sean replantados en un plazo determinado, y de esta forma, mantener la diversidad original de especies arbóreas. Los ecosistemas vegetales y animales afectados requieren de acciones a largo plazo para atenuar el deterioro producido.
- (v) **Pastizales para ganadería intensiva:** la ganadería, juega un rol importante en la deforestación sobre todo en América Latina, donde se producen las mayores pérdidas netas de bosques. Es la región donde es más significativa la expansión de pastizales y tierras utilizadas para cultivos forrajeros, de las cuales, gran cantidad se produce a expensas de superficie boscosa. En las zonas tropicales de América Latina, la superficie de las tierras empleadas para el pastoreo extensivo ha experimentado un incesante crecimiento durante las últimas décadas, el cual se ha producido principalmente en detrimento de los bosques. Un ejemplo de esto es la transformación de la selva del Amazonas en Brasil para la conversión a tierras para ganadería. Entre los años 2000 y 2007, la Amazonia se ha deforestado a una tasa media de 19.368 km² año⁻¹ y se han destruido un total de 154.312 km² de selva. Brasil tiene el mayor número de cabezas de ganado comercial del mundo y es, desde 2003, el mayor exportador mundial de carne bovina. Según un estudio realizado por Greenpeace (2008) basado en datos del gobierno brasileño, en 2006, el ganado ocupaba el 79,5% del territorio en uso de la Amazonia.

(vi) **Asentamientos, minería e infraestructuras:** la deforestación con fines de crear asentamientos humanos, explotaciones mineras o petrolíferas, o para la construcción de represas o carreteras ha sido muy significativa, por ejemplo, en Brasil y otras regiones de Asia. Las zonas superpobladas son aliviadas de la presión demográfica desplazando una parte de los habitantes a superficies ocupadas por bosques, mediante programas de reasentamiento. En muchos casos se favorece la creación de núcleos de población alrededor de industrias establecidas en zonas previamente deforestadas, situación dada en explotaciones mineras o petrolíferas. Esto implica, a su vez, una mayor deforestación con el tiempo, producto del crecimiento poblacional.

Es muy común que las actividades de construcción de infraestructuras, traigan consigo consecuencias de deforestación de toda una región. Por ejemplo, la construcción de pistas o carreteras facilita el movimiento y explotación de la madera, ésta a su vez permite que los bosques talados y desnudos terminen finalmente siendo objeto de explotación agrícola y de recolección de leña (*Figura 6.3*).

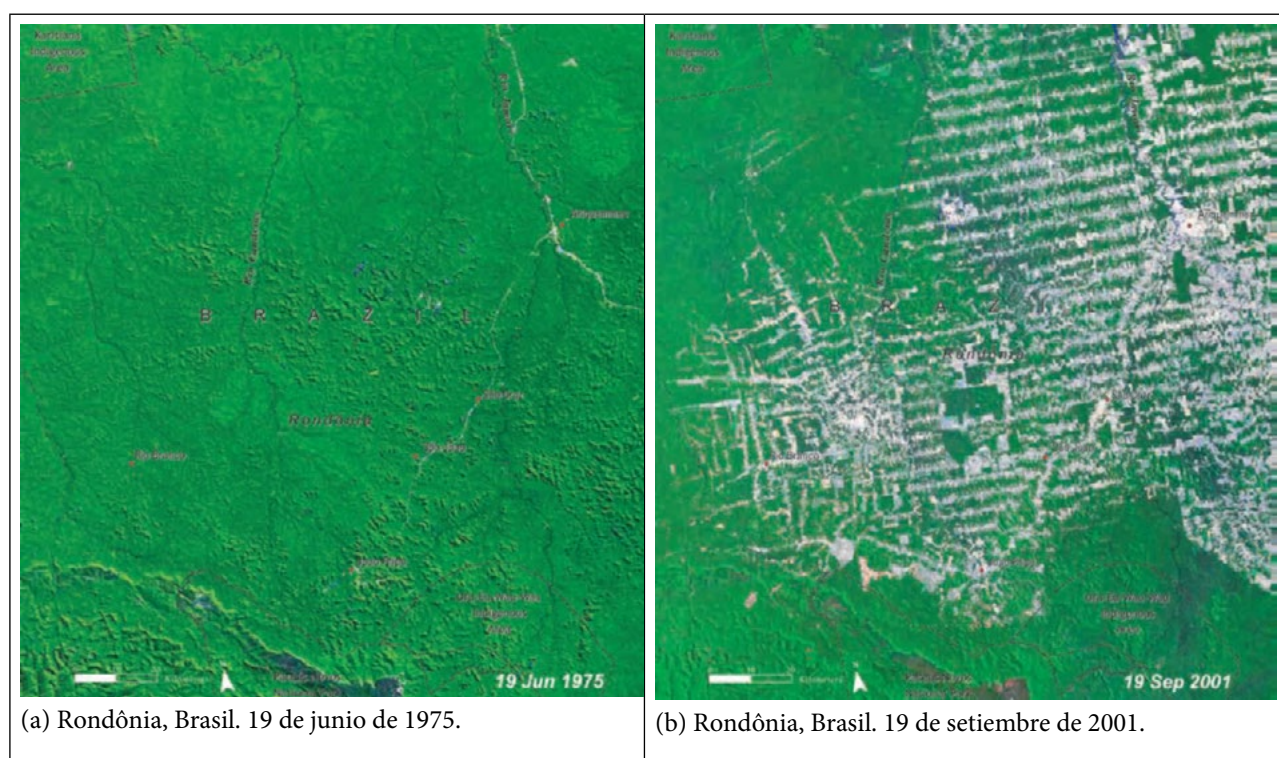


Figura 6.3. Imágenes satelitales de Rondônia, Brasil en 1975 (a) y 2001 (b) mostrando la deforestación ocurrida. Adaptado de UNEP (2005)³.

(vii) **Incendios forestales:** es una de las causas de deforestación con mayor impacto sobre el ecosistema ya que es considerado como un importante disturbio que reemplaza la sucesión natural dando lugar a la búsqueda forzada de un nuevo equilibrio y balance en la vegetación. No todas las especies

³ Rondônia, Brasil. Aproximadamente el 30% de los bosques tropicales del mundo se encuentran en Brasil. En un continuo esfuerzo por descentralizar la población brasileña y explotar las regiones no desarrolladas, el Gobierno brasileño construyó la carretera Cuiabá-Porto Velho a través de la provincia de Rondônia. Terminada en 1960, la carretera sirve como vía de acceso para el desarrollo de infraestructura en la región, anteriormente ocupada únicamente por personas indígenas. En 1975, la región era relativamente prístina, con gran parte del bosque intacto. En 1989, el distintivo patrón de espina de pescado de explotación forestal había aparecido, y en 2001 se había expandido dramáticamente. La carretera se ha convertido en una importante ruta de transporte para los agricultores inmigrantes en busca de oportunidades generadoras de ingresos. La migración hacia el área no ha disminuido (UNEP, 2005).

tienen la misma capacidad de recuperarse de un incendio, esto hace que el paisaje se modifique sustancialmente luego de este disturbio. En muchos casos termina con la pérdida absoluta de la vegetación. Tanto las variaciones climáticas como distintas actividades humanas pueden ser factores iniciadores de fuego, por lo que los incendios en un bosque pueden tener origen natural o antrópico. Cada año los incendios afectan unos 350 M ha, con daños a la propiedad, medios de subsistencia y con frecuencia, pérdida de vidas humanas. Los incendios forestales contribuyen además al calentamiento global, la contaminación del aire, la desertificación y la pérdida de biodiversidad, no sólo vegetal sino también de fauna.

Consecuencias de la deforestación

El proceso de deforestación trae aparejado la desaparición de los árboles que junto con arbustos y otros vegetales, constituyen el ecosistema y posibilitan su funcionamiento. Al desaparecer los árboles más altos, se produce un lento deterioro de aquellas plantas más bajas y, finalmente, el suelo queda expuesto a los efectos erosivos del viento y de las lluvias. La pérdida de la cubierta vegetal y de la materia orgánica va disminuyendo paulatinamente la capacidad de retención de agua, se reduce el proceso de transpiración por falta de árboles y el clima se va modificando poco a poco.

En resumen, la deforestación no sólo genera la pérdida de biomasa boscosa, sino de todo un ecosistema en el cual habitan numerosos tipos de especies animales, vegetales, hongos y bacterias. Estos pierden su hábitat, como consecuencia se pierde biodiversidad. A la vez los suelos quedan expuestos a la erosión y pierden su fertilidad y condición física. La deforestación, al eliminar la cubierta vegetal protectora, aumenta la reflectividad⁴, con lo cual se incrementa la reflexión de calor solar. En los suelos húmedos tiende a aumentar la evaporación y, por lo tanto, los suelos tienden a enfriarse. En cambio, en los suelos secos aumenta la absorción por radiación, y ello hace que tales suelos sean más calientes. Una mayor temperatura incrementa la tasa de mineralización, lo que se desequilibra los ciclos de los nutrientes, derivando en una pérdida de productividad y de la calidad del agua. A su vez, se ven afectadas la estabilidad y estructura del suelo, aumentando su exposición y susceptibilidad a la erosión.

4. Bosques nativos de la Argentina

Las principales formaciones nativas de la Argentina en donde el recurso forestal está presente son: selvas subtropicales (Selva Misionera y Selva Tucumano-Oranense), Selva en galería (Delta e islas del Río Paraná), parques (Parque Chaqueño, Parque Mesopotámico y Parque Puntano-Pampeano), Monte Occidental y Bosque Andino Patagónico. Siendo reconocidos como las principales regiones con recursos forestales nativos del país, la Selva Misionera, la Selva Tucumano-Boliviana, el Parque Chaqueño, el Espinal (que incluye el Distrito del Ñandubay, el Distrito del Algarrobo y el Distrito del Caldén), el Monte, el Bosque Andino Patagónico y el Delta e islas del Río Paraná (*Figura 6.4*). Cada región se caracteriza considerando aspectos ambientales, tipos de vegetación y consideraciones florísticas (Cabrera, 1976).

4 Fracción de radiación incidente reflejada por una superficie.



Figura 6.4. Regiones fitogeográficas⁵ con recursos forestales. Extraído de M_{Ay}DS (2020).

4.1. Parque Chaqueño

La región forestal Parque Chaqueño abarca las provincias de Formosa, Chaco, Santiago del Estero, este de Salta, Jujuy, Tucumán, Catamarca y La Rioja, el norte de San Luis, Córdoba y Santa Fe y noroeste de Corrientes (Cabrera, 1976). Forma parte del Chaco Americano, segunda área boscosa más extensa del continente después de la Amazonia, compartida entre Argentina, Bolivia, Paraguay y una pequeña porción de Brasil, ocupando una superficie total de aproximadamente 110 M ha (**Figura 6.4**).

Clima: temperatura media anual varía entre 26 °C al norte y 18 °C al sur, aunque aquí se encuentra el polo de calor de Sudamérica con máximas absolutas que superan los 48 °C. Las precipitaciones presentan un marcado gradiente del oeste hacia el este que va de los 1.300 mm a los 500 mm.

Vegetación: predomina el bosque xerófilo caducifolio, con la distintiva presencia de los quebrachos (*Schinopsis sp.*), que pueden llegar hasta los 25 m de altura, formando una especie de techo en el bosque, debajo del cual crecen otros árboles de madera dura, un estrato arbustivo y otro herbáceo con abundantes bromeliáceas.

⁵ Unidades homogéneas considerando sus formas biológicas y los tipos de vegetación que la constituyen, sea teniendo en cuenta su identidad taxonómica, su organización en floras y las relaciones de estas.

Explotación del bosque nativo: de acuerdo con lo expresado en el Atlas de los bosques nativos argentinos, las masas forestales de la región chaqueña han sufrido y sufren un constante deterioro debido a la ausencia de planes de manejo basados en información local (SAyDS, 2003). La tala selectiva excesiva ha provocado la degradación del bosque, creando problemas ecológicos, económicos y sociales. Entre las especies arbóreas más afectadas se encuentran el quebracho colorado y el algarrobo (*Prosopis* sp.). La situación de progresiva degradación del bosque se agrava por la superposición con la actividad ganadera semiextensiva dentro del mismo, que dificulta el desarrollo de renovales. Las especies más utilizadas del Parque Chaqueño son el quebracho colorado (*Schinopsis quebracho colorado*), el quebracho blanco (*Aspidosperma quebracho blanco*), el algarrobo (*Prosopis* sp.), el itín (*P. kuntzei*) y el vinal (*P. ruscifolia*).

4.2. Selva Tucumano-Boliviana

Esta región forestal pertenece al dominio Amazónico. En nuestro país se extiende desde el límite con Bolivia hasta Catamarca, entre los 500 y 2.500 m de altitud (**Figura 6.4**). El fuego es uno de los factores antrópicos de mayor influencia en este ambiente, ya que por este medio se eliminaron importantes superficies de bosque para transformarlo en pastizales.

Clima: la precipitación anual varía entre 1.000 y 2.500 mm anuales, concentrada en los meses de verano y la temperatura media anual oscila entre 14 y 26 °C, la cual varía mucho con la altura.

Vegetación: para su estudio, la región puede ser dividida en cinco subregiones: (i) Selva de Pedemonte o de Transición, (ii) Selva Montana, (iii) Bosque Montano, (iv) Pastizales de Neblina y (v) Pastizal Altoandino. En esta breve descripción de las subregiones, debido a la finalidad de este capítulo, omitiremos las últimas dos (iv y v) por no ser tierras forestales.

- (i). **Selva de Pedemonte o de Transición:** este ambiente va hasta los 800 m de altura y sus precipitaciones varían entre 700 y 1.500 mm anuales. Las principales especies arbóreas son: roble salteño (*Amburana cearensis*), cedro Orán (*Cedrela angustifolia*), cedro coya (*Cedrela lilloi*), peteribí (*Cordia trichotoma*), nogal (*Juglans australis*), palo jabón (*Colletia spinosissima*), timbó (*Enterolobium contortisiluquum*), sauce criollo (*Salix humboldtiana*), viraró (*Pterogyne nitens*), cebil (*Anadenanthera colubrina* var *cebil*), urundel (*Astronium urundeuva* var *urundeuva*), palo blanco (*Calycophyllum multiflorum*), tarco (*Jacaranda mimosifolia*), guayaibí (*Patagonula americana*), horco cebil (*Parapiptadenia excelsa*), tipa amarilla (*Cascaronia astragalina*), laurel de la falda (*Cinnamomum porphyrium*), palo bobo (*Tessaria integrifolia* var *integrifolia*), chachal (*Allophylus edulis*), maría preta (*Diatenopteryx sorbifolia*), palo barroso (*Blepharocalyx salicifolius*), palo borracho (*Ceiba insignis*), aguay (*Chrysophyllum gonocarpum*), tabaquillo (*Croton piluliferum*), ceibo (*Erythrina dominguezii*), maroma (*Ficus maroma*), palo San Antonio (*Myrsine laetevirens*), laurel blanco (*Nectandra pichurim*), zapallo caspi (*Pisonia zapallo* var *zapallo*), lanza amarilla (*Terminalia triflora*), naranjillo (*Capparis speciosa*) y tusca (*Acacia aroma*). En las zonas de transición con el Parque Chaqueño, se observan especies leñosas típicamente chaqueñas como: quebracho colorado santiagueño (*Schinopsis quebracho colorado*), quebracho blanco (*Aspidosperma quebracho blanco*), guayacán (*Caesalpinia paraguariensis*), algarrobo blanco y negro (*Prosopis alba* y *P. nigra*), sacha membrillo (*Capparis tweediana*) y sacha limón (*Fagara naranjillo*).

- (ii). **Selva Montana:** este ambiente ocupa relieves montañosos y quebrados y va desde los 700-800 m hasta los 1.200-1.300 m de altura. La selva ubicada al pie de los cordones montañosos, posee cinco estratos. En el superior de unos 30 m de altura dominan el laurel (*Phoebe porphyria*), el palo barroso u horco molle (*Blepharocalyx salicifolius*) y los cedros (*Cedrella lilloi* y *C. angustifolia*). En los demás estratos hay presencia de chal chal (*Allophyllus edulis*), palo luz (*Prunus tucumanensis*), sauco (*Xanthoxylon coco*). Los arbustos forman un tercer estrato donde se destacan la caña (*Chusquea lorentziana*), la ortiga brava (*Urera baccifera*), el bizcochero (*Miconia ioneura*), el mato (*Myrcianthes pungens*) y el arrayán (*Eugenia uniflora*). El cuarto estrato está formado por grandes hierbas y el quinto por especies que crecen al ras del suelo. El cedro rosado (*Cedrela fissilis*) es la madera de mayor valor comercial en Argentina y solo se observa regeneración en sitios donde no llega el ganado. Los desmontes para agricultura son muy reducidos, solamente en la vecindad de puestos de ganado.
- (iii). **Bosque Montano:** se extiende entre los 1.200 y 1.700 m.s.n.m. Llega hasta la Provincia de Catamarca, donde se encuentran rodales casi puros. La especie dominante es el pino del cerro (*Podocarpus parlatorei*), de cerca de 30 m de altura, asociada frecuentemente con el nogal (*Juglans australis*) y el aliso (*Alnus acuminata*). Esta región alberga una enorme diversidad de especies animales acorde con la diversidad de ambientes y pisos altitudinales. Existen más de 500 especies de aves, cerca de 30 especies de anfibios, 120 especies de mamíferos, entre otros. Exclusivos de las Yungas son la ardilla (*Sciurus ignitus*), el agutí (*Dasyprocta punctata*), el cuis serrano (*Cavia tschudi*), la taruca (*Hippocamelus antisensis*) y el yaguararé (*Panthera onca*).

Explotación del bosque nativo: inicialmente, por la extracción de “maderas preciosas” (maderas de mayor valor) y posteriormente por el desarrollo de cultivos industriales y frutihortícolas, se ha perdido una importante proporción de la superficie boscosa original. Otra actividad de importancia y que impacta negativamente en la zona norte de la selva es la producción de petróleo y gas. En la Selva de Pedemonte, los desmontes tradicionales para habilitar tierras de cultivo han creado importantes claros sin vegetación, porque los cultivos intensivos son abandonados ante los bajos rendimientos obtenidos por el mal manejo realizado y la degradación del suelo. En el Bosque Montano, la extracción de especies arbóreas de valor maderero decrece a medida que se asciende por la ladera y la pendiente aumenta. Como consecuencia, el estrato arbóreo de la selva pedemontana es el más explotado, siendo las especies cedro Orán, roble salteño, peteribí, nogal y tipa (*Tipuana tipu*) las más afectadas. En la Selva Montana únicamente se extraen individuos de lugares que a partir de la introducción de las topadoras se hicieron accesibles. En cambio, en el Bosque Montano, la extracción no ha generado grandes impactos. A pesar de la extracción selectiva, el disturbio más frecuente en esta región son los incendios.

4.3. Espinal

La región forestal Espinal pertenece al dominio Chaqueño de la Región Neotropical, envuelve por el oeste al Pastizal Pampeano y comprende partes de las provincias de Corrientes, Entre Ríos, Santa Fe, Córdoba, San Luis, La Pampa y la provincia de Buenos Aires (**Figura 6.4**).

Clima: el clima es cálido y húmedo en el Norte y templado y seco en el Oeste y Sur.

Vegetación: las formaciones vegetales características son los bosques bajos de especies leñosas xerófilas, variando desde densos a abiertos y generalmente de un sólo estrato arbóreo, que alternan

con sabanas y estepas gramíneas. Dominan los géneros *Prosopis*, *Acacia*, *Celtis*, *Schinus* y *Geoffroea*. El caldén (*Prosopis caldenia*), es uno de los pocos ejemplos de una especie restringida a esta región.

Según la aparición y dominio de géneros, Cabrera (1976) reconoce tres distritos Fitogeográficos:

- (i). **Distrito del Ñandubay:** caracterizado por los bosques de ñandubay (*Prosopis affinis*) y algarrobo negro (*P. nigra*) de tres estratos: arbóreo, arbustivo y herbáceo. La formación arbórea raramente supera los 10 m de altura.
- (ii). **Distrito del Algarrobo:** la comunidad clímax comprende una mezcla de muchas especies. Las principales son: algarrobo negro (*Prosopis nigra*), algarrobo blanco (*P. alba*), tala (*Celtis tala*) y chañar (*Geoffroea decorticans*).
- (iii). **Distrito del Caldén:** el caldén (*Prosopis caldenia*) forma bosques xerófilos más o menos abiertos de unos 8-10 m de altura. Además, se destaca la presencia de algarrobo negro (*P. nigra*), algarrobo (*P. flexuosa*), chañar (*Geoffroea decorticans*), sombra de toro (*Jodina rhombifolia*) e incienso (*Schinus longifolia*).

Explotación del bosque nativo: las especies forestales del Distrito del Algarrobo han sido muy explotadas para la producción de leña, por lo que actualmente la distribución espacial de la comunidad que integran se encuentra fragmentada. Situación similar ha sufrido el Distrito del Caldén.

4.4. Bosque Andino Patagónico

El Bosque Andino Patagónico se extiende por el oeste del país desde el norte de la provincia de Neuquén 2.088,7 km, hasta la provincia de Tierra del Fuego (**Figura 6.4**). Por pertenecer a la misma fitorregión, comparten familias exclusivas con los bosques de Nueva Zelanda, las Islas Subantárticas y la Antártida, como las Desfontáceas, Gomortegáceas y géneros como *Nothofagus*, *Fitzroya* y *Grilina*, entre otros.

Clima: el clima de la región es de tipo templado- frío. Posee una gran variedad climática debido a la variación latitudinal y altitudinal, y a la heterogeneidad de relieve. Las temperaturas medias anuales son de 9,5 °C en el norte y 5,4 °C en el sur. El régimen de precipitaciones es invernal, con estación seca en primavera/verano. Las lluvias son de baja intensidad, pero alta frecuencia (SAyDS, 2003).

Vegetación: número limitado de especies, principalmente del género *Nothofagus* que, si bien cambian a lo largo de los diferentes sectores, cumplen roles similares para los animales. De acá se desprende que, si bien hay flora diversa, la fauna es parecida en toda la extensión de la región.

Explotación del bosque nativo: el aprovechamiento forestal del bosque nativo está concentrado en la entresaca selectiva, principalmente de lenga (*Nothofagus pumilio*) y ciprés de la cordillera (*Austrocedrus chilensis*), ya que otras especies de valor maderero como el alerce y el raulí ocupan áreas más restringidas principalmente en territorio de Parques Nacionales (SAyDS, 2004). La lenga es la especie que tiene mayor importancia económica por la buena calidad de su madera y la aceptación que logra en los mercados locales e internacionales. En Chubut y Tierra del Fuego se encuentran afectadas por distintos grados de aprovechamiento alrededor de 41.000 y 50.000 ha, respectivamente. En Chubut los aprovechamientos se realizan previa presentación de planes de manejo que, en general, consisten en planes de corta para uno o pocos años, de superficies entre 30 y 200 ha.

4.5. Selva Misionera

Los límites de la región denominada Selva Misionera coinciden prácticamente con los de la provincia de Misiones (*Figura 6.4*).

Clima: el promedio anual de precipitaciones varía entre 1.500 mm en el sur y 1.900 mm en el noroeste. La temperatura media anual es de ~20 °C y las máximas alcanzan los 40 °C.

Vegetación: se caracteriza por una densa vegetación y abundante flora. Se encuentran más de 2.000 especies conocidas de plantas vasculares, los árboles más altos superan los 30 m de altura, distinguiéndose cinco estratos entrelazados por lianas y plantas epífitas. Se han registrado unas 200 especies arbóreas autóctonas de las cuales sólo se aprovechan aproximadamente unas 20 especies. Son ejemplos el cedro (*Cedrela fissilis*), el incienso (*Myrocarpus frondosus*), el peteribí (*Cordia trichotoma*), el palmito (*Euterpe edulis*), el chachimbire (*Dicksonia sellowiana*) que debido a su alta cotización en el mercado están amenazadas. Especies como palo rosa (*Aspidosperma polyneuron*) y pino paraná (*Araucaria angustifolia*), son amenazadas, pero protegidas y declaradas monumentos naturales en la provincia de Misiones por la Ley XVI – N° 19 (ex Ley 2.380 del año 1986). La gran riqueza faunística de la provincia está íntimamente ligada a las características de su flora, relieve y a la diversidad de elementos naturales.

Explotación del bosque nativo: el proceso de extracción de árboles del bosque nativo -y la consecuente generación de tierras disponibles para los cultivos agrícolas- ha tenido lugar sin previsión, ni planificación. Este proceso se ha acelerado, en gran medida, por la demanda del mercado y el mejoramiento de las técnicas modernas de extracción y construcción de rutas que permitieron reducir los costos operativos (Gandolla, 1995). Más aún, la llegada de las industrias y aserraderos en la provincia aumentó la presión. Este avance no se hizo extensivo a las prácticas de silvicultura, extracción y ordenación de las masas forestales por lo que el bosque nativo continúa perdiendo valor maderable, árboles reproductores de especies valiosas, sanidad y calidad. Aproximadamente el 80% de estos bosques son propiedad privada y el resto, propiedad fiscal; la mayoría se encuentra protegida por diferentes instrumentos legales.

4.6. Monte

Esta región forestal pertenece al dominio Chaqueño de la región Neotropical. Tiene una superficie total de 471.911 km² que se extiende a través de Salta, La Rioja, Catamarca, San Juan, Mendoza, La Pampa, Neuquén, Río Negro, la provincia de Buenos Aires y Chubut (*Figura 6.4*).

Clima: la temperatura en verano es relativamente elevada, mientras que en el resto del año el frío es más o menos intenso. Las precipitaciones oscilan entre 100 y 400 mm año⁻¹, con una alta variación interanual.

Vegetación: el carácter arbustivo de su vegetación la distingue tanto de la Región Espinal como del Parque Chaqueño. Se caracteriza por la dominancia de zigofiláceas arbustivas del género *Larrea* acompañadas por arbustivos del género *Prosopis* sp. En zonas de capa freática a escasa profundidad del suelo o en las orillas de los ríos de agua permanente, se encuentran bosques de algarrobo (*Prosopis* sp.). Sin embargo, estas formaciones son muy raras de encontrar debido a la tala selectiva e indiscriminada para la obtención de combustible. También en las orillas de los cursos de agua crecen los sauces crio-

llos (*Salix humboldtiana*). Las especies leñosas más importantes son: el algarrobo blanco (*P. alba*), algarrobo negro (*P. nigra*), algarrobo dulce (*P. flexuosa*), algarrobo panta (*P. chilensis*), chañar (*Geoffroea decorticans*), brea (*Cercidium praecox subsp. glaucum*); también existen formas sub-arbóreas como el tala (*Celtis tala*), el sombra de toro (*Jodina rhombifolia*) y el atamisqui (*Atamisquea emarginata*).

Explotación del bosque nativo: actualmente con la desaparición de los bosques, la extracción se restringe a la producción de leña y piezas menores, especialmente para la construcción rural y producción de artesanías.

4.7. Delta e islas del Río Paraná

La ecorregión⁶ comprende los valles de inundación de los trayectos medio e inferior del Río Paraná y su tributario, el Río Paraguay, el antiguo estuario marino ocupado por el delta del Río Paraná, el cauce del Río de la Plata, hasta el sur de la Bahía de Samborombón y el río Uruguay desde su confluencia con el río Pepirí Guazú hasta su desembocadura en el Paraná Guazú (Matteucci, 2012).

Clima: templado y húmedo, con poca amplitud térmica diaria y estacional, debido a la presencia de los cuerpos de agua permanentes. La ecorregión tiene una gran amplitud latitudinal, extendiéndose desde los 25,42° a los 36,33° S y, por lo tanto, presenta gradientes de temperaturas y de precipitaciones. Las temperaturas de Enero (mes más cálido) varían de 25 a 27,5 °C entre los extremos sur y norte de la ecorregión; las de julio (mes más frío) varían entre aproximadamente 12 y 18 °C entre ambos extremos (Matteucci, 2012). Las precipitaciones medias anuales son de 1.250 mm a lo largo del Paraná e incrementan hacia el norte a lo largo del río Uruguay hasta aproximadamente 1.700 mm al norte.

Vegetación: la vegetación nativa muestra un patrón recurrente determinado por la geomorfología y las condiciones hidrológicas, especialmente la frecuencia, profundidad y duración de las inundaciones. Alternan bosques y arbustales en los angostos albardones ribereños, pajonales y pastizales en depresiones y comunidades higrófilas y acuáticas sobre las riberas de los cursos de agua y en las lagunas interiores. El tipo de vegetación característico son los bosques fluviales definidos como formaciones dominadas por especies arbóreas. La distribución y abundancia de las especies de árboles está modelada por el escurrimiento del agua de los cursos y por la longitud y alternancia de períodos de suelo inundado y de suelo seco. Entre las especies más representativas de los bosques fluviales se encuentran sauce (*Salix humboldtiana*), ceibo (*Erythrina crista-galli*), canelón (*Myrsine laetevirens*), curupí (*Sapium haematospermum*), timbó blanco (*Cathormion polyanthum= Albizia inundata*), ingá (*Inga vena*), sangre de drago (*Croton urucurana*), laurel de río (*Nectandra falsifolia*), aliso de río (*Tessaria integrifolia*) y espinillo (*Acacia caven*) (Sabattini y Lallana, 2007).

Explotación del bosque nativo: el principal impedimento para el aprovechamiento maderero de los bosques fluviales se encuentra en las dificultades de acceso al recurso. La mayor parte se encuentra a lo largo de los ríos y cursos secundarios de las planicies inundables, lo que representa una distancia considerable entre el área de producción y los establecimientos industriales. Otra cuestión es la variabilidad hidrológica del río que condiciona no sólo el movimiento de maquinarias, sino también las operaciones de extracción, acopio y transporte. Los aspectos comentados permiten aseverar que el río,

6 Unidades geográficas con flora, fauna y ecosistemas característicos.

y sus bosques fluviales, constituyen un sistema con muy baja viabilidad para la explotación económica (Neiff, 2005), pero que han sido explotados para utilizar las tierras con otros usos.

4.8. Superficie de bosques nativos

De acuerdo con las distintas definiciones consideradas para bosque nativo, encontramos en Argentina diferentes datos estadísticos con respecto a la superficie de los mismos. En el Informe del Primer Inventario Nacional de Bosques Nativos (SAyDS) del 2005, la superficie de bosques nativos de la Argentina fue estimada en 31.443.873 ha. Esta superficie representaba aproximadamente el 10,5% de la superficie nacional (*Figura 6.5 y Cuadro 6.3*). Sin embargo, de acuerdo con los datos provenientes de los ordenamientos territoriales de bosques nativos provinciales en el marco de la Ley N° 26.331, la República Argentina cuenta con una superficie aproximada de 53,3 M ha de bosques nativos, y la misma representa el 19,2% de la superficie del país (sin considerar la Antártida e Islas del Atlántico Sur) (MAyDS, 2020) (*Figura 6.6*).

El Segundo Inventario Nacional de Bosques Nativos a escala nacional se encuentra en elaboración durante los años 2020 y 2021. Este inventario aportará nuevos datos, según la definición de bosque nativo utilizada.

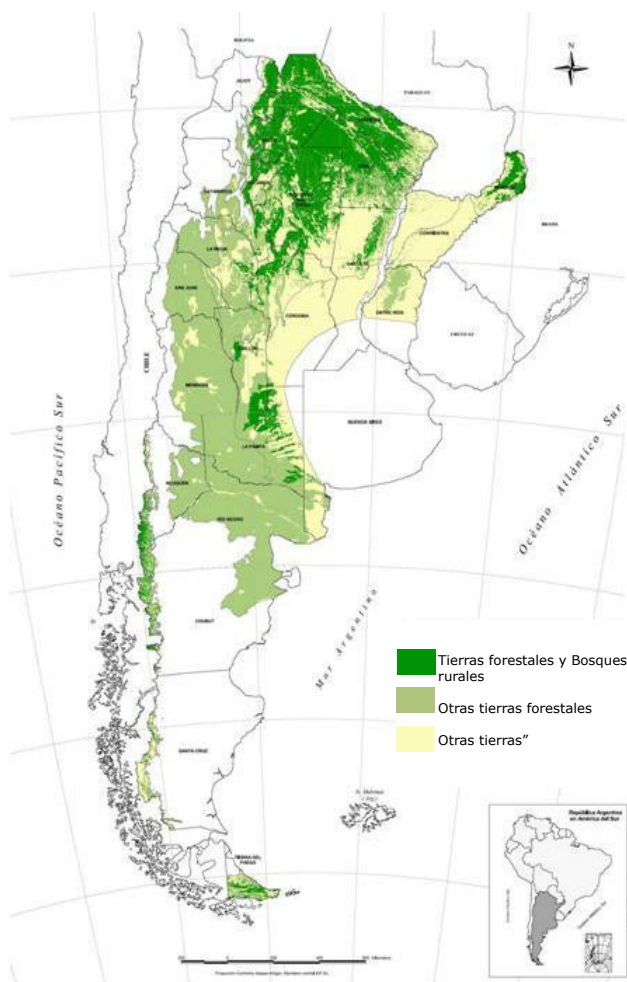


Figura 6.5. Tierras forestales y otras tierras. Extraído de SAyDS (2004).

Cuadro 6.3. Distribución de la superficie forestal según el Informe Nacional del Primer Inventario Nacional de Bosques Nativos (SAyDS) del 2005 (expresado en ha). Adaptado de SAyDS (2005).

	Tierras forestales ¹	Bosques rurales ²	Área total bosques nativos	Otras tierras forestales ³
Selva Misionera	914.823	538.558	1.453.381	52.329
Selva Tucumano Boliviana	3.732.985	-	3.732.985	325.075
Bosque Andino Patagónico	1.895.254	-	1.895.254	2.223.892
Parque Chaqueño	21.278.396	427.11	21.705.506	13.221.252
Monte	-	-	-	42.995.495
Espinal	2.488.066	168.681	2.656.747	6.157.475
Total	30.309.524	1.134.349	31.443.873	64.975.518

- ¹ **Tierras forestales:** tierra con cubierta de copa (o su grado equivalente de espesura) de más del 20% del área y una superficie superior a 10 ha. Los árboles deberían poder alcanzar una altura mínima de 7 m a su madurez *in situ*. Puede consistir ya sea en formaciones forestales cerradas, donde árboles de diversos tamaños y sotobosque cubren gran parte del terreno. ²**Bosques rurales:** remanentes del bosque natural en un paisaje agrícola, menores a 1.000 ha. ³**Otras tierras forestales:** corresponden a formaciones arbustivas de uso mixto en diferentes niveles de degradación. Abarcan tierras donde la cubierta de copa (o su grado de espesura equivalente) tiene entre 5 y 20% de árboles capaces de alcanzar una altura de 7 m a su madurez *in situ*; o tierras con una cubierta de copa de más del 20% (o su grado de espesura equivalente) en la que los árboles no son capaces de alcanzar una altura de 7 m a su madurez *in situ* (e.g. árboles enanos o achicados); o aquellas donde la cubierta arbustiva abarca más del 20%.

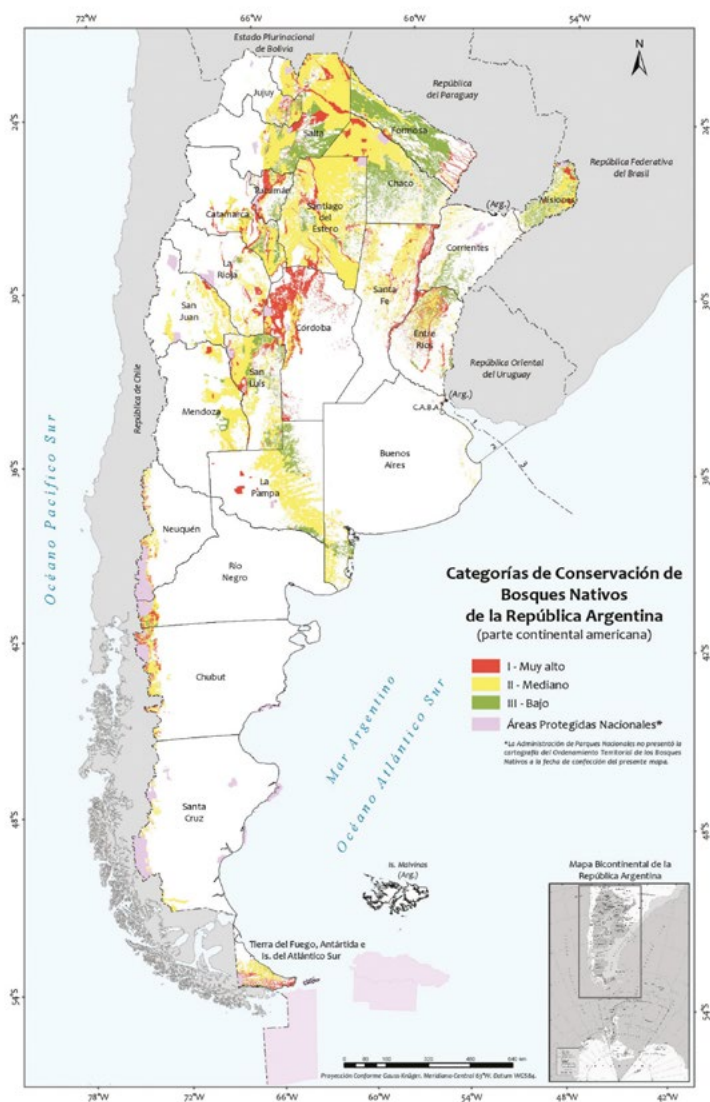


Figura 6.6. Ordenamiento territorial de bosques nativos a nivel nacional, de acuerdo a las distintas categorías de conservación al 2018. Extraído de MAyDS (2020).

La deforestación en la Argentina (*Figura 6.7*) es un proceso que ocurre por pulsos asociados a momentos favorables para la expansión agrícola, ya sea por los precios de los productos agrícolas, cambios tecnológicos, el contexto sociopolítico, etc. La pérdida de bosque no es un proceso constante, sino que existen momentos con cambios más intensos que otros, entre ellos, la presión ejercida sobre los recursos forestales en la segunda guerra mundial, las inversiones en infraestructura a partir de la década de los 90 y desde el año 1980, cambios tecnológicos (transgénicos y siembra directa) y un contexto internacional (globalización) favorable a la expansión agrícola (SAyDS, 2007).

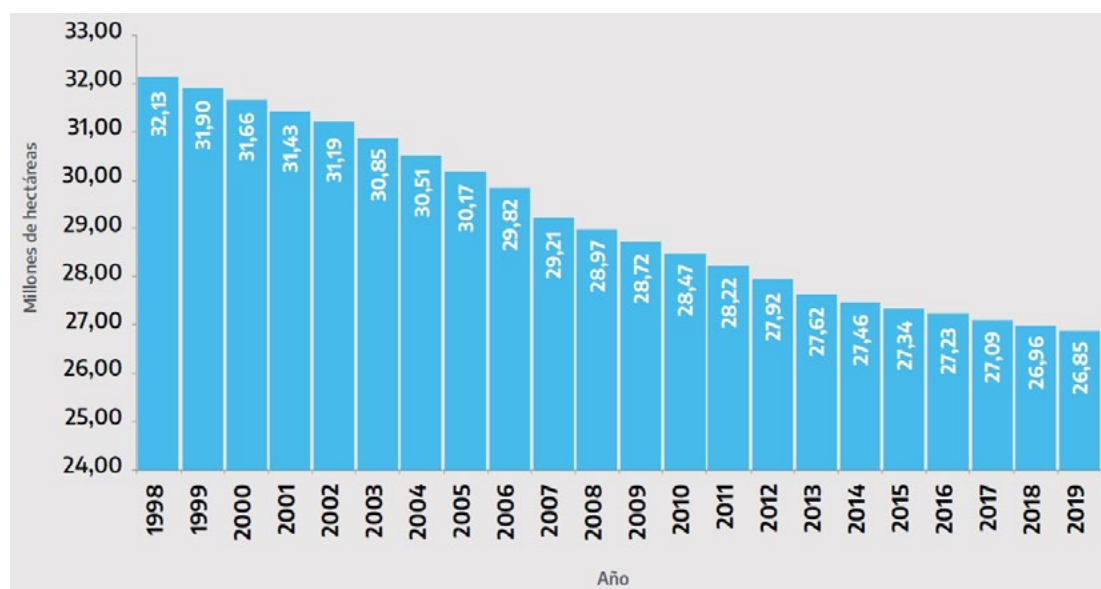


Figura 6.7. Evolución de la superficie de tierras forestales, en millones de hectáreas, 1998-2019. Extraído de MAyDS (2020).

Desde 2008, coincidente con la promulgación de la Ley Nacional N° 26.331 de Presupuestos Mínimos de Protección Ambiental de los bosques nativos a fines de 2007, se observa una desaceleración del porcentaje de pérdida anual de tierras tanto forestales como de bosques nativos. Esta desaceleración se da en particular hasta el 2014 para luego estabilizarse alrededor del 0,35% anual (MAyDS, 2020).

Es importante notar que el fenómeno de deforestación se refiere exclusivamente a la pérdida de superficie forestal, es decir que no considera el grave proceso de “degradación” de las masas forestales restantes. Sin embargo, el hecho de que los bosques estén degradados no significa que hayan perdido su potencial, son bosques que, bajo prácticas silvícolas tendientes al manejo sustentable, pueden ser recuperados (SAyDS, 2007).

Existen muy pocas regiones en la Argentina que prácticamente no han sufrido modificaciones, tal es el caso del Bosque Andino Patagónico que contiene áreas que pueden considerarse como bosques prístinos, sin deforestación ni presencia de ganado. Esto se debe, en gran medida, a la creación de Parques y Reservas Nacionales y a la falta de accesibilidad a determinadas zonas. Fuera de esa región quedan porciones de bosque prístino en las Yungas, por iguales razones de inaccesibilidad y protección y en el Chaco Seco. Por el contrario, debido al gran avance de la frontera agrícola sobre los bosques nativos, hay una mayor proporción de zonas muy modificadas, entre ellas el Parque Chaqueño, y las selvas Misionera y Tucumano-Boliviana.

5. Plantaciones forestales en la Argentina

5.1. Superficie de plantaciones forestales

La superficie de plantaciones forestales de la Argentina es de más de 1,3 M ha y ha sido el resultado de una política nacional de incentivos a la forestación que se implementó durante más de 40 años y que fue cambiando de forma a través del tiempo. Desde 1999 está en vigencia la Ley Nacional N° 25.080 de Inversiones para Bosques Cultivados (modificada y prorrogada por la Ley N° 27.487) que establece incentivos para el desarrollo del sector forestal.

El Inventario Permanente de Plantaciones Forestales de Argentina de la Dirección de Producción Forestal del Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca de Nación determinó una superficie de plantaciones forestales de 1.391.896 ha (**Figura 6.8, Cuadro 6.4**). El 61% corresponde a coníferas (casi exclusivamente pinos), el 27% a eucaliptos, el 9% a Salicáceas (álamos y sauces) y 3% a otras especies (kiri, paraíso, acacia blanca).

La principal región forestal es la Mesopotamia (Misiones, Corrientes y Entre Ríos) con el 77% de la superficie forestada, principalmente con pinos y eucaliptos. Otros núcleos importantes se localizan en el Delta del río Paraná (con sauces y álamos), el valle de Calamuchita en Córdoba (con pinos), las zonas de riego de Cuyo y Alto Valle del Río Negro (con álamos), la zona precordillerana de Neuquén, Río Negro y Chubut (con pinos) y distintas zonas de la Provincia de Buenos Aires (principalmente con eucaliptos).



Corrientes es la principal provincia con plantaciones forestales y presenta predominancia de pinos (*Pinus elliotii* y *P. taeda*), pero tiene una masa importante de eucaliptos (*Eucalyptus grandis*). Hay también extensiones menores de roble sedoso (*Grevillea robusta*) y kiri (*Pawlonia tomentosa*). En Misiones las coníferas representan el 86% de su superficie forestal, predominando ampliamente *P. elliotii* y *P. taeda* y hay más de 10.000 ha de *Araucaria angustifolia* (especie nativa). El eucalipto más plantado es *E. grandis*. Otras especies son kiri (*Pawlonia tomentosa*), paraíso (*Melia azedarach*), el cedro australiano (*Toona ciliata*) y el roble sedoso (*Grevillea robusta*). En cambio, en

Corrientes es la principal provincia con plantaciones forestales y presenta predominancia de pinos (*Pinus elliotii* y *P. taeda*), pero tiene una masa importante de eucaliptos (*Eucalyptus grandis*). Hay también extensiones menores de roble sedoso (*Grevillea robusta*) y kiri (*Pawlonia tomentosa*). En Misiones las coníferas representan el 86% de su superficie forestal, predominando ampliamente *P. elliotii* y *P. taeda* y hay más de 10.000 ha de *Araucaria angustifolia* (especie nativa). El eucalipto más plantado es *E. grandis*. Otras especies son kiri (*Pawlonia tomentosa*), paraíso (*Melia azedarach*), el cedro australiano (*Toona ciliata*) y el roble sedoso (*Grevillea robusta*). En cambio, en

Figura 6.8. Ubicación geográfica de las plantaciones forestales en la Argentina por género forestal. Extraído de MAYS (2020).

Entre Ríos casi el 75% de la superficie forestal corresponde a eucaliptos, principalmente a *E. grandis* y el resto a plantaciones de pino (*P. elliotii* y *P. taeda*). Por otro lado, en la zona sur y sobre el río Paraná se encuentra el Delta con plantaciones de sauce (*Salix* sp.) y álamo (*Populus* sp.).

Buenos Aires presenta algo más del 67% de su superficie con forestaciones de Salicáceas (sauces y álamos) ubicadas principalmente en la zona del Delta, mientras un 28% corresponde a plantaciones de distintas especies de eucalipto (*E. viminalis*, *E. camaldulensis*, *E. tereticornis* y *E. globulus*). Una característica de esta provincia es que una parte importante de su patrimonio forestal se encuentra integrado por plantaciones pequeñas, irregulares y de composición variada, muchas de las cuales fueron establecidas como montes de reparo o cortinas protectoras.

Cuadro 6.4. Superficie (ha) de plantaciones forestales de la Argentina. Extraído de MAyDS (2020).

Provincia	Coníferas	Eucaliptos	Salicáceas	Otras especies	Total
Buenos Aires	4.027	27.641	65.091	78	96.837
Catamarca	290	-	-	-	290
Córdoba	12.529	1.013	-	2.363	15.905
Corrientes	352.171	161.972	-	2.567 (*)	516.710
Chaco	-	-	-	4.803 (**)	4.803
Chubut	33.446	-	3.914	-	37.360
Entre Ríos	14.156	112.785	23.279	577	150.797
Formosa	-	-	-	2.739 (**)	2.739
Jujuy	1.956	11.432	-	1.190	14.578
La Pampa	-	-	925	-	925
Mendoza	-	-	13.465	-	13.465
Misiones	348.305	40.902	-	16.617 (*)	405.824
Neuquén	63.725	-	5.549	-	69.274
Río Negro	11.860	-	14.656	-	26.516
Salta	707	3.686	15	1.674	6.082
San Juan	-	-	3.811	-	3.811
San Luis	46	-	75	29	150
Santa Cruz	-	-	834	-	834
Santa Fe	-	13.619	1.253	157	15.029
Santiago del Estero	-	-	-	5.580	5.580
Tucumán	2.741	757	99	790	4.387
Total	845.959	373.807	132.966	39.164	1.391.896
Porcentaje	60,80%	26,90%	9,60%	2,80%	100%

(*) Grevillea, Melia, Toona, Pawlonia y otras. (**) Algarrobos.

En el noroeste argentino (Salta y Jujuy), las mayores superficies de las plantaciones forestales son de eucalipto (*E. grandis*, *E. saligna*, *E. camaldulensis* y *E. tereticornis*), y en el caso de los pinos, especies como *P. elliotii*, *P. taeda* y *P. patula*. Por su parte, en la zona Centro (Córdoba), predominan los pinos (*P. elliotii*, *P. taeda*) mientras que, en Santa Fe, lo hacen especies de eucalipto como *E. camaldulensis* y *E. tereticornis*. Por último, en la zona sur (Neuquén y Río Negro), las forestaciones con coníferas son de *P. ponderosa*, *P. radiata*, *P. contorta* y *Pseudotsuga menziesii* y con especies de *Populus* sp., principalmente en Río Negro.

5.2. Características de las plantaciones forestales

Las especies forestales cultivadas en Argentina están dentro del grupo catalogado como de “rápido crecimiento” (FAO, 2000) y en términos medios se pueden citar crecimientos superiores a los $20 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ y turnos de aprovechamiento de 10 a 20 años. En el **Cuadro 6.5** se detallan las principales especies utilizadas en la Argentina, sus principales usos, rendimientos y zonas en las que se implantan. En las producciones forestales se tiene como objetivo utilizar especies de rápido crecimiento y la producción en ciclos cortos de grandes volúmenes de madera (**Figura 6.9**). No todas las especies se adaptan a una determinada zona ni todas se comportan de la misma manera en zonas diferentes. Es así como la misma especie en una región tiene altos rendimientos y en otra región tiene rendimientos medios o bajos. Instintivamente se tiende a pensar que las especies nativas, o sea las adaptadas a una determinada región, tienen rendimientos mayores que las especies exóticas. En la práctica ocurre lo opuesto, las especies exóticas poseen mayores rendimientos que las autóctonas. Las razones de estos mejores resultados son fruto principalmente de la ausencia de predadores naturales, biología conocida, formas de reproducción, mayor plasticidad de respuesta a diferentes tipos de suelos y climas, y la madera resultante aplicable a distintos tipos de uso. Además, muy a menudo, las especies locales no presentan los caracteres requeridos y ha sido necesario introducir árboles de otras regiones. En los últimos tiempos los intercambios de árboles entre países se han vuelto tan frecuentes y generales como los intercambios de plantas agrícolas. En resumen, se pueden distinguir cuatro razones fundamentales de la introducción de especies exóticas:

- Enriquecer la flora local: permite suplir los defectos de la flora local, y poner en manos de los forestales nuevos medios de producción.
- Obtener resistencia a enfermedades u otros factores ambientales desfavorables.
- Explotar una rapidez de crecimiento superior.
- Obtener madera de mayor calidad: producir madera de calidad diferente a las maderas locales. En otros tiempos ha sido la producción de maderas selectas lo que atrajo la atención.



Figura 6.9. Diferentes tasas de crecimiento (en $\text{m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) por país y por especie. Adaptado de Jaako Poyry, Fletcher Challenge, Argentina Forestal, Programa Nacional de Forestación (2009).

Cuadro 6.5. Principales especies forestales de cultivo en la Argentina, zonas de cultivo, rendimientos, turnos de corta y destinos. p/exp: para exportación.

Zona	Especie	Crecimiento (m ³ ha ⁻¹ año ⁻¹)	Turno de corta (años)	Finalidad
Corrientes y Misiones	<i>Pinus elliottii</i> , <i>P. taeda</i> y <i>P. caribaea</i>	25-35	15 a 20	Triturado Aserrado
Misiones	<i>Araucaria angustifolia</i>	18-25	20 a 35	Aserrado
Corrientes y Entre Ríos	<i>Eucalyptus grandis</i> y <i>E. dunnii</i>	30-40	12 a 18	Rollos (p/exp.), triturado, aserrado
	<i>Eucalyptus camaldulensis</i> y <i>E. tereticornis</i>	18- 25	12 a 18	Triturado Aserrado
Delta del Paraná	<i>Populus deltoides</i> y <i>Salix sp.</i>	18-22	12 a 18	Triturado Aserrado
Buenos Aires	<i>E. camaldulensis</i> y <i>E. tereticornis</i>	18-25	12 a 18	Rollos (p/exp.), triturado y aserrado
	<i>E. dunnii</i> y <i>E. globulus sp. globulus</i>	25-30	12 a 18	Rollos (p/exp.), triturado, aserrado
Patagonia	<i>Pinus ponderosa</i> , <i>P. radiata</i> y <i>Pseudotsuga menziesii</i>	15-20	20 a 35	Aserrado
Córdoba	<i>P. elliotti</i> y <i>P. taeda</i>	20-25	15 a 25	Aserrado
Santa Fe	<i>E. camaldulensis</i>	18-25	12 a 18	Triturado
	<i>E. tereticornis</i> y <i>E. viminalis</i>			Aserrado
Noroeste Argentino	<i>E. camadulensis</i> <i>E. tereticornis</i> ,	25-30	12 a 18	Aserrado
	<i>P. elliotti</i> , y <i>P. taeda</i>	20- 25	15 a 25	Aserrado
Mendoza (con regadío)	<i>Populus xcanadensis</i> , <i>P. nigra</i> y <i>P. deltoides</i>	20- 25	12 a 16	Triturado Aserrado
Parque Chaqueño	<i>E. camadulensis</i> , <i>E. tereticornis</i> y	18- 22	12 a 18	Aserrado
	<i>Prosopis sp.</i>	10-15 ¹	15 a 30	Aserrado

Como puede observarse en el **Cuadro 6.5**, la misma especie de pino puede tener distintos rendimientos según la zona en la que se ubique, tal es así que sus rendimientos son mucho mayores en la Mesopotamia Argentina que en la Patagonia o en Estados Unidos. Esto se debe a las condiciones climáticas y de los suelos.

5.3. Etapas del cultivo de plantaciones forestales

Inicio del cultivo forestal. Puede ser por vía seminal, o sea por semillas que se obtienen de plantaciones forestales destinadas a ese objetivo. Estas plantaciones reciben el nombre de rodales semilleros o huertos semilleros según el grado de mejoramiento genético de los mismos (Maynard, 2018). Si las semillas se obtienen de plantaciones forestales comerciales, las cuales reciben el nombre de rodales comerciales.

Los productos que se obtienen a través de la propagación por vía seminal para iniciar un cultivo a campo, pueden ser, directamente la semilla, en este caso se utiliza exclusivamente para *Araucaria angustifolia* (pino Paraná) o *A. araucana* (pehuén), en menor medida. Pocas especies pueden ser sem-

bradas directamente a campo, por lo general sólo aquellas que tengan un tamaño de semilla considerablemente grande.

Otra forma de inicio de un cultivo forestal es, a partir de la semilla, obtener un plantín. Los plantines se producen en los viveros forestales, donde reciben cuidados intensivos y se aplican diversas prácticas culturales que modifican sus características morfológicas preparando los mismos a las condiciones ambientales del lugar de plantación. El objetivo claramente es aumentar las tasas de supervivencia y crecimiento durante el establecimiento a campo. El período de producción en el vivero se extiende hasta que las plantas alcancen un tamaño suficiente que les permita contar con reservas adecuadas y tejido de conducción suficiente para sortear los problemas asociados con la plantación.

Un sistema de producción de plantines es “a raíz desnuda”, utilizado principalmente para especies de pinos (*Pinus* sp.). Se inicia la producción de plantines a partir de la siembra de semillas en almácigos, las semillas germinan, las plántulas emergen y cumplen su período de crecimiento en dicho lugar. Una vez finalizado este proceso, las plantas se descalzan del terreno y se llevan al sitio de la plantación a raíz desnuda. Este sistema es relativamente más económico que la producción en envase, la cual consiste en la plantación de los plantines con el sustrato donde se desarrollaron (con el pan de tierra), y considerando que las raíces están protegidas por el mismo, el estrés de plantación es menor. En el caso de los pinos, los plantines pueden llevarse a campo a raíz desnuda o con pan de tierra. Para los eucaliptos, sólo con envase.

Otro tipo de producción de material para la plantación es la propagación agámica, la cual se utiliza principalmente para plantaciones de Salicáceas (sauces y álamos). La ventaja de este sistema es la posibilidad de perpetuar el material con igual identidad genética a la de sus padres. Esto permite multiplicar los individuos seleccionados.

Las estacas son trozos de ramas que cortadas de la planta madre y puestas en condiciones de adecuada humedad, emiten raíces y brotes generando un nuevo individuo. Se plantan a fines de invierno en viveros forestales llamados estaqueros. De los estaqueros puede luego extraerse el material para llevar a campo. El mismo puede ser estacas, guías (rama entera) o barbados. Un barbado es una estaca que se plantó, enraizó y formó una planta de 1 a 3 años. Cuando se le caen las hojas, éstas se extraen, dejando un solo eje y se planta. Son utilizados en zonas de riego ya que por sus características particulares manifiestan un mejor comportamiento durante la plantación. En otros casos se producen plantas a partir de estacas herbáceas, pero que luego se colocan en envases, para su crecimiento y desarrollo posterior, previo a su plantación a campo. Este sistema es utilizado en la propagación clonal de algunas especies del género *Eucalyptus* y *Pinus* que se reproducen por vía agámica.

Establecimiento del cultivo forestal. La etapa de establecimiento se inicia con la preparación del campo. Por ejemplo, una plantación de álamos en el Delta del Paraná, puede darse sobre un albardón (parte más alta de la isla) o pajonal (zonas más bajas y anegadizas). Si es sobre este último, se realiza el aplastado del mismo. En el caso de la plantación sobre albardón, se realiza su rastreado. Posteriormente se realiza la plantación.

Para el caso de los eucaliptos y/o pinos, la preparación del campo es similar al de un cultivo agrícola. Se realiza la arada y rastreada del lote. Posteriormente, con algún implemento mecánico como un subsolador puede realizarse la marcación en el terreno de los lugares donde se colocarán los plantines.

La plantación puede realizarse en forma manual o mecánica. En el caso de las Salicáceas, la plantación se realiza generalmente a fin de invierno, dependiendo de la zona. Para los eucaliptos, puede además realizarse una plantación durante el mes de marzo ya que se plantan con pan de tierra. En algunos casos se realizan fertilizaciones durante la plantación, no siendo lo acostumbrado para las Salicáceas y solo recientemente para los eucaliptos.

Para el control de las malezas durante la preparación del campo para la plantación pueden utilizarse distintos tipos de herbicidas. Entre ellos, herbicidas pre-emergentes como el oxifluorfen o herbicidas post-emergentes, como el glifosato. También se realizan controles mecánicos. Es muy importante el control de hormigas. El mismo se puede realizar con productos químicos (insecticidas), como el clorpirifos o cipermetrina aplicados en forma de cebos tóxicos (ej. insecticidas granulados o pellets).

Crecimiento del cultivo forestal. Durante la etapa de crecimiento de las plantaciones forestales pueden realizarse distintas prácticas silviculturales (por ej. podas y raleos) si el objetivo es la obtención de madera para aserrado y/o debobinado. En el caso de que el objetivo de producción sea el de madera para triturado, estas prácticas generalmente no se realizan. La poda es la actividad mediante la cual se cortan las ramas basales de los árboles al ras con el objetivo de lograr madera libre de nudos (evitar la presencia de nudos muertos). El raleo, en cambio, es la práctica mediante la cual se cortan algunos individuos que no llegarán al turno de corta, por ser principalmente árboles de menor dimensión o malformados. De esta forma, se liberan recursos para las demás plantas, que presentan mayores tasas de crecimiento.

Aprovechamiento o tala rasa del cultivo forestal. Se realiza principalmente con cuadrillas de operarios motosierristas. En algunos casos puede realizarse en forma mecánica con cosechadoras forestales o “harvesters”. Los árboles se apean, se desraman y se trozan. En algunos casos, a pedido de la industria, se realiza su descortezado a campo. Luego se cargan y se realiza el transporte del material hacia la industria. En el caso de los álamos en el Delta del Paraná, el transporte fluvial se realiza en barcos llamados “chatas”. Para el caso de los eucaliptos y pinos, en el campo se cargan directamente en camión y se llevan a la industria.

Reinicio de un cultivo forestal a partir del rebrote. Los eucaliptos y las Salicáceas (álamos y sauces) poseen la capacidad de rebrotar de las cepas que quedan luego de su aprovechamiento forestal o tala rasa. En estos casos, se seleccionan los brotes mejor formados (futuros tallos) que rebrotan de las cepas y esto permite reiniciar el cultivo forestal, sin necesidad de realizar nuevamente una plantación. No siempre se utiliza este sistema. Los pinos no poseen esta capacidad. En este caso, para realizar un nuevo ciclo forestal se debe realizar nuevamente su plantación.

5.4. Productos forestales

Los destinos de la madera de la producción forestal son, en líneas generales, el triturado, aserrado, debobinado, postes, leña y carbón vegetal. Los principales usos en la Argentina de la madera de triturado son para celulosa y productos a base de la misma, resmas de papel, papel de diario, paneles de partículas de densidad baja (aglomerado), tableros de fibra de densidad media (llamados MDF, por sus siglas en inglés de “Medium Density Fibreboard”). La madera de aserrado tiene como finalidad la construcción de envases, muebles, molduras, torneados y pisos. La madera para debobinado se utiliza para la fabricación de láminas, enchapados, paneles compensados (terciados). Los postes, por ejemplo, de eucaliptos, se usan para la construcción de quinchos. Leña y carbón, para cocinar y calefacción, etc.

Los principales productos madereros provenientes de las formaciones nativas son: leña, rollizos, leña para carbón y postes. El tanino es también un subproducto importante. La principal región abastecedora de estos recursos es el Parque Chaqueño. El consumo de madera proveniente de la industria de bosques nativos se estima entre 700.000 a 1 M de m³ año⁻¹.

Con respecto a la producción de las plantaciones forestales, el total de extracciones varía entre 13 a 16 M m³ año⁻¹. De estas extracciones, los pinos representan más del 60%. El mayor volumen extraído de pino proviene de Misiones y Corrientes; en el caso de los eucaliptos, el mayor volumen proviene de Corrientes, Buenos Aires y Entre Ríos. Por su parte, las Salicáceas se extraen de Buenos Aires, Entre Ríos y Mendoza.

Para el 2018, según la Dirección Nacional de Desarrollo Foresto Industrial del MAGyP, de las extracciones de madera de plantaciones forestales, el 76,2% se destinó a la transformación mecánica, de las cuales el 65,5% fue consumido por la industria del aserrado, el 1,4% la del impregnado y 9,3% la de los tableros de fibra, partícula y compensados. Por su parte, el 23,5% se empleó en la industria de la pasta celulósica y papel. Por último, el 0,3% restante fue exportado. Por otro lado, mientras un 5% de la materia prima forestal que es consumida por la industria proviene de bosques nativos, el 95% proviene de plantaciones forestales. Este es un dato de importancia, más cuando se relaciona con que considerando la superficie nacional con recursos forestales, el bosque nativo ocupa el 97% y las plantaciones forestales sólo un 3%.

5.5. Industrias forestales

En la Argentina contamos con aproximadamente 2.100 aserraderos distribuidos en las principales regiones forestales del país (**Cuadro 6.6**). Las industrias celulósicas y productoras de papel se encuentran distribuidas principalmente en la Mesopotamia, provincia de Buenos Aires y noroeste argentino. Las industrias trituradoras de producción de paneles de fibras y tableros de partículas se encuentran en la Mesopotamia y en las provincias de Buenos Aires, Santa Fe y Mendoza. Las industrias debobinadoras (compensado y faqueado, según el proceso que utilicen) se encuentran en las provincias de Misiones, Corrientes, Entre Ríos, Buenos Aires, Jujuy y Neuquén. Otras industrias, como impregnadoras y para la obtención de colofonía, se encuentran en las provincias de Corrientes, Entre Ríos, Córdoba, Salta y Mendoza.

Si se asocia la ubicación de las principales industrias con la localización de las plantaciones forestales se puede identificar los principales complejos foresto-industriales. Los mismos son, triturado del pino en Misiones, aserrado del pino en Corrientes y Misiones, triturado y aserrado del Salicáceas en el Delta del Paraná, rollos para exportación y aserrado de eucaliptos en la Provincia de Buenos Aires, Entre Ríos y Corrientes, aserrado del

Cuadro 6.6. Principales industrias forestales de la Argentina. Fuente: estimación en base a distintas fuentes.

Industrias	Cantidad
Aserraderos	2.087
Pasta celulosa	5
Cartón y papel	47
Tableros de fibra	4
Tableros de partículas	4
Multilaminado y Compensado	20
Pellets de madera	9
Impregnación	40
Carpinterías	3.600
Fábricas de muebles	2.300
Otras empresas	800

pino en el Bosque Andino Patagónico, aserrado del pino en Córdoba y aserrado de pino y eucalipto en Noroeste argentino.

6. Sistemas agroforestales

Los sistemas agroforestales (SAF) son formas de uso y manejo de los recursos naturales en las cuales las especies leñosas (árboles, arbustos y palmas) son utilizadas en asociación con otros vegetales cultivados o no y/o con animales en el mismo terreno, en forma simultánea o en secuencia temporal. El hecho de que estén unidos o relacionados de tal manera formando una entidad o un todo, permite que sean denominados “sistemas”. Young (1989) los define como “sistemas de uso de la tierra donde leñosas (árboles y arbustos) crecen en asociación con plantas herbáceas (cultivos, pasturas) y/o animales en arreglo espacial, temporal o ambos, y en el cual hay interacciones ecológicas y económicas entre los componentes leñosos y no leñosos del sistema”. Nair (1991) aporta además que:

- Son sistemas de uso de la tierra donde se combinan árboles, cultivos y/o animales en la misma unidad de tierra.
- Combinan la producción múltiple con protección de los recursos.
- Ponen énfasis en el uso de especies de árboles y arbustos nativos multipropósitos.
- Son útiles sobre todo para sistemas frágiles y de bajos insumos.
- Toman en cuenta los factores socioculturales mucho más que otros sistemas de uso de la tierra.
- Son estructural y funcionalmente más complejos que la monocultura.

Claramente, el objetivo de los SAF es lograr combinar la producción con la conservación de los recursos de los cuales depende la producción (Young, 1989). Son particularmente importantes en regiones tropicales, subtropicales y, en menor medida, en regiones templadas (Montagnini *et al.*, 1986). Pueden ser muy productivos y sostenibles en suelos fértiles, aunque también tienen alto potencial para mantener y mejorar la productividad en áreas que presentan diversos problemas, como suelos con baja fertilidad y exceso o escasez de humedad, ya que la diversidad de especies, la presencia del componente arbóreo y la secuencia temporal y arreglo espacial de los cultivos permite, entre otras cosas, evitar procesos erosivos y la pérdida de suelo. Los SAF permiten combinar la producción con la conservación ambiental, pero también son relevantes cuando por las condiciones socioeconómicas de una región, la población de la misma debe satisfacer sus necesidades básicas de habitación, alimentación, forrajes y combustibles a partir del medio.

6.1. Clasificación de los sistemas agroforestales

Existen varias clasificaciones, de las más sencillas a las más complejas, para los distintos tipos de sistemas que combinan cultivos y/o ganado con árboles. Una de las primeras, establece que los sistemas forestales combinados según su composición y aspectos estructurales y funcionales se pueden clasificar en (i) sistemas agroforestales (combinan de árboles con cultivos); silvopastoriles (árboles con ganado) y en (ii) agrosilvopastoriles (combinan árboles con cultivos y con ganado). Los sistemas silvopastoriles y los agrosilvopastoriles presentan gran potencial de beneficios económicos y ambientales, tanto para los productores como para la sociedad porque se convierten en una alternativa a la produc-

ción ganadera tradicional, permitiendo mitigar algunos impactos ambientales que ésta genera, sobre todo en los trópicos. Son sistemas multifuncionales que por su manejo integrado permiten intensificar la producción evitando la degradación de los recursos. A su vez todas estas categorías se subdividen de acuerdo con criterios de arreglo espacial (sistemas mixtos densos, en franjas, etc.); de arreglo temporal (sistemas secuenciales, coincidentes, interpolados, etc.); funciones de los componentes (leña, forraje, cercos vivos, conservación de suelos, etc.); zonas agroecológicas donde se los practica (sistemas agroforestales para zonas de altura, para zonas semiáridas, etc.) y aspectos socioeconómicos (sistemas de altos o bajos insumos). Otras clasificaciones se basan en la escala y en los objetivos de la producción, obteniéndose así sistemas agroforestales comerciales, de subsistencia e intermedios.

Dado que existen numerosas prácticas y condiciones ambientales a través del mundo, no es posible definir un sistema agroforestal principal. Hay que mencionar también que las diversas escalas a las que pueden ser explotadas, las hacen efectivas tanto para el nivel del pequeño propietario (huertos caseros mixtos) como para plantaciones forestales o fincas ganaderas de grandes empresas.

Generalmente se utiliza la clasificación descriptiva que se basa en el tipo de componentes incluidos (cultivos anuales, perennes, animales, etc.) y la asociación (temporal, espacial) que existe entre componentes. De esta manera, además de nombrar los componentes del sistema, se obtiene una idea de la fisonomía, las principales funciones y objetivos y la asociación espacial-temporal existente en el sistema.

6.2. Sistemas agroforestales secuenciales

En los sistemas agroforestales secuenciales, las cosechas anuales y los productos arbóreos se encuentran relacionados cronológicamente, sucedidos en el tiempo. Existe una separación, al menos parcial entre los componentes forestales y los cultivos, es decir, se alternan períodos de cultivos anuales con etapas de descanso y de bosque. En estos sistemas, a largo plazo, se pone énfasis en la producción forestal. Incluye (i) la agricultura migratoria y (ii) los sistemas taungya.

(i) **Agricultura migratoria:** considerado un sistema de subsistencia, orientado a satisfacer las necesidades básicas de alimentación, combustible y habitación. Solo ocasionalmente constituyen una fuente de ingresos por venta de excedentes. Es un sistema en el cual se corta y quema el bosque para luego cultivar la tierra, pero por un período de pocos años (2-3 años). Al cabo de este plazo, cuando el suelo ya no es tan productivo, se establece un período de “barbecho forestal” que es más prolongado que el de cultivo (5-20 años o más). En esta instancia se restablece el bosque, permitiendo el restablecimiento del ciclo de los nutrientes, la recuperación de las propiedades del suelo, y el control de plagas y malezas de los cultivos.

La característica principal de este tipo de sistema es que se hace rotación de parcelas y no de cultivos, aunque la parcela en descanso puede ser aprovechada para cosechar algunos productos. Algunos ejemplos de agricultura migratoria se dan en la región de la selva subtropical (Misiones, Salta, Jujuy, Tucumán) con la siembra de cultivos de subsistencia (maíz, mandioca, batata, etc.), tabaco, yerba, té, tung, etc. También, en el Parque Chaqueño - Chaco semiárido (Chaco, Formosa), con la tala del bosque seguida de cultivos de soja y/o poroto.

(ii) **Taungya:** En este tipo de sistemas, a diferencia de la agricultura migratoria, árboles y cultivos crecen en forma simultánea durante el período de establecimiento de la plantación forestal. Cuando la competencia por recursos (principalmente por agua, radiación solar) y la ocupación del espacio

pasan a ser desventajosa para el cultivo, finaliza el sistema agroforestal y pasa a ser una plantación forestal pura. La duración del período de cultivo está determinada por la densidad de plantación de árboles, cuanto más alta esta última, menor el período de cultivo.

En este tipo de asociación, las plantaciones forestales crecen mejor pues se encuentran libres de malezas y pueden aprovechar los insumos entregados al cultivo (fertilización, desmalezado, etc.). Si bien el objetivo final es la obtención de madera, este sistema permite a través de los cultivos, obtener ingresos en el corto plazo.

Algunos ejemplos de sistema taungya en la Argentina se da en la región de la selva subtropical (Misiones) con plantaciones de *Pinus elliottii*, *Pinus taeda*, araucaria, eucaliptos con maíz, mandioca, sandía, melón, zapallo, zapallito, pepino, poroto, maní, además de otros cultivos. También en la región andino patagónica y zonas de riego (Mendoza, Río Negro) con plantaciones de álamos con ajo, cebolla, tomate, maíz dulce, melón y/o sandía.

6.3. Sistemas agroforestales simultáneos

Es una integración simultánea y continua de cultivos (anuales o perennes), árboles (maderables, frutales o de uso múltiple) y/o ganadería. Los componentes agrícolas y forestales están siempre presentes en la misma unidad de terreno. Si además hay una componente animal, entonces pasa a ser un sistema agrosilvopastoril.

Los objetivos principales de estos sistemas son diversificar la producción y aumentar la productividad a través de las interacciones con el componente arbóreo. Como resultado, las cosechas interanuales son más consistentes, la calidad del producto algunas veces es mejor que su producción por separado y si bien puede darse que la productividad de cada cultivo sea menor que en monocultivo, la producción total por hectárea es mayor. Además, al haber diversificación de productos, los riesgos económicos son menores. Algunos ejemplos de SAF simultáneos:

- (i) **Árboles en asociación con cultivos perennes:** la mayoría se localiza en regiones de suelo fértil, con buena comunicación y con la infraestructura y los mercados necesarios como para canalizar la producción. En la Argentina existen estos sistemas en la provincia de Misiones, donde se combina la producción de té y yerba mate con especies forestales. A través de la incorporación de variedades mejoradas estas asociaciones tienen muy buenas productividades. Además, la asociación de cultivos tiende a optimizar el uso de recursos y aumentar la productividad por hectárea. Son una alternativa al monocultivo cuando estos, debido al costo de los agroquímicos, no son económicamente viables. Algunos ejemplos se dan en la región de la selva subtropical (Misiones, norte de Corrientes) con plantaciones de pinos, araucaria, kiri, *Hovenia dulcis* con cítricos, yerba mate, té y/o tung.
- (ii) **Árboles en asociación con cultivos anuales:** los cultivos deben ser necesariamente tolerantes a la sombra (de lo contrario podría tratarse de un sistema taungya) y/o el componente forestal encontrarse a altos distanciamientos. Pueden ser cultivos como el maíz, soja, poroto, maní, etc. asociados con árboles, que pueden ser fijadores de N. La organización espacial puede ser en franjas de cultivo, intercalados con las hileras de árboles. Antes de sembrar el cultivo anual, se realiza una poda, que permite obtener leña y cubrir el suelo con hojarasca y luego se siembra. El aporte de materia orgánica y de nutrientes por parte de las hojas puede disminuir costos de fertilización,

aunque el espacio cubierto por árboles hace reducir el rendimiento de las cosechas por unidad de superficie, siendo los costos de mano de obra mayores al comienzo. Son muy utilizados en laderas, en las cuales las filas de árboles plantados en sentido perpendicular a la pendiente permiten disminuir la erosión.

Algunos ejemplos en la Argentina se dan en la región de la selva subtropical (Misiones) con plantaciones de pinos y/o araucaria con mandioca, hortícolas, etc. También en la región andino patagónica y zonas de riego (Mendoza, Río Negro) con plantaciones de álamos con maíz, hortícolas, etc.

(iii) Huertos caseros mixtos: cubren necesidades básicas de familias o pequeñas comunidades. Excepcionalmente se venden excedentes de producción. Son sistemas muy complejos, de múltiples estratos, con gran variedad de especies tanto vegetales como animales, lo que los hace muy similares a los ecosistemas naturales. Por lo tanto, son sistemas muy estables. Tienden a mantener la producción durante todo el año y la demanda de mano de obra escalonada a lo largo del año, y no concentrada en un período determinado.

Algunos ejemplos en la Argentina se dan en la región de la selva subtropical (Misiones) donde en los estratos inferiores del sistema se cultivan hortalizas, ananá, aromáticas, mandioca, caña de azúcar, maíz, poroto y/o medicinales (*Aloe vera*); en el estrato intermedio se encuentran papaya o mamón, mango, banano, vid y/o frutales; en el estrato superior el componente arbóreo con araucaria, palmito, roble sedoso, *Hovenia dulcis*, paraíso, palta, nueces y otros árboles nativos; junto con la cría de animales de granja, cerdos y/o vacunos.

(iv) Sistemas agrosilvopastoriles: combinan árboles, cultivos y ganado. Se practica desde niveles de grandes plantaciones comerciales, hasta niveles de pastoreo animal como complemento a la agricultura de subsistencia. Pueden darse en sistemas naturales o implantados. En este último caso, la asociación puede comenzar cuando los árboles tienen suficiente tamaño como para no ser dañados por el ganado.

Algunos ejemplos de la Argentina, con árboles nativos se dan en la región del Parque Chaqueño-Chaco semiárido (Chaco, Salta, Córdoba, Formosa, Santiago del Estero, Jujuy, Tucumán) con guayacán, algarrobo blanco, quebracho colorado con pastos naturales o artificiales como *Cenchrus ciliaris* y *Panicum maximum*. También, en la región de la selva subtropical (Misiones) con árboles nativos como *Balfourodendron riedelianum*, *Cordia trichotoma*, *Peltophorum dubium*, *Toona ciliata*, *Ocotea puberula* y otros. Con especies forestales implantadas también se dan ejemplos en la región de la selva subtropical (Misiones), en la provincia de Buenos Aires, etc. con plantaciones de pinos con pastos naturales o implantados. También, en el Delta, la región de Cuyo y en la pampa húmeda (provincias de Buenos Aires, Entre Ríos, La Pampa, Santa Fe, Córdoba) con álamos, sauces, eucaliptos y/o *Robinia pseudoacacia* con pastos naturales o implantados.

6.4. Sistemas agroforestales de cercas vivas y cortinas rompevientos

Se diferencian entre sí por su función, mientras que las cercas vivas delimitan una propiedad por medio de una línea de árboles o arbustos, las cortinas rompevientos protegen a otros componentes o sistemas de los efectos del viento, pudiendo estar conformada por entre una y diez líneas de árboles. Las cortinas rompevientos pueden, al mismo tiempo, ser una cerca viva si entre otras funciones delimitan una propiedad.

Los árboles pueden, a su vez, ser aprovechados como leña, madera, flores melíferas, frutos, postes, etc., o funcionar como barrera a la erosión y por medio de la sombra, disminuir la temperatura del suelo y conservar la humedad del mismo, servir como refugio a la fauna silvestre y domésticos. Estos sistemas, debido a sus funciones, pueden ser usados como complemento a los otros sistemas nombrados (Cendoya *et al.*, 1989).

Algunos ejemplos en Argentina se dan en la región pampeana (Buenos Aires, La Pampa, Santa Fe) con cortinas de acacia, casuarina, cipreses, eucaliptos, etc. con frutales, horticultura, etc. También en la región andino patagónica y zonas de riego (Mendoza, Río Negro) con álamos con frutales de carozo y pepita, vid, horticultura. Y en la región de la selva subtropical (Misiones) con cortinas de araucaria con cítricos, yerba mate, té y otros cultivos.

6.5. Beneficios de los sistemas agroforestales

Son varios los beneficios que se le atribuyen a los SAF (Figura 6.10). Entre ellos, aumento de la biodiversidad; mejora en la conservación del suelo debido a la mejora de las características físico-químicas del mismo y control de la erosión; mantenimiento del ciclaje de nutrientes por parte de los árboles; mejora en la eficiencia del uso del agua; modificación del microclima; mejores condiciones térmicas y valor nutricional del forraje para el ganado; aumento de la retención de carbono en el sistema; estratificación del uso del recursos; diversificación de la producción; efectos sobre las poblaciones plaga y aumento de la renta de la tierra.

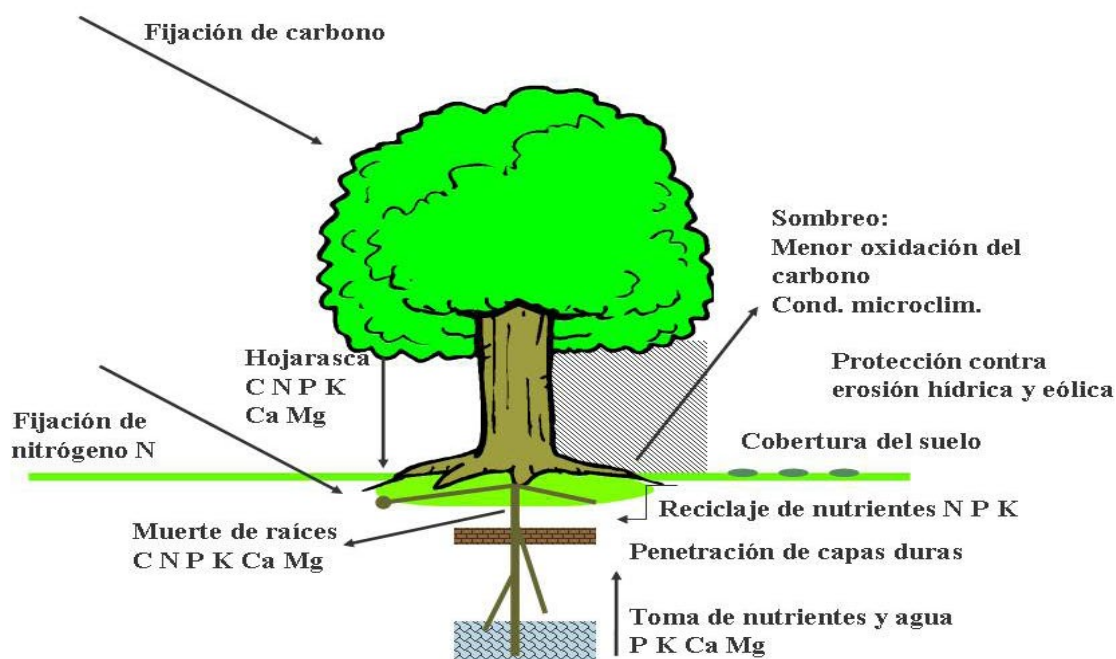


Figura 6.10. Interacciones ambientales por la presencia de árboles. C: carbono, N: nitrógeno, P: fósforo, K: potasio, Ca: calcio, Mg: Magnesio. Cond. microclim.: condiciones microclimáticas.

En los SAF, los componentes forestales debidamente seleccionados pueden contribuir a la productividad de los sistemas de producción. Los árboles, a través de su sistema de raíces profundas y su

aporte de hojarasca, pueden mejorar el ciclo de los nutrientes no disponibles a las raíces superficiales de los pastos o cultivos, mantener la fertilidad del suelo y aumentar el aporte de materia orgánica. A su vez, crean microclimas más favorables para el conjunto formado por cultivos y/o ganado. Reducen la erosión eólica y/o hídrica, promoviendo la estabilidad del suelo. Disminuyen la insolación directa, conservando el agua del suelo. Con respecto al ganado, los árboles permiten a los animales mantener la temperatura corporal con una menor pérdida de energía, disminuyendo la pérdida de calor por los vientos fríos o reduciendo el exceso de calor ante la insolación por su sombreado. Pueden servir además como fuente de alimento, forraje, leña, materiales de construcción y otras materias primas para las industrias rurales. Diversifican la producción del establecimiento, reduciendo los factores de riesgo biológicos y de mercado, con un producto final (madera) que puede ser vendido cuando le conviene al productor.

Las plantas herbáceas capaces de fijar nitrógeno atmosférico pueden ser usadas para mejorar la fertilidad del suelo y aumentar la productividad combinada de árboles, cultivos y/o pastos. La combinación de la capacidad de fijación del nitrógeno de las leguminosas con el poder de liberación de fósforo de los árboles micorrizados (coníferas) puede beneficiar al sistema. Por otro lado, la presencia de un cultivo intercalar produce un mejor aprovechamiento del espacio vertical y un aporte de nutrientes al cultivo forestal cuando se le realizan fertilizaciones. La combinación con actividad ganadera, hace otro tipo de aportes beneficiosos a la actividad forestal:

- Actúa como una herramienta de limpieza manteniendo controlado el sotobosque, disminuyendo los costos de control de malezas y facilitando el acceso al sitio.
- Aumenta la eficiencia en la utilización de los recursos naturales que se encuentran disponibles (pastos naturales) sin necesidad de producir grandes transformaciones.
- Aprovecha la “poda” de las ramas de los árboles ya que los animales pueden comer las hojas.
- Actúa como medio de prevención de incendios, por la disminución del material combustible (malezas y restos de podas).
- Aporta significativamente al balance de materia orgánica, así como al ciclado de nutrientes, a través de las deyecciones.
- Brinda un recupero económico intermedio por la venta de animales en plazos más cortos, para una actividad tan larga como la forestación.

La rentabilidad actual y futura que posee la actividad forestal la hace una alternativa más que interesante y hasta implica su realización en suelos de bajo potencial agrícola. Una de las limitantes al inicio de esta actividad por los productores es el tiempo necesario para alcanzar la restitución de la inversión. El comenzar con sistemas agroforestales es una alternativa que combina las ventajas económicas de ambas actividades, con un rápido recupero económico de la actividad agrícola o ganadera y un favorable mercado forestal.

Los sistemas agroforestales flexibilizan la distribución de la carga de trabajo durante el curso del año, haciendo un uso completo de la mano de obra del establecimiento durante los períodos perdidos.

En resumen, la agrosilvicultura no es una simple suma de actividades productivas. La misma consiste en manejar las interacciones de estas actividades, y entre ellas y el ambiente físico, para alcanzar una mayor productividad, diversificada, rentable y perdurable.

A pesar de todas las ventajas anteriores, estos sistemas resultan insuficientes para abastecer las necesidades crecientes de la población. Por eso es necesario incorporar en ellos nuevas tecnologías para hacerlos más productivos, siendo una alternativa exitosa de producción para determinadas zonas y situaciones.

Bibliografía

- Briceño Méndez, M. (2000). *Las Foresterías del Nuevo Milenio*. Mérida, Venezuela: Instituto Forestal Latinoamericano.
- Cabrera, A. L. (1976). *Regiones Fitogeográficas Argentinas*. Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería. 2ª ed., fasc. 1. (pp. 85). Buenos Aires, Argentina: ACME.
- Cendoya, J., Corrales, D., Gambini, J., Winckler, C. y Fernández, A. (1989). *Sistemas Agroforestales*. Buenos Aires, Argentina: Guía de Dasonomía, FAUBA.
- Food and Agriculture Organization-FAO (2000). *Global Forest Resources Assessment 2000: Main report*. Roma. Recuperado de: <http://www.fao.org/3/Y1997E/Y1997E00.htm>
- Food and Agriculture Organization-FAO. (2006). *Ordenación responsable de los bosques plantados: Directrices voluntarias*. Documento de Trabajo sobre los bosques y árboles plantados N° 37/S. Roma. 81 pp.
- Food and Agriculture Organization-FAO. (2010). *Evaluación de los recursos forestales mundiales. Informe principal*. Estudio FAO: Montes 163. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. Roma, 346 pp.
- Food and Agriculture Organization-FAO. (2020). *Global Forest Resources Assessment 2020: Main report*. Roma, 164 pp. Recuperado de: <https://doi.org/10.4060/ca9825en>
- Gandola, E. (1995). Los procesos de deterioro ambiental en Misiones. En: *Propuesta Ecológica. Los Procesos del Deterioro Ambiental en Misiones*. Prediagnóstico Ambiental y de Salud de la Ciudad de Posadas, Parque Provincial Urugua-í, Misiones. 14-33 pp.
- Greenpeace. (2007). *Un paseo didáctico por los bosques primarios*. (pp. 198). Barcelona, España: Greenpeace.
- Greenpeace. (2008). *Impacto de la ganadería en la Amazonia*. (pp. 8). Barcelona, España: Greenpeace.
- Lund, H. G. (2009). What Is a Degraded Forest? Forest Information Services. Gainesville, VA, Estados Unidos.
- Matteucci, S. D. (2012). ecorregión Delta e Islas de los Río Paraná y Uruguay. En: Morello, J., Matteucci, S. D., Rodríguez, A. y Silvia, M. (Eds.). *Ecorregiones y Complejos Ecosistémicos Argentinos*. (pp. 447-488). Buenos Aires, Argentina: Orientación Gráfica Editora.
- Maynard, C. (2018). *Glosario de genética forestal*. Universidad Austral, Chile.
- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. (2020). *Informe del Estado del Ambiente 2019*. 1ª ed. Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina. 601 pp.
- Montagnini, F. et al. (1986). *Sistema agroforestales. Principios y aplicaciones en los trópicos*. (pp. 622). San José, Costa Rica: OET, OICD, DHR
- Nair, P. K. R. (1991). State of the art of agroforestry systems. *For. Ecol. Manag*, 45: 5-29.
- Neiff, J. J. (2005). Bosques fluviales de la cuenca del Paraná. En: *Ecología y manejo de los bosques de Argentina*. (pp. 1-26). La Plata, Argentina: Editorial de la Universidad Nacional de La Plata (EDULP).
- Sabattini, R. A. y Lallana, V. H. (2007). Aquatic Macrophytes. En: Iriondo, M. H., Paggiy, J. C. y Parma, M. J. (Eds.). *The Middle Paraná River: Limnology of a Subtropical Wetland*. (pp. 205-226). Berlin, Alemania: Springer-Verlag.
- Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable. (2003). *Atlas de los bosques nativos argentinos*. Proyecto Bosques Nativos y Áreas Protegidas BIRF 4085-AR. (pp. 243). Buenos Aires, Argentina: Dirección de Bosques, Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable.
- Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable. (2004). *Atlas de Bosques Nativos Argentinos*. Dirección de Bosques, 245 pp.

- Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable. (2005). *Primer Inventario Nacional de Bosques Nativos*. Informe nacional, 25 pp.
- Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable. (2007). *Informe sobre deforestación en Argentina*, 10 pp.
- Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable. (2008). *El avance de la frontera agropecuaria y sus consecuencias*, 12 pp.
- Simula, M. (2009). *Hacia una definición de Degradación de los Bosques: Análisis comparativo de las definiciones existentes*. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. Departamento Forestal. Documento de trabajo de Evaluación de los Recursos Forestales N° 154, 63 p.
- Trossero, M. A. (2002). Dendroenergía: perspectivas de futuro. *Unasylva*, 211(53): 3-12.
- United Nations Environment Programme-UNEP. (2005). *One Planet Many People: Atlas of Our Changing Environment*. Division of Early Warning and Assessment (DEWA).
- Young, A. (1989). *Agroforestry for soil conservation*. (pp. 276). Nairobi, Kenya: International Council for Research in Agroforestry.

1. Introducción

Dentro de los agroecosistemas de producción de alimentos, la horticultura produce diversos órganos vegetales altamente perecederos, en sistemas de producción que se denominan intensivos. En la Argentina se producen hortalizas en todo el territorio y durante todo el año. Se pueden encontrar diferentes tipos de manejos: convencional, orgánico o agroecológico. Si bien, en los tres manejos, la productividad es el objetivo principal, el manejo agroecológico lo busca con una mirada ambiental, política y social. El análisis agroecológico permite entender el funcionamiento de los sistemas y sus externalidades, aspectos que abordará este capítulo.

2. Características de las hortalizas

2.1. Diversidad de órganos de producción

De las hortalizas que se consumen, una característica que se puede resaltar es la multiplicidad de órganos de producción. De los órganos que se consumen, se pueden citar: raíces (batata, zanahoria), tallos subterráneos (papa), hipocótilos engrosados (rabanito, remolacha), tallos caulinares (espárrago), bulbos (ajo, cebolla), yemas (repollitos de Bruselas), pecíolos (apio), hojas (lechuga, rúcula, acelga, espinaca, kale, repollo, akusay), inflorescencias (brócoli, coliflor, alcaucil) y frutos maduros (tomate, melón, zapallo, sandía) e inmaduros (pepino, berenjena, zapallito de tronco) (*Figura 7.1*).

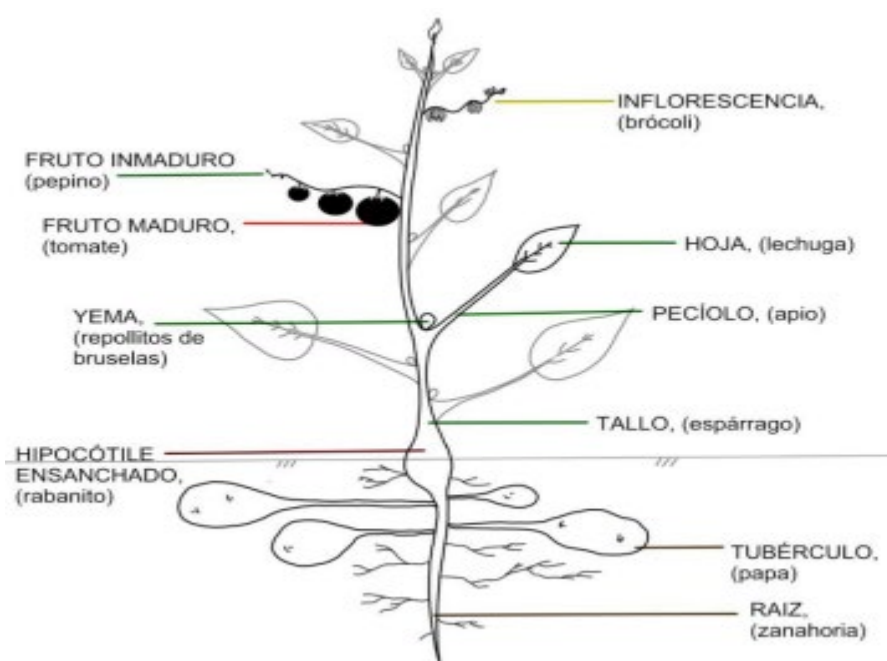


Figura 7.1. Representación del cormo hortícola. Fuente: extraído de Krizaj (2020).

Esta variabilidad de órganos botánicos implica una multiplicidad en las formas de producir. También son variables las zonas agroclimáticas de producción, los sistemas productivos y las labores culturales (desde la preparación del suelo, labores puntuales de cada cultivo, hasta el momento y criterio de cosecha). Por ejemplo, el cultivo de zapallo en el sur de la Provincia de Buenos Aires requiere un mínimo laboreo de suelo para su implantación, mientras que las hortalizas de hoja que se producen en establecimientos del cinturón verde (aquellos que rodean las grandes ciudades) requieren un refinamiento total del suelo. Estos conceptos serán ampliados en los apartados “Regiones productoras” y “Sistemas de producción”.

2.2. Perecebilidad del producto

Otra característica particular de las hortalizas es su perecebilidad. Es perecedero un producto poco durable, que pierde su utilidad o validez en un cierto plazo de tiempo. Este tiempo puede ser desde unos pocos días (*e.g.* espárragos, frutillas), hasta unos meses (*e.g.* aquellos cosechados en estado de latencia o dormición como papa, ajo, cebolla). Esta característica se debe a que, por un lado, son productos que, una vez cosechados, continúan con los procesos fisiológicos de respiración y transpiración. Por otro lado, están compuestos por un contenido elevado de agua (70 al 90%). La respiración es la degradación oxidativa de compuestos celulares complejos (como almidón, azúcares, ácidos orgánicos) a moléculas simples como agua y CO₂, con producción de energía (Wills *et al.*, 1998). Luego de la cosecha, las hortalizas no sintetizan compuestos complejos a través del proceso de fotosíntesis, entonces la respiración implica la degradación irreversible del producto. La tasa respiratoria depende del producto y de la temperatura del ambiente. Por ejemplo, el espárrago es un tallo que se cosecha en un estado de activo crecimiento, por lo que su tasa respiratoria es muy alta y aumenta exponencialmente con incrementos de la temperatura. En cambio, el ajo es una yema que se cosecha en estado de dormición, con una baja tasa respiratoria, la cual aumenta en menor magnitud ante incrementos de la temperatura (**Cuadro 7.1**).

Cuadro 7.1. Tasa respiratoria (ml CO₂ kg⁻¹ h⁻¹) de espárrago (*Asparagus officinalis*) y de ajo (*Allium sativum*) a temperaturas crecientes (°C). Adaptado de Wills *et al.* (1998).

Temperatura (°C)	Tasa respiratoria (ml CO ₂ kg ⁻¹ h ⁻¹)	
	Espárrago	Ajo
0	14-40	2-6
10	45-152	6-18
20	138-250	7-15

Por otro lado, la transpiración es la pérdida de agua por parte del producto, y dependiendo del tipo de hortaliza y de las condiciones de almacenamiento (principalmente humedad relativa y temperatura), tenderá a liberar agua al medio en forma de vapor. Al igual que en el proceso respiratorio, al estar la hortaliza fuera de la planta, no tiene manera de rehidratarse. Sin embargo, el flujo transpiratorio es diferente según la estructura de la hortaliza y las estructuras celulares que la recubren, por ejemplo, cutícula en tomate y peridermis en papa. Las hortalizas están compuestas entre un 70 y 95%

de agua (**Cuadro 7.2**). Dicho de otra manera, de cada 100 gr de producto, 70 a 95 gr son agua y el resto materia seca (hidratos de carbono, proteínas, vitaminas, minerales, etc.). La pérdida de agua no sólo implica una disminución en el peso a comercializar, sino que disminuye la calidad organoléptica del producto. Además, la manipulación de las hortalizas con alto contenido de agua es compleja ya que cualquier golpe o corte durante la cosecha y/o poscosecha implica una degradación más rápida del producto y una posible vía de ingreso de patógenos.

Cuadro 7.2. Contenido de agua (%) de algunas hortalizas. Fuente: adaptado de Wills et al. (1998)

Hortaliza	Contenido de agua (%)
Brócoli	88,7
Tomate	94,7
Zanahoria	88,4
Perejil	89,1
Lechuga	95,8

Si bien se considera que las hortalizas son perecederas, hay una gran variabilidad en esta característica, que depende de las características del producto y de las condiciones de almacenamiento. Para mantener y resaltar la calidad en poscosecha existen diferentes tecnologías (Wills *et al.*, 1998), temática cuyo desarrollo excede los alcances de este capítulo. Es importante comprender que la tecnología de poscosecha de las hortalizas agrega intensidad a los sistemas hortícolas. Es decir, que no solamente los sistemas son intensivos en el ciclo productivo, sino que luego de cosechado, se aplican tecnologías que demandan un alto grado de energía extra (combustible, electricidad, agua) y mano de obra calificada. Como ejemplos se puede mencionar el pre-enfriado con agua para disminuir la temperatura del producto en el momento de cosecha, o prácticas de lavado, selección, clasificación y empaquetado como en el caso de papa, cebolla, zanahoria. Otras tecnologías más complejas implican un mayor aporte de energía, como el uso de cámaras frigoríficas, atmósferas controladas¹, o el mínimo procesado de hortalizas².

3. ¿Por qué se denominan intensivos a los sistemas hortícolas?

Una de las formas de abordar y entender el grado de intensidad que presentan los distintos sistemas de producción de nuestro país, es considerando los factores de producción que son la tierra, el capital y el trabajo. El primero incluye uso de la tierra, su tenencia, el costo de oportunidad, el valor inmobiliario, la superficie de los establecimientos, la distancia a los mercados, la fertilidad de los sue-

1 La atmósfera controlada es una tecnología de almacenamiento de frutas y hortalizas en la que los gases de la atmósfera (principalmente oxígeno, dióxido de carbono y etileno) son controlados de manera de prolongar la vida poscosecha de los productos.

2 El mínimo procesado es una tecnología cuyo objetivo es la comercialización de frutas u hortalizas listas para consumir. Implica un lavado exhaustivo del producto, su posterior cortado y empaquetado. La manipulación durante el proceso es tan alta, que se deben tomar todos los recaudos necesarios para evitar la contaminación microbiológica de los alimentos. Los productos de mínimo procesado, además, deben ser almacenados a bajas temperaturas (preferentemente 0 °C)

los. El capital refiere a la inversión que se hace por esa unidad de superficie en enmiendas orgánicas, sistemas riego, invernáculos, túneles, caminos, alambrados. Por último, el trabajo involucra la capacidad que tienen las/os trabajadoras/es para realizar prácticas culturales específicas (siembra, trasplante de brotes, poda, manejo del ambiente) y todo el diseño de logística y comercialización.

Por lo tanto, los sistemas hortícolas, en comparación con los sistemas de producción de granos o de forrajes, suelen ser de superficie variable (de 1 ha a más de 1.000 ha)³, y requerir mayor inversión de capital y cantidad mano de obra calificada por unidad de superficie (**Cuadro 7.3**). Por ejemplo, comparando con el sector agropecuario en su totalidad, por unidad de superficie, demanda 30 veces más mano de obra (representa el 36% del total de la mano de obra del sector agropecuario), 20 veces más uso de insumos y 15 veces generan más inversión en maquinaria y equipos.

Cuadro 7.3. Diferencias entre sistemas intensivos hortícolas y sistemas extensivos (granos y pasturas).

Sistema	Intensivo hortícola	Extensivo granos	Extensivo forrajes
Tierra – Superficie	Variable	Extensa	Extensa
Capital invertido por unidad de superficie	Mayor	Menor	Menor
Trabajo calificado por unidad de superficie	Mayor	Menor	Menor
Otras diferencias			
Ciclo de las plantas cultivadas	Anual, bianual, perenne	Anual	Anual, bianual, perenne
Material de propagación	Sexual y asexual	Sexual	Sexual ⁴
Características de órgano de cosecha	. 95% de agua . PERECECERO . Se cosechan hojas, tallos, raíces, bulbos, hojas, frutos, peciolo, etc.	. 10 a 16% de agua. . No perecedero . Se cosechan frutos y semillas	. 90% de agua o seco . Se cosechan tallos y hojas
Destino de producción	. Convencional y agroecológico: mercado interno en fresco . Orgánico: exportación principalmente en fresco . Industria	. Industria . Exportación	. Forraje animal para mercado interno
Oferta	Inmediata y diferida	Diferida	Inmediata y diferida

En los sistemas de producción de alimentos, los ecosistemas naturales fueron transformados en agroecosistemas. Esta transformación significa una simplificación de los ecosistemas, ya que el objetivo es maximizar la producción primaria neta de una o unas pocas especies. Para lograrlo, los agroecosistemas se mantienen con muy alto aporte energético dentro de modelos de sucesión más jóvenes. Los ecosistemas naturales y los agroecosistemas siempre tienden hacia el clímax, entendiéndolo como el punto en el que la productividad primaria neta del sistema es cercana cero. Cuanto más lejos del

³ La superficie depende del sistema de producción.

⁴ En ciertos casos específicos, la propagación puede ser asexual.

clímax se lo quiera llevar, mayor será el aporte energético por aplicar y mayor el costo energético para sostenerlo.

Si se compara un agroecosistema hortícola con un ecosistema natural se observan diferencias y similitudes. En primer lugar, las plantas que dominan los agroecosistemas hortícolas son seleccionadas artificialmente por el ser humano y no por selección natural. En los ecosistemas naturales, por otro lado, los controles se producen de forma interna y son llevados a cabo sin costo de energía extra. En cambio, en los agroecosistemas hortícolas, los controles en su mayoría son externos con aportes de energía auxiliar. En los dos sistemas, siempre podrá encontrarse productores primarios, consumidores primarios, consumidores secundarios y descomponedores. Sin embargo, los niveles tróficos varían en el tamaño del compartimento de las cajas⁵. Por último, la diversidad en el agroecosistema hortícola puede ser muy reducida en comparación con la de un ecosistema natural (Odum, 1983).

Para ejemplificar, una de las prácticas habituales en algunos sistemas hortícolas es la esterilización del suelo a campo (frutilla en Coronda, Santa Fe) y en invernáculo (tomate en el cinturón verde) previo a la implantación. Históricamente la esterilización del suelo se realizó con bromuro de metilo que, si bien en la actualidad su uso está prohibido, se sigue utilizando. Como alternativa química al bromuro, se utiliza metam sodio, aunque en producciones más amigables con el ambiente, y dependiendo de la zona, se realiza la solarización de suelo o se utiliza *Trichoderma*, entre otros. Con estas formas de iniciar los cultivos, se generan externalidades de diferente magnitud: con un producto químico biocida, se destruye en su totalidad el ecosistema microbiano del suelo, uno de los grandes pilares de la agricultura, entre otros. La solarización implica una pasteurización del suelo, disminuyendo especies patógenas para el cultivo como nemátodos (*Meloidogyne*) y algunos hongos como *Verticillium* spp. y *Fusarium* spp.. Por último, la aplicación de *Trichoderma* spp. implica un cambio en la población microbiana, sin un cambio drástico en el ecosistema edáfico. Los hongos antagonistas *Trichoderma harzianum*, por ejemplo, colonizan agresivamente suelos solarizados. Los microorganismos que toleran la solarización son conocidos como agentes de control biológico (FAO, 2004). En otros casos, con el propósito de cultivar hortalizas, se genera un disturbio como la eliminación de una pastura natural con la utilización de un herbicida (aporte energético) y, al poco tiempo, el lote vuelve a enmalezarse. Para alejarse de ese estado dinámico en dirección al clímax, y maximizar la producción de hortalizas, se requiere de un subsidio energético (e.g. pasaje de maquinaria, personas trabajando o la utilización de agroquímicos). Esto es necesario para llevar a los sistemas a estadios más jóvenes donde se optimice la productividad primaria neta (hortalizas en este caso).

4. La importancia de la horticultura en la Argentina

La producción de hortalizas en Argentina reviste su importancia dado que brinda a la población alimentos con alta calidad nutracéutica⁶. Como se mencionó, las hortalizas están compuestas por un 70 a 95% de agua, además de 2 a 25% de carbohidratos, 0,5 a 7% de proteínas y menos de 1% de lípidos

5 Se refiere a la cantidad de poblaciones especies e individuos por nivel trófico.

6 La Organización Mundial de la Salud define como nutracéutico a “cualquier alimento o ingrediente de los alimentos que ejerce acción benéfica en la salud de las personas”. El término proviene de las palabras “nutricional” y “farmacéutico”.

(Chiesa y Frezza, 2018). En la proporción restante se encuentran: vitaminas, minerales, pigmentos, ácidos orgánicos y compuestos aromáticos que, si bien se encuentra en baja relación, tienen un efecto directo sobre la salud de las personas. Asimismo, dependiendo del material genético y de las condiciones de cultivo (clima, suelo, prácticas culturales), se sintetizan compuestos del metabolismo secundario con capacidad antioxidante que actúan en la prevención de procesos degenerativos como el Mal de Parkinson y Alzheimer, enfermedades cardiovasculares y cáncer. Algunos ejemplos de metabolitos secundarios son el glucosinolato en brócoli, coliflor y otras crucíferas, los carotenoides en espinaca, acelga y brócoli, las antocianinas en lechuga morada y berenjena.

A su vez, y no menos importante, la horticultura tiene una gran importancia económica, no solamente por la producción primaria, sino también por otras actividades relacionadas al sector. Desde el punto de vista de la importancia económica, la producción de hortalizas comprende un total de 600.000 ha distribuidas en diferentes regiones del país. El 90% de los productos provenientes de la producción con manejo convencional tienen como principal destino el mercado interno, mientras que el 10% restante se exporta⁷ (Galmarini, 2018). Lo contrario sucede con la producción orgánica, donde el 99% de la producción se destina a la exportación (99%) y el 1% restante es para el mercado interno (SENASA, 2018). La producción agroecológica, por su parte, tiene como destino el mercado interno en su totalidad, y generalmente la comercialización es directa del productor al consumidor, priorizando la cercanía a la producción.

Como la actividad se desarrolla en todo el país, constituye economías regionales de relevancia geopolítica y social. Estas economías generan puestos de trabajo no sólo vinculados a la producción primaria, sino a otras actividades relacionadas (empaquete, transporte, venta de insumos, etc.). Asimismo, cuentan con organismos del Estado (INTA, universidades, dependencias ministeriales) que acompañan con investigación, desarrollo, y actividades de extensión. Algunos ejemplos de economías regionales son la producción de cebolla en Hilario Ascasubi, Villarino y Pedro Luro, en el sur de Buenos Aires y de tomate en invernadero en Bella Vista y Santa Lucía, en Corrientes.

5. Regiones productoras

En Argentina se producen hortalizas en todo el territorio (*Figura 7.4*). A continuación, se describen las características agroclimáticas y los tipos de suelo de las principales zonas de producción y sus cultivos más representativos⁸.

5.1. Zona de Cuyo o Andina (Mendoza, San Juan, La Rioja, Catamarca)

Esta zona es tradicionalmente productora de hortalizas. Se caracteriza por tener un clima templado frío con inviernos rigurosos. El período libre de heladas es de 180 días. Es una región árida, con precipitaciones entre los 100 y 200 mm y humedad relativa baja. Los suelos son arenosos, con un contenido de materia orgánica generalmente menor al 1%.

7 La exportación se concentra en unos pocos productos: cebolla, ajo, papa, zapallo, poroto, arveja y garbanzo.

8 La información sobre zonas de producción fue tomada de Chiesa y Frezza (2018) y Castagnino *et al.* (2020).

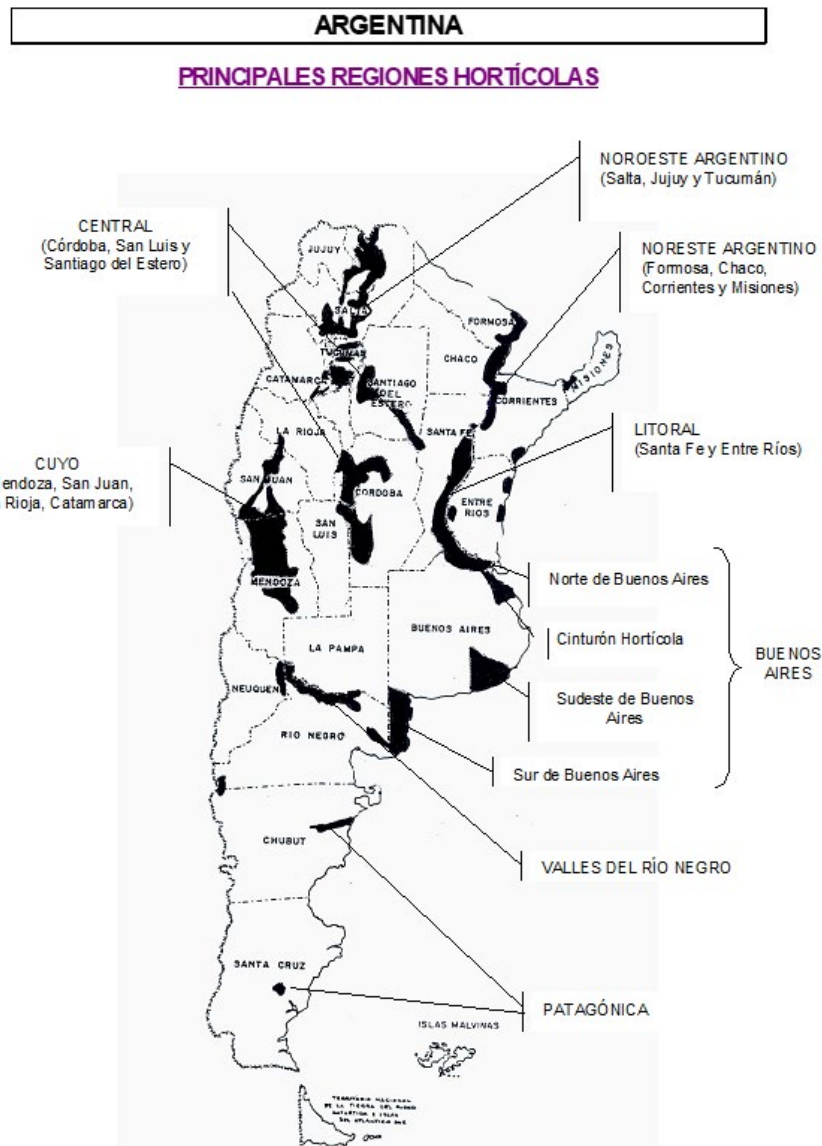


Figura 7.4. Esquema de la República Argentina con las principales regiones hortícolas. Fuente: extraído de Fernández Lozano (2012).

En Mendoza, provincia productora más importante de la región, la horticultura es la tercera actividad de relevancia económica, luego de la producción de vid y frutícola. Se destaca la producción de tomate para industria, ajo, zanahoria, zapallo Butternut, cebolla, melón, pimiento y lechuga. Cuenta con una de las áreas protegidas más importantes del país para la producción de semilla fiscalizada de papa, dado que reúne muy buenas condiciones agroclimáticas para esta actividad. Además, en los alrededores de la capital, se encuentra el cinturón verde con más de 7.000 ha productivas a campo y bajo cubierta.

En San Juan se produce principalmente ajo, cebolla para consumo y para semilla, zanahoria, tomate para industria y espárrago para exportación. Por sus características agroclimáticas, es una zona especializada de producción de melón Rocío de Miel⁹.

⁹ Esto se debe a que la alta intensidad de radiación solar incidente de la zona favorece la síntesis de azúcares, por lo que se logra un producto de muy alta calidad.

Las provincias de La Rioja y Catamarca son de menor importancia en la región. Se produce principalmente en los valles precordilleranos aprovechando el agua de deshielo para riego. Tienen excelentes condiciones para la producción de semillas (cebolla, lechuga, zanahoria, chaucha, tomate, pimienta y papa para semilla). En La Rioja se produce principalmente pimienta, tomate, melón y zapallo y Catamarca se destaca por su producción de pimienta para pimentón¹⁰.

5.2. Región central (Córdoba, San Luis, Santiago del Estero)

La provincia de Córdoba tiene clima templado con característica continental. Las precipitaciones son aproximadamente de 700 mm, concentradas en verano, y los valores medios de temperatura son de 24 °C en el mes más cálido y 10 °C en el mes más frío. Es una provincia de gran importancia hortícola, tanto para abastecimiento local como para otros mercados. Los principales cultivos son papa (segundo productor nacional), ajo, zanahoria y batata. La ciudad de Córdoba tiene un importante cinturón verde de aproximadamente 5.500 ha, en el que se produce a campo y bajo cubierta.

En San Luis se produce papa y otras especies hortícolas en pequeña escala, por lo que el abastecimiento proviene de otras provincias.

En Santiago del Estero, el clima es templado continental, con precipitaciones entre 300 a 700 mm principalmente en primavera-verano. Las temperaturas medias anuales son entre 15 y 22 °C, lo que permite cultivar hortalizas en época invernal, a diferencia de otras zonas. Se cultiva principalmente cebolla, zanahoria, melón, zapallo, sandía, maíz dulce y lechuga de cabeza de hojas crespas (abastece al Mercado Central de Buenos Aires en invierno). Los cultivos son principalmente a campo con un menor nivel tecnológico respecto de otras provincias argentinas.

5.3. Región noroeste (NOA - Salta, Jujuy, Tucumán)

Las provincias de Salta y Jujuy tienen temperaturas medias de 24 °C en verano y 16 °C en invierno. La precipitación media se encuentra entre 600 a 1000 mm año⁻¹, y el 80% se concentran entre octubre y marzo. Existen zonas con microclimas libres de heladas que permiten producir a campo durante el invierno. Por estas características, son provincias primicia¹¹ por excelencia ya que producen hortalizas sensibles al frío durante el invierno para abastecer a todo el país (mercados de Buenos Aires, Córdoba, Rosario, Cuyo y Patagonia). Se producen principalmente solanáceas (tomate, pimienta, berenjena), cucurbitáceas (pepino, melón, sandía, zapallito), poroto chaucha y maíz dulce. En la zona se producen también hortalizas para abastecimiento local durante todo el año. Un cultivo de gran importancia es el de poroto para grano seco, cuyo principal destino es la exportación. Además, se produce pimienta dulce para pimentón, destinado al mercado interno y a exportación.

La provincia de Tucumán se destaca por la producción de frutilla temprana (producida en invierno) y papa temprana que abastece a otros mercados provinciales entre octubre y diciembre. De este

10 En total son 600 ha de producción de pimienta para pimentón, llevadas adelante por más de 1.000 productores con establecimientos de menos de 1 ha cada uno.

11 Son aquellos productos que ingresan a los mercados concentradores previo al ingreso de provincias que producen el mayor volumen de producción.

último cultivo, además de producto para consumo, se destaca la producción de “semilla”. Se produce además poroto para semilla y para consumo de exportación. Bajo cubierta se cultivan solanáceas (tomate, pimiento, berenjena) y hortalizas de hoja. Otros cultivos de importancia son la arveja y batata.

5.4. Región noreste (NEA - Formosa, Chaco, Corrientes, Misiones)

En las provincias de Formosa y Chaco, el clima es cálido subtropical húmedo, con precipitaciones que varían entre 600 y 900 mm año⁻¹. Hacia el oeste las precipitaciones decrecen y hay muy poco desarrollo de la actividad. No son provincias de alta producción, el 70% del consumo de hortalizas proviene de otras provincias. En Chaco se producen cucurbitáceas (melón principalmente), maíz dulce, mandioca y papa. En la última década se incrementó la superficie bajo invernadero para la producción de tomate y pimiento y el uso de mediasombra para producción de lechuga. En Formosa se producen cucurbitáceas y batata.

En Corrientes, la temperatura media anual máxima es de 25 °C y la temperatura media anual mínima es 6 °C. Las precipitaciones son abundantes y oscilan entre los 950 y 1.400 mm año⁻¹. Es la provincia de mayor importancia hortícola de la región. Hay dos sistemas productivos diferenciados: cultivos a campo y en invernadero. A campo se producen cucurbitáceas (sandía, zapallo y zapallito), maíz dulce y batata. En invernáculo, por otro lado, se abastece con productos de primicia a mercados de otras provincias. Se cultivan principalmente solanáceas (tomate y pimiento) y, en menor escala, cucurbitáceas (melón y pepino), chaucha, berenjena y albahaca. En los últimos 50 años, la producción de estos cultivos se incrementó en gran medida. El cultivo de solanáceas compite con ventaja con las producciones de otras provincias del NOA y NEA debido a la mejor calidad del producto y cercanía a los mercados concentradores más importantes (Mercados de Buenos Aires principalmente, pero también de Rosario, Santa Fe y Corrientes).

Misiones es una provincia con poco desarrollo hortícola. El cultivo de mayor relevancia es el de mandioca¹²: representa el 70% de la producción de todo el país y el destino es para consumo fresco (humano y animal) y fécula para la industria alimenticia, textil y de papel.

5.5. Región Litoral (Santa Fe y Entre Ríos)

La provincia de Santa Fe se caracteriza por su temperatura elevada, con promedios de 21 °C y precipitaciones entre 800 y 1.100 mm año⁻¹, que disminuyen hacia el oeste. Estas características climáticas posibilitan la producción de hortalizas sensibles a las bajas temperaturas a campo durante otoño y primavera y en invernadero en invierno. De este modo, es una zona con presencia permanente en los principales mercados del país. Los principales cultivos son tomate, lechuga, zanahoria, poroto para chaucha, arveja y maíz dulce. Un cultivo muy importante de la provincia es la frutilla: en Coronda se produce el 45% del total del país¹³. Las ciudades de Rosario y Santa Fe capital tienen cinturones hortícolas de gran relevancia.

12 Esta producción la realizan 5.000 familias con fines comerciales y 11.000 para autoconsumo.

13 A partir de la década de 1990 se registró un sostenido aumento de la productividad debido a la incorporación de tecnología como cobertura de suelo de polietileno negro, nuevas variedades de plantines, fertirrigación, túneles de polietileno, entre otras técnicas.

Entre Ríos tiene escasa producción hortícola, la cual se comercializa a nivel local. Se produce principalmente hortalizas de fruto, batata, cebolla y zapallo. Algunos productores frutícolas cultivan pequeñas superficies de melón y pimiento bajo invernáculo y las comercializan en forma conjunta con los cítricos en los mercados mayoristas.

5.6. Región de Buenos Aires

La Provincia de Buenos Aires puede ser dividida en subregiones que presentan condiciones agroclimáticas y socioeconómicas diferentes y en consecuencia se producen determinadas hortalizas en cada una de ellas. Se detalla cada una de ellas a continuación:

Norte de Buenos Aires: esta subregión se localiza sobre la costa del Río Paraná, aunque también incluye parte del sudeste de Santa Fe (Villa Constitución y Rosario). La subregión norte comprende las localidades de San Pedro, Baradero, Ramallo y San Nicolás. Es una zona de clima templado con inviernos rigurosos, la precipitación es de 900 a 1.000 mm con régimen isohigro. Se produce lenteja y arveja para enlatado (seca y fresca) y exportación (seca). En San Pedro y alrededores, se cultiva batata para consumo e industria (dulce de batata). Los cultivos de batata, lenteja y arveja son ejemplos en el que la zonificación no está determinada por las condiciones agroclimáticas, sino porque la producción primaria se emplaza en el mismo sitio que la producción industrial (en este caso, enlatados).

Cinturón Hortícola de Buenos Aires: el Cinturón Hortícola (o cinturón verde) de Buenos Aires es la región más extendida del país de la producción de hortalizas. Abastece a los más de 14 millones de habitantes del área metropolitana de Buenos Aires y de otras regiones. Tiene 16.000 ha, de las cuales 3.000 se producen bajo cubierta. Si bien se produce en zonas periurbanas del norte, oeste y sur del área metropolitana, el 70% de la producción se concentra en la zona sur (principalmente en los partidos de La Plata y Florencio Varela). El clima de la zona es templado (temperatura media anual 16 °C), con veranos calurosos e inviernos benignos. Las precipitaciones son de 900 a 1.000 mm distribuidas de manera uniforme en el año.

La zona se caracteriza por tener una forma de producción muy intensiva. Se trata de producciones de superficie de 1 a 40 ha, con una alta entrada de insumos y mano de obra calificada por unidad de superficie. La mayoría de los productores producen tanto a campo como en invernadero. Se producen hortalizas perecedoras (principalmente hortalizas de hoja¹⁴) debido a la cercanía a los mercados concentradores. Bajo cubierta se producen solanáceas (tomate, pimiento y berenjena) en épocas cálidas y, apio, lechuga (excepto de cabeza) y espinaca en épocas frías. A campo se produce el resto de las hortalizas de hoja, zapallito de tronco, hinojo, cebolla de verdeo, entre otros. La mayoría de la producción se comercializa en mercados mayoristas y por venta directa a supermercados.

Sudeste de Buenos Aires: en esta subregión, las producciones de mayor relevancia son la de papa y las hortalizas típicas del Cinturón Hortícola mencionadas anteriormente. La producción de papa se realiza principalmente en los partidos de Balcarce, Tandil, Lobería, General Pueyrredón y General

14 Lechuga de diferentes tipos comerciales (de cabeza de hojas crespas, de cabeza mantecosa, latina, de hojas sueltas), acelga, espinaca, repollo, rúcula, kale, achicoria, etc.

Alvarado, en un total de 35.000 ha. El destino es el consumo en fresco o industria. Los productores se dedican solamente a ese cultivo o lo rotan con cereales, oleaginosas y/o ganadería.

El cinturón hortícola de Mar del Plata ocupa 13.000 ha. Es una zona que por su cercanía al mar los veranos son relativamente frescos y los inviernos no son tan rigurosos. En verano, hay una gran amplitud térmica. Se produce a campo y bajo cubierta y los principales cultivos son de hoja, solanáceas (tomate, pimiento y berenjena), arveja fresca, apio, crucíferas (brócoli, repollito de Bruselas), frutilla y espárrago. En la zona existen además establecimientos que se dedican exclusivamente a la producción de lechuga (principalmente de cabeza de hojas crespas) dado que por las condiciones climáticas se logra una buena calidad de producto. Es importante también la producción de zanahoria. La producción se comercializa en el mercado local y también en la Costa Atlántica, sobre todo en las épocas de gran afluencia turística. Algunos productos, como la lechuga en verano, se comercializa en todo el país.

Centro de Buenos Aires (no indicado en la *Figura 7.4*): esta zona comprende los partidos del centro de la provincia (Ayacucho, Azul, Bolívar, Daireaux, Las Flores, 25 de Mayo, General Belgrano, entre otros). La producción se destina mayoritariamente a la comercialización en la zona, aunque algunos productores hacen venta en supermercados, mercados de Mar del Plata o Buenos Aires. Los establecimientos son de tipo cinturón verde. Se destacan los cultivos de hoja, cucurbitáceas (zapallito, zapallo) y ciertas localidades se especializan en un cultivo, por ejemplo, frutilla en Olavarría, endivia en General Belgrano, batata en Bolívar, maíz dulce y sandía en 25 de Mayo.

Sur de Buenos Aires: la zona sur de Buenos Aires comprende los partidos de Villarino y Patagones, áreas con disponibilidad de riego del valle del Río Colorado. Es la zona de mayor importancia del país de producción de cebolla para consumo fresco para mercado interno y exportación. Se produce además cebolla para semilla y zapallo tipo Butternut. Otros cultivos de menor relevancia son: pimiento tipo morrón, melón, ajo colorado, papa y tomate. En la zona sur de la provincia también se emplaza el cinturón verde de Bahía Blanca, en el que se producen hortalizas para el abastecimiento local.

5.7. Región de Valles del Río Negro y Neuquén

Los establecimientos en esta zona se ubican en las márgenes del Río Negro (principalmente valle interior, medio) y el Río Limay en Neuquén. El clima es templado frío y seco, con precipitaciones de 200 a 400 mm concentradas en otoño y primavera. Se produce principalmente tomate para industria y consumo fresco, y de menor importancia cebolla para exportación y zapallo Butternut. Si bien es una zona que se autoabastece solamente en un 30% y el resto proviene de otras provincias, presenta un crecimiento constante en los últimos años.

5.8. Región Patagónica (Chubut, Santa Cruz y Tierra del Fuego)

Por sus características climáticas, es una región en la que se produce muy poco volumen de hortalizas y el abastecimiento proviene de otras provincias. En el Valle del Río Chubut (Chubut) se produce papa para semilla y pequeños productores de hortalizas principalmente de hoja. En Santa Cruz hay pequeñas superficies con producción de hortalizas de hojas, aprovechando microclimas de los valles

precordilleranos de Los Antiguos, Perito Moreno y Lago Argentino. Se produce además ajo colorado para mercado interno y exportación. Se produce además ajo para semilla. En esta provincia, la ciudad de Río Gallegos tiene su cinturón verde en el que se produce a campo y bajo cubierta para el abastecimiento local. En Tierra del Fuego, por último, se produce hortalizas de hoja (principalmente lechuga) y frutilla principalmente bajo cubierta.

6. Sistemas de producción

Existen distintos sistemas productivos que, si bien a todos se los considera “hortícolas” y consecuentemente “intensivos”, el grado de intensificación y las características particulares de cada uno son muy disímiles. Se mencionan sólo algunos a modo de caracterización, porque la realidad tiene una mayor complejidad y existen sistemas “híbridos” con características de uno y otro sistema.

6.1. Cinturones hortícolas

Una de las características más importantes de estos agroecosistemas es que se ubican rodeando a las grandes ciudades (*Figura 7.5*). Esta cercanía a los centros de comercialización/consumo le genera a estos sistemas ventajas competitivas. Se caracterizan por producir una gran variedad de especies como: (i) hortalizas de hoja (lechuga, acelga, rúcula, espinaca, kale, repollo, entre otras) y (ii) otras de un gran valor comercial (tomate, pimiento, pepino, zapallito de tronco, remolacha, brócoli, coliflor). Muchas de estas especies presentan una alta perecebilidad por lo que requieren un fluido canal de comercialización. La superficie de las explotaciones puede ser de 1 a 40 ha en las que se pueden encontrar cultivos al aire libre y cultivos producidos bajo cubierta (invernáculos, túneles, sombráculos, barandillas, entre otros). El abastecimiento al mercado es continuo, lo que obliga a estos sistemas tener siembras y cosechas escalonadas. Como ejemplo se puede mencionar los cinturones hortícolas de Buenos Aires, La Plata, Rosario, Córdoba, Mar del Plata, Mendoza y Tucumán.



Figura 7.5. Imágenes de establecimientos del cinturón verde de Buenos Aires (partido de Florencio Varela).
Fotografías: Marcela Harris

6.2. Producción especializada

Los agroecosistemas hortícolas de producción especializada se caracterizan por estar ubicados en zonas que presentan condiciones agroclimáticas y edáficas específicas para cada cultivo (*Figura 7.6*). Es así como, por ejemplo, la duración del largo del día en el sur de Buenos Aires permite satisfacer los requerimientos cualitativos de fotoperíodo para que ocurra el proceso de bulbificación en cebolla. Otros ejemplos son ajo en Mendoza, zanahoria en Mendoza, Santa Fe y Santiago del Estero, melón en San Juan o batata en Córdoba y Formosa. Los establecimientos presentan dimensiones variables.



Figura 7.6. Producción de cebolla en Hilario Ascasubi, provincia de Buenos Aires. Fotografía: Christian Krizaj.

6.3. Cultivos mecanizados o semi-mecanizados

Son sistemas que se llevan a cabo en todo el territorio nacional y compiten en diferentes zonas de producción con cultivos de granos (soja, trigo, maíz, girasol). En estos sistemas hortícolas, hay grandes superficies con una misma especie (papa, batata, zanahoria, poroto, arveja, lenteja, garbanzo y mandioca) (*Figura 7.7*). Puede mecanizarse todo el ciclo del cultivo o sólo alguna parte de este. Esta



Figura 7.7. Cosecha de papa en el sur de Buenos Aires. Fotografías: Christian Krizaj

mecanización permite, como ventaja del sistema, manejar superficies de 20 a 300 ha. Como ejemplo, se pueden mencionar la producción de papa en el sudeste de Buenos Aires, batata en San Pedro, Córdoba y Formosa, poroto en Salta y Córdoba, mandioca en Misiones y Formosa, arveja y lenteja en el sur de Santa Fe y Norte de Buenos Aires.

6.4. Producción de semillas

Los sistemas de producción de semillas son altamente específicos (*Figura 7.8*). Se ubican en zonas con una alta luminosidad, baja humedad relativa y con precipitaciones menores a 300 mm año⁻¹. Los establecimientos son de superficie variable, con productores de poco a altamente tecnificados. Estos últimos adoptan tecnologías para el acondicionamiento de las semillas. Las principales provincias productoras de semillas son: Mendoza, San Juan, Tucumán, Buenos Aires, Córdoba y Río Negro. Las principales semillas que se producen son: cebolla, lechuga, radicheta, arveja, escarola, apio, acelga, poroto, zanahoria, zapallo, zapallito, “papa” y “frutilla” (estas dos últimas, de forma agámica). En nuestro país se producen semillas híbridas de zapallitos, todos los demás híbridos se importan de países como: Italia, España, Holanda Israel, Japón y Estados Unidos.



Figura 7.8. Cultivo de cebolla para semilla. Fotografía: Julio Gaviola, INTA La Consulta.

6.5. Producción para industria

Los sistemas hortícolas que producen para las industrias tienen como principal objetivo abastecer con un gran volumen, en el tiempo acordado con características del producto de calidad dependiendo de cada industria (*Figura 7.9*). Se producen en grandes superficies con manejo del cultivo altamente mecanizado. El productor y la industria generan un contrato de compromiso en relación con paráme-

tros como rendimiento en peso fresco o en porcentaje de materia seca, comprometiéndose a pagar un precio determinado. En general el precio fijado es bajo, pero el productor asegura la venta. Como ejemplo se puede mencionar, arveja y maíz dulce en Buenos Aires y Santa Fe, frutilla en Tucumán, batata en Córdoba y Buenos Aires y tomate en Mendoza, San Juan y Río Negro.

Figura 7.9. Producción de tomate para industria. Fotografía: extraída de Empresa Servimark.



6.6. Producción para autoconsumo

En Argentina existe un programa Nacional de producción para autoconsumo desarrollado por el Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA) a través de su programa de Pro-Huerta (*Figura 7.10*). Este programa se desarrolla en todo el país llegando a 3,4 M de personas y brinda asesoramiento técnico e insumos como semillas hortícolas a sistemas familiares e instituciones de pequeña escala. Fue creado e impulsado para fomentar la producción de alimentos ricos en vitaminas y minerales para una gran parte de la población, mal nutrida y sobre todo en sectores sociales de bajos recursos (Fernández Lozano *et al.*, 2012). Actualmente este programa se lleva adelante entre el INTA y el Ministerio de Desarrollo Social de La Nación, alentando a la producción en huertas urbanas bajo sistema de producción agroecológico (Pescio, 2020). Asimismo, en la Facultad de Agronomía de la



Figura 7.10. Producción para autoconsumo en la Comunidad Qom Potae Napocna Navogoh en la provincia de Formosa. Fotografías: Grupo de Estudio y Trabajo junto a comunidades qom de la región del Chaco, Facultad de Agronomía. Universidad de Buenos Aires.

Universidad de Buenos Aires (FAUBA) existe el Programa de Extensión Universitaria en Huertas Escolares y Comunitarias (PEUHEC)¹⁵, cuyo objetivo es formar referentes locales en huerta urbana agroecológica y al mismo tiempo formar estudiantes en la temática.

7. Producción convencional, orgánica y agroecológica

Para el análisis de los sistemas de producción, el enfoque socio-tecnológico es el que permite, de mejor manera, analizar sistemas de producción en lo ambiental, tecnológico, político y social (Chiesa y Frezza, 2018). Este enfoque incluye, por ejemplo, tipos de organizaciones desde sistemas de auto-abastecimiento hasta sistemas comerciales. Desde el punto de vista productivo, y simplificando una realidad mucho más compleja, se encuentran los sistemas convencionales, orgánicos y agroecológicos.

En los sistemas de producción convencional existe un alto consumo de insumos externos, como energía fósil, fertilizantes sintéticos y agroquímicos. El objetivo principal es el de obtener una alta productividad. La agricultura convencional, en un alto porcentaje, no toma en cuenta el uso racional y sostenible de los recursos naturales. El productor/productora se “sirve” de la naturaleza. Por otra parte, muchas veces el asesoramiento agronómico queda supeditado a las semilleras y agroquímicas que comercializan agroinsumos, promoviendo la aplicación de los mismos muchas veces de forma ineficiente o en el peor de los casos, de forma innecesaria. Esto, sumado exclusivamente a un modelo productivista, basado en la erosión del paisaje y a un uso más que elevado de Insumos de síntesis química (herbicidas, fertilizantes, insecticidas, entre otros).

Para definir a los sistemas de producción orgánica¹⁶, tomaremos de base la Ley 25.127:

son “sistemas de producción agropecuario [...] sustentables en el tiempo que mediante el manejo racional de los recursos naturales y evitando el uso de los productos de síntesis química y otros de efecto tóxico real o potencial para la salud humana, brinda productos sanos, mantiene o incrementa la fertilidad de los suelos y la diversidad biológica, conserva los recursos hídricos y presenta o intensifica los ciclos biológicos del suelo para suministrar los nutrientes destinados a la vida vegetal y animal, proporcionando a los sistemas naturales, cultivos vegetales y al ganado condiciones tales que les permitan expresar las características básicas de su comportamiento innato, cubriendo las necesidades fisiológicas y ecológicas”.

Para considerar que un producto es orgánico, se debe contar con una certificación por parte de Empresas Certificadoras Privadas, que son reguladas por el SENASA. En Argentina, los productos orgánicos hortícolas representan solamente el 5% del total de productos vegetales, esto incluye a las hortalizas frescas y las legumbres secas (SENASA, 2018)¹⁷. Las principales provincias productoras de hortalizas frescas son Mendoza (80%), San Juan (12%) y Buenos Aires (3%). Se produce principalmente ajo, zapallo y cebolla. Respecto a las legumbres secas, las principales provincias son Tucumán, Salta, Córdoba y Buenos Aires en las que se produce poroto y garbanzo. El 99% de los productos orgá-

15 Recuperado de: www.agro.uba.ar/extension/peuhec y www.huertaspeuhec.blogspot.com

16 Este tema se trata en profundidad en el Capítulo 9 “Producción Orgánica”

17 “Situación de la Producción Orgánica en la Argentina durante el año 2018”. Disponible en: http://www.alimentosargentinos.gov.ar/HomeAlimentos/Organicos/documentos/Estadistica_SENASA_organicos_2018.pdf

nicos se exportan, por lo que el mercado interno es muy pequeño y se realiza a través de ferias locales y distribución directa a consumidores.

Volviendo al análisis del agroecosistema, si bien el *Codex Alimentarius* (2001) indica que un sistema orgánico debería estar diseñado de modo que las fuentes de energía sean principalmente renovables (del propio establecimiento o de sistemas locales naturales), en la mayoría de los casos se observa que se prioriza la maximización de la productividad sin el uso de insumos de síntesis química. Es decir que la certificación de la producción orgánica solamente verifica el empleo de productos permitidos y no evalúa el proceso productivo en su totalidad (Dellepiane y Sarandón, 2008). Se suele diferenciar a este tipo de producciones con respecto a las convencionales solamente por la sustitución de los insumos que se utilizan, y no por un planteo productivo más sustentable. De todas formas, algunos sistemas tienen en cuenta el uso racional de los recursos naturales y, en este caso, el productor/a se ubica en una relación más estrecha con el agroecosistema.

El enfoque agroecológico se centra en evaluar el agroecosistema en su totalidad, y no se focaliza solamente en la productividad. Para ello, se estudia de manera interdisciplinaria, dado que se tienen en cuenta aspectos no solamente ecológicos, sino que se incorpora el plano económico y sociocultural, incluyendo a la persona como parte del sistema (Altieri y Nicholls, 2000). La agroecología desde una perspectiva transdisciplinaria o integral amplía la visión del ambiente con la incorporación de las personas y sus culturas.

Las hortalizas, por su origen, tienen requerimientos ambientales determinados para su crecimiento y desarrollo. Por ejemplo, el tomate es un cultivo originario del Altiplano peruano boliviano ecuatoriano, zona en donde habitan especies con un alto requerimiento térmico. Por ello, para la producción de tomate en zonas y épocas de temperaturas frescas (por ejemplo, temperaturas nocturnas menores a 14 °C), se deben utilizar sistemas de protección como invernáculos, túneles o barandillas. En consecuencia, cuando las especies se encuentran fuera de su ambiente óptimo de crecimiento, el aporte energético para su producción suele ser más alto y generar mayores externalidades.

Como se vio en “Regiones productoras”, en Argentina existe una gran variedad de ambientes. De norte a sur y de este a oeste, cambian los paisajes, precipitaciones, temperaturas, texturas de suelos y fotoperíodos. Esta riqueza ambiental permite zonificar a los cultivos en función de su zona de origen y de sus requerimientos agroecológicos. Esta forma de distribución de la producción, si bien a veces es traccionada solamente desde lo económico, contribuye con un menor impacto ambiental ya que el aporte energético está dado por el ambiente natural y no por la aplicación externa energética. Producir en momentos y ambientes no adecuados tienen como consecuencia un mayor costo energético con mayores externalidades.

Por otro lado, en la Argentina convive una gran variabilidad de culturas con distintas tecnologías de producción y canales de comercialización, formas de concebir los recursos naturales, ideas de sustentabilidad, de resiliencia. Además, hay diversas percepciones de la naturaleza, entendiendo a la persona como parte de la misma o solamente sirviéndose de ella. Entonces, de la misma manera que la genética se adapta a factores como temperatura, radiación solar, también tiene una fuerte interacción con lo social, cultural, político y económico. Como ejemplo de producción agroecológica, en la FAUBA existe un Grupo de Estudio y Trabajo que desarrolla prácticas de extensión junto a la

comunidad QOM Potae Napocna Navogoh “La Primavera” en Formosa¹⁸. Hace unos años atrás, entre otros intercambios, se comenzó a trabajar en la incorporación del cultivo agroecológico de papa, producto que se adapta a las condiciones ambientales de la zona y que, sin embargo, las personas de la comunidad compraban en el mercado convencional. El trabajo conjunto de la FAUBA y la comunidad se enriquece con el intercambio de los saberes culturales y su objetivo es aportar a la soberanía y seguridad alimentaria.

8. Externalidades de los agroecosistemas hortícolas

Establecer los límites externos del sistema permite evaluar y cuantificar las externalidades de los sistemas productivos. La producción de hortalizas produce externalidades en mayor o menor medida que pueden ser evaluadas de forma espacial o temporal. Cuando se habla de externalidades, no solamente se hace foco en el problema de pérdida ambiental de los recursos naturales o materia orgánica en el suelo. Entendemos también que estas problemáticas están íntimamente relacionadas con la elección de un determinado modelo productivo, que puede generar una mayor o menor dependencia del aporte de energía externa.

La mayoría de los alimentos que se consumen actualmente en Argentina provienen de producciones convencionales: estos son ecosistemas extremadamente modificados y simplificados en todo sentido. Hay una baja eficiencia en la captación y almacenamiento del recurso radiación y un mayor uso de energía proveniente de insumos externos. Se trata de sistemas frágiles, que dependen cada vez más de esos insumos para su funcionamiento (Oesterheld, 2008). Por citar algunas externalidades, se describirán dos ejemplos: (i) el impacto del uso de fitosanitarios de síntesis química en la salud de las personas y (ii) la degradación de suelos.

8.1. Impacto del uso de fitosanitarios de síntesis química en la salud de las personas

El consumidor busca un producto sano, libre de pesticidas, que se haya sido producido de manera amigable con el ambiente. Durante mucho tiempo, se atribuyó estas características a las hortalizas en general, sin discriminar su procedencia (sistema convencional, orgánico o agroecológico). En la actualidad, a base de información, algunos consumidores comienzan a considerar que el consumo de hortalizas provenientes de producciones orgánicas o agroecológicas es más saludable que el de aquellas producidas en planteos convencionales. A las orgánicas, se las reconoce libres de pesticidas y como productos elaborados de manera amigable con el ambiente (Lacaze, 2009) incorporándole el concepto de socialmente justas para el consumidor y trabajo digno para el productor.

Los sistemas convencionales hacen uso de fitosanitarios, volviéndolos sistemas frágiles por lo que los productores dependen del uso de insumos, principalmente fertilizantes y fitosanitarios, para lograr una productividad que sea económicamente viable (Polack, 2013). Esto conlleva muchas veces a no

¹⁸ Res. CD 3654/12 – FAUBA.

respetar las dosis de aplicación ni los tiempos de carencia y, en consecuencia, las hortalizas presentan residuos de fitosanitarios¹⁹. A modo de ejemplo, el SENASA (2016)²⁰ informó que se hallaron valores en exceso de clorpirifosetil/metil, cipermetrina, DDT y dimetoato, entre otros, en hortalizas de hoja e imidacloprid en tomate.

8.2. Degradación de suelos

Una cuestión fundamental para la producción en estos sistemas es la calidad de suelo. Una buena calidad de suelo conduce al incremento de rendimiento y calidad de un producto. Los seguimientos de calidad de suelo en el tiempo hacen posible evaluar la evolución de la fertilidad y tomar las medidas correctivas correspondientes. En cultivos hortícolas, los análisis de suelo y agua deben ser más frecuentes y detallados que en los cultivos extensivos debido a la intensificación de la producción (Álvarez *et al.*, 2015). Sin embargo, la mayoría de los productores no realiza un diagnóstico para elaborar planes para la nutrición de los cultivos. El criterio de fertilización es de requerimiento total y –con el fin de mejorar la calidad física del suelo– se incorporan enmiendas orgánicas en el orden de las toneladas. Esto genera contaminación en el medio y limitantes físico-químicas de los suelos (Alconada *et al.*, 2000)

Por ejemplo, los suelos de la zona de cinturón verde suelen estar muy modificados respecto a sus características originales. La principal modificación es en la calidad física, sobre todo debido al laboreo intensivo del suelo, el agregado de fertilizantes y la calidad de agua de riego (Balcaza, 2003). Se observa degradación por sodificación, salinización y pérdida de materia orgánica respecto a los valores promedio de la zona (Andreau *et al.*, 2012). Estas limitantes se acentúan en producción en invernadero dado que el aporte de agua es solamente por riego y no hay lavado de sales por precipitaciones. Los cultivos se fertilizan e irrigan y, en general, se aplica una “receta de fertilización” sin considerar las características físico-químicas del suelo, ni adecuarla a la demanda del cultivo. Además, los productores, por la necesidad de amortizar la inversión de la construcción del invernadero, realizan cultivos continuados, sin descanso de suelo (Cuellas, 2017).

9. Consideraciones finales

En este capítulo se presentó al sector, se describieron los objetivos de producción de los sistemas hortícolas y las regiones con sus tecnologías. Si bien las producciones orgánica, convencional y agroecológica persiguen la productividad, la agroecología permite un abordaje de los agroecosistemas hortícolas de una manera más amplia. La dirección de la ciencia y la tecnología debería ser hacia un

19 Según el *Codex Alimentarius* indica que “residuo de plaguicida o fitosanitario” se entiende a cualquier sustancia especificada presente en alimentos, productos agrícolas o alimentos para animales como consecuencia del uso de un fitosanitario. El término incluye cualquier derivado de un fitosanitario, como productos de conversión, metabolitos y productos de reacción, y las impurezas consideradas de importancia toxicológica.

20 El Plan Nacional de Control de Residuos e Higiene de Alimentos de Origen Vegetal del SENASA busca afianzar la sanidad y la inocuidad de los alimentos para minimizar los riesgos de contaminación tendiente a lograr un nivel adecuado de protección de la salud de los consumidores.

apoyo y acompañamiento a la producción de alimentos sanos, con un cuidado del ambiente y en un modelo social más justo.

Bibliografía

- Alconada, M. M., Zembo, J. C. y Mortola, N. (2000). Influencia cualitativa del riego con aguas subterráneas en suelos con producciones intensivas a campo y en invernáculo. 1st Joint World Congress on Groundwater. Brasil, 1-17 pp.
- Altieri, M. y Nicholls, C. I. (2000). *Agroecología. Teoría y práctica para una agricultura sustentable*. México, México: PNUMA.
- Álvarez, R. (Ed.). (2015). *Fertilidad de Suelos y Fertilización en la Región Pampeana*. Buenos Aires, Argentina: Editorial Facultad de Agronomía.
- Andreau, R., Gelati, P., Provaza, M. A., Bennando, D. y Fernández, D. (2012). Degradación física y química de dos suelos del Cordón Hortícola Platense. *Ciencia de Suelo*, 30(2): 107-117.
- Balcaza, L. F. (2003). Deterioro de los suelos cultivados bajo invernáculo en el Cinturón Verde del Gran Buenos Aires. *Idia XXI*, 3(4).
- Cuellas, M. V. (2017). Horticultura periurbana, análisis de la fertilidad de los suelos en invernaderos. *Chil. j. agric. anim. Sci.*, 33(2): 163-173.
- Castagnino, A., Díaz, K., Fernández Lozano, J., Guisolis, A., Liverotti, O., Rosini, M. y Sasale, S. (ex aequo). (2020). Panorama del sector hortícola argentino: 1. Caracterización y prioridades de la horticultura nacional. *Horticultura Argentina*, 39(99): 76-102.
- Chiesa, A. y Frezza, D. (2018). *Hortalizas. Ecofisiología, tecnología de producción y poscosecha. Parte I*. Buenos Aires, Argentina: Hemisferio Sur.
- Codex Alimentarius Commission. (2001). Vigésimo cuarta Sesión. Ginebra, Suiza.
- Dellepiane, A. y Sarandón, S. (2008). Evaluación de la sustentabilidad en fincas orgánicas, en la zona hortícola de La Plata, Argentina. *Rev. Bras. de Agroecología*, 3(3): 67-78.
- Elliot, E. y Cole, C. (1989). A perspective on agroecosystem science. *Ecology*, 70 (6): 1597-1602.
- FAO (2004). Solarización de suelo. Recuperado de: <http://www.fao.org/3/y5031s/y5031s0g.htm>
- Fernández Lozano, J. (2012). *La producción de hortalizas en Argentina*. Recuperado de: https://www.academia.edu/23974120/La_produccion_de_hortalizas_en_argentina (Accedido en enero de 2021).
- Galmarini, C. (2018). Desafíos y oportunidades de la Horticultura. *Horticultura Argentina*, 37(94): 285-286.
- Greco, S. y Tonolli, A. (2015). Agroecosistemas. Apuntes de curso "Agroecología" de la Maestría en Horticultura. Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad de Cuyo.
- Lacaze, G. (2009). La producción orgánica en la Argentina: compilación de experiencias institucionales y productivas. Argentina: IICA, SENASA.
- Odum, E. (1983). *Basic Ecology: Fundamentals of Ecology*. Filadelfia, USA: **Holt-Saunders (Japan)**.
- Oerterheld, M. (2008). Impacto de la agricultura sobre los ecosistemas. *Ecología Austral*, 18:337- 346.
- Paruelo, J. M. y Batista, W. (2003). El flujo de energía en los ecosistemas. En: van Esso, M. *Fundamentos de Ecología*. Buenos Aires, Argentina: Editorial Facultad de Agronomía.
- Pescio, F. J. (2020). Balance entre la producción de una huerta agroecológica y la demanda nutricional de una familia tipo en el Área Metropolitana de Buenos Aires. Recuperado de: https://repositoriosdigitales.mincyt.gov.ar/vufind/Record/INTADig_b0edda03c60fcce77fded128d3e2f2d5
- Polack, L. A. (2013). Tecnología apropiada para la sustentabilidad de sistemas hortícolas con énfasis en cultivos protegidos. Programa Nacional Hortalizas Flores y Aromáticas. Argentina: INTA.
- Sarandón, S. J. (2002). *Agroecología*. La Plata, Argentina: Ediciones Científicas Americanas.
- SENASA. (2016). Resumen de Resultados Plan CREHA VEGETAL. Recuperado de: <https://www.argentina.gob.ar/senasa/programas-sanitarios/covarc/plan-creha/plancreha-vegetal>

- SENASA. (2018). Situación de la Producción Orgánica en la Argentina durante el año 2018. Recuperado de: <https://www.argentina.gob.ar/senasa/programas-sanitarios/covarc/plan-creha/plancreha-vegetal>
- Wills, R., Graham, D., Mc Glasson, D. y Joyce, D. (1998). *Postharvest: An Introduction to the Physiology & Handling of Fruit, Vegetables & Ornamentals*. Australia: UNSW Press.

Georgina Paula García Inza

1. Caracterización de la fruticultura argentina

La fruticultura argentina ocupa 514.701 ha, lo que representa el 1,4% de la superficie destinada a la actividad agrícola (CNA, 2021). Las provincias frutícolas más relevantes son Mendoza, San Juan, Tucumán, Entre Ríos y Río Negro con el 76,6% de la superficie (*Figura 8.1*), aunque existe producción en 22 provincias argentinas.

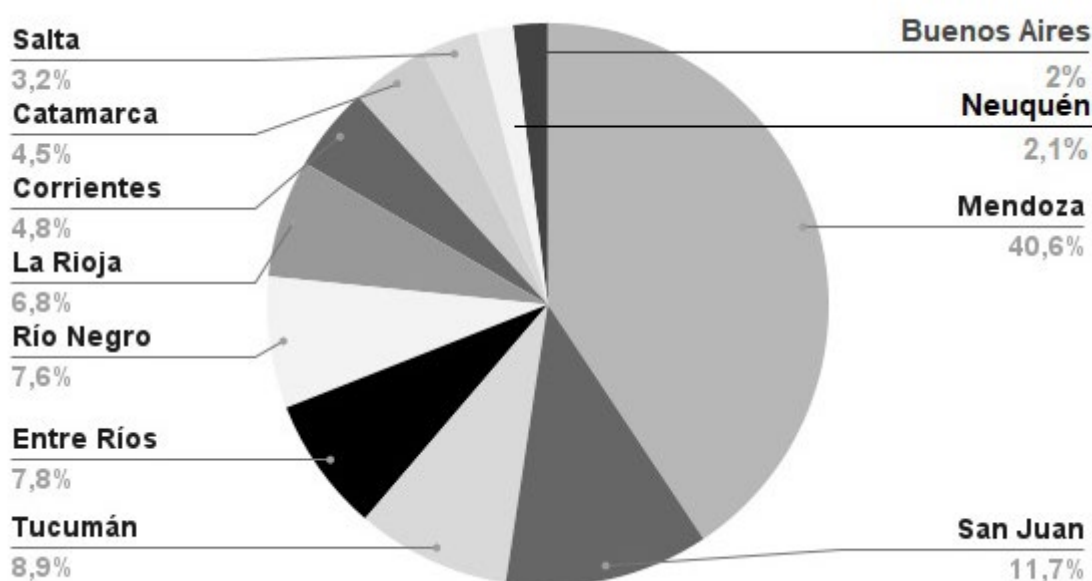


Figura 8.1. Distribución de la superficie destinada a la producción frutícola de Argentina. Fuente: elaboración propia a partir de INTA (2020).

Por la extensión y diversidad climática del país, es posible desarrollar la actividad frutícola en todo el territorio, aunque con distintos grados de tecnificación y objetivos productivos. Más allá del volumen y diversidad de frutas producidas, la accesibilidad de la población al consumo de frutas es limitada, en la actualidad se cubren solamente dos de las cinco porciones diarias recomendadas (ex Secretaría de Salud Argentina, 2019).

2. Principales cultivos frutales

Las especies frutales cultivadas en el país son variadas y dependen de las condiciones agroclimáticas de cada región, aspectos culturales, acceso a la tecnología, capacidad logística y del mercado, entre otros. La superficie destinada a la producción frutícola es dinámica debido a la incorporación de nuevos cultivos, en otros casos se reemplazan variedades en producciones existentes, a veces se

abandona o reemplaza la actividad por otra producción. Entre los principales cambios en el uso de la tierra se evidencia el avance de la urbanización y conversión a cultivos anuales (Pengue *et al.*, 2018). Algunas de las cadenas frutícolas que han retrocedido en los últimos 30 años son los frutales de pepita (manzana y pera), carozo (durazno, ciruela, damasco), arándano, banano, pomelo, uva de mesa. Otros cultivos están en expansión, como los frutos secos, kiwi, limón y cerezo. El patrón común es la concentración de la producción en menor número de productores con mayor superficie. Por ejemplo, en Río Negro y Neuquén, zona emblemática en la producción de manzanas y peras, descendió de 3.655 productores en 2005 a 1.897 en 2018, en la actualidad el 50% de la superficie está en manos del 4% de los productores (INTA, 2020).

El 77% de la superficie destinada a frutales está representada por tres grupos de especies: vid, cítricos y olivo (*Figura 8.2*). El principal cultivo frutícola es la vid, ocupando el 38.7% de la superficie destinada a la fruticultura. Además de la relevancia dada por la superficie que involucra, el fruto es la materia prima de una importante cadena de industrialización para la elaboración de vino y pasas de uva. El segundo grupo en relevancia son los cítricos (23.8%), representado por limón, naranja, mandarina y pomelo con destino al consumo en fresco y a la industria del jugo, principalmente (*Figura 8.2*). Luego, el olivo (14.6%), los frutales de pepita (manzanas y peras) (8.4%) y los de carozo (durazno, ciruela, damasco y cereza) (6.3%) (*Figura 8.2*).

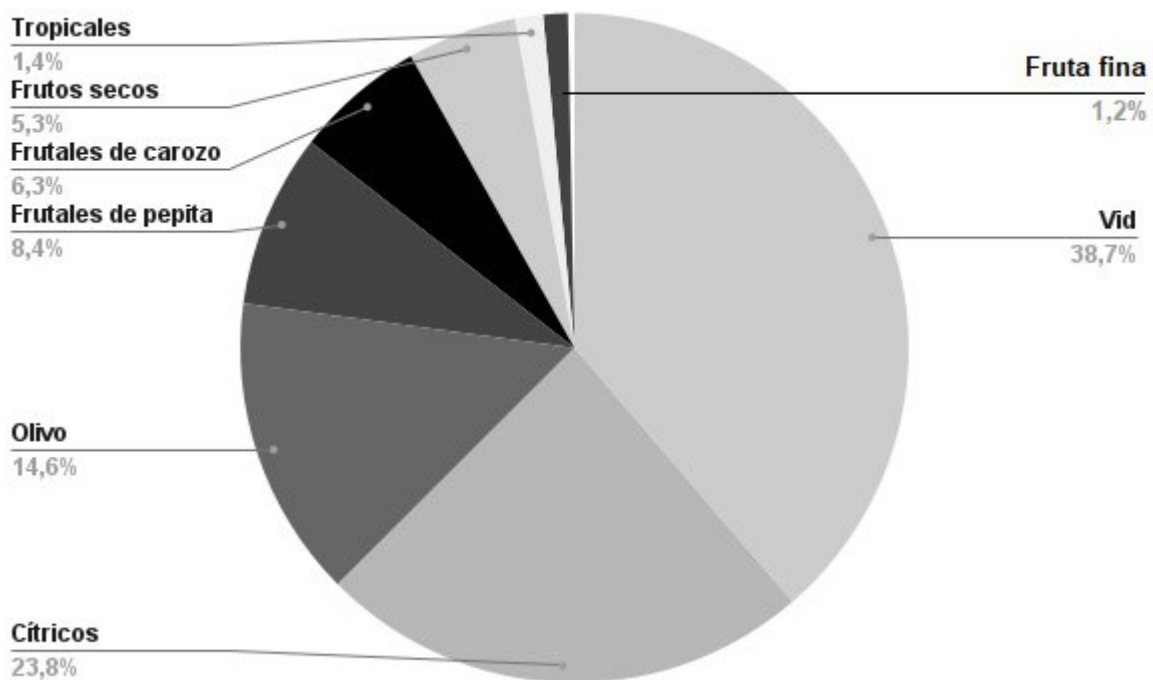


Figura 8.2. Proporción de la superficie frutícola por grupos de especies. Fuente: elaboración propia a partir de INTA (2020).

Otros cultivos contribuyen en menor proporción (*Figura 8.2*). Sin embargo, muchos de estos cultivos presentan un rol importante en las economías regionales, tal como los frutos secos (pecán, nogal criollo, almendro, pistacho, avellano), los frutos tropicales (banano, palta, mango, papaya, ananá, maracuyá), las frutas finas (arándano, frambuesa y otras bayas o “berries”) y el kiwi.

3. Cadenas de producción y mercados

La fruticultura tiene un rol importante en las economías regionales como generadora de empleo. La actividad frutícola integra una larga cadena: producción de plantas en vivero, el cultivo (involucra trabajo de operarios capacitados en poda, riego, labores de cosecha, etc.), plantas emparadoras, distribución de las frutas a los mercados concentradores o procesos de industrialización secundaria (elaboración de vino, jugos, dulces, aceites, etc.). Estos eslabones hacen de la actividad frutícola una cadena compleja. Por ello, la reducción de la superficie implantada genera pérdida de puestos laborales directos e indirectos. Algunas cámaras de productores manifiestan la falta de políticas públicas adecuadas que alienten la producción, lo cual, junto con el costo de oportunidad del uso de la tierra, el avance de los cultivos anuales y el desplazamiento por el avance de las urbanizaciones, pone en riesgo la producción frutícola.

El país produce anualmente 7 M t de fruta. La comercialización interna de estos productos tiene como principal referente al Mercado Central de Buenos Aires (MCBA), donde confluye la oferta y demanda proveniente de todas las regiones. Como referencia en el 2015, el 64% del volumen de frutas comercializadas en el MCBA correspondieron a naranjas, mandarinas, manzanas y bananas (INTA, 2016). Existen otros canales de comercialización minorista donde el productor y consumidor están en contacto e interactúan. Algunos establecimientos productivos realizan venta directa desde el predio y, en ocasiones, el consumidor cosecha su compra. En otros modelos, como la agricultura sostenida por la comunidad, la relación se da entre familias agricultoras y otro grupo de familias asociadas (familias sostén) que aportan una cuota mensual para recibir en sus domicilios una entrega semanal de frutas y verduras (Dussi *et al.*, 2020).

El mercado de exportación de fruta fresca es importante para Argentina dada la oportunidad de ubicar la producción en el hemisferio norte a contra estación o en países donde la producción frutícola no es posible por las condiciones climáticas. Sin embargo, la exportación nacional de frutas frescas está en retroceso desde el 2007. Esto se debe a distintos factores, como acuerdos comerciales entre los países o la producción frutal de países competidores. En relación con esto último, por ejemplo, en los últimos años ingresaron al mercado Chile, Perú, Sudáfrica y Australia, aumentando la competencia. Otra limitante para la comercialización son las exigencias en prácticas productivas, manipulación y empaque de la fruta que pueden imposibilitar la adecuación de productores. Ejemplo de esa exigencia son, las certificaciones, la restricción en la utilización de químicos durante el cultivo o poscosecha de la fruta, etc.

La Argentina se posiciona en el mundo dentro los principales productores y exportadores de limones, ciruelas desecadas y peras Williams. Entre los principales destinos de exportación se destacan Rusia, Brasil, Estados Unidos, la Unión Europea, representando un importante ingreso de divisas al país.

4. Ciclo productivo de los frutales perennes

Las especies frutales perennes atraviesan dos fases bien diferenciadas durante su ciclo de vida, una juvenil que puede superar los 10 años, durante la cual no tienen capacidad de producir flores, y otra productiva. Superada la fase juvenil, las plantas frutales adquieren la capacidad de florecer. Cada

año, ocurre una serie de eventos de crecimiento y desarrollo sincronizados con las estaciones del año, denominado ciclo anual de los frutales (*Figura 8.3*). Las plantas responden a factores ambientales (fotoperíodo, temperatura, etc.) ubicando el período de activo crecimiento durante las estaciones del año más adecuadas y disminuyendo la actividad metabólica durante los meses más fríos. Conocer este ciclo permite ajustar las prácticas de manejo (poda, cosecha, fertilización, riego) a criterios fisiológicos del cultivo.

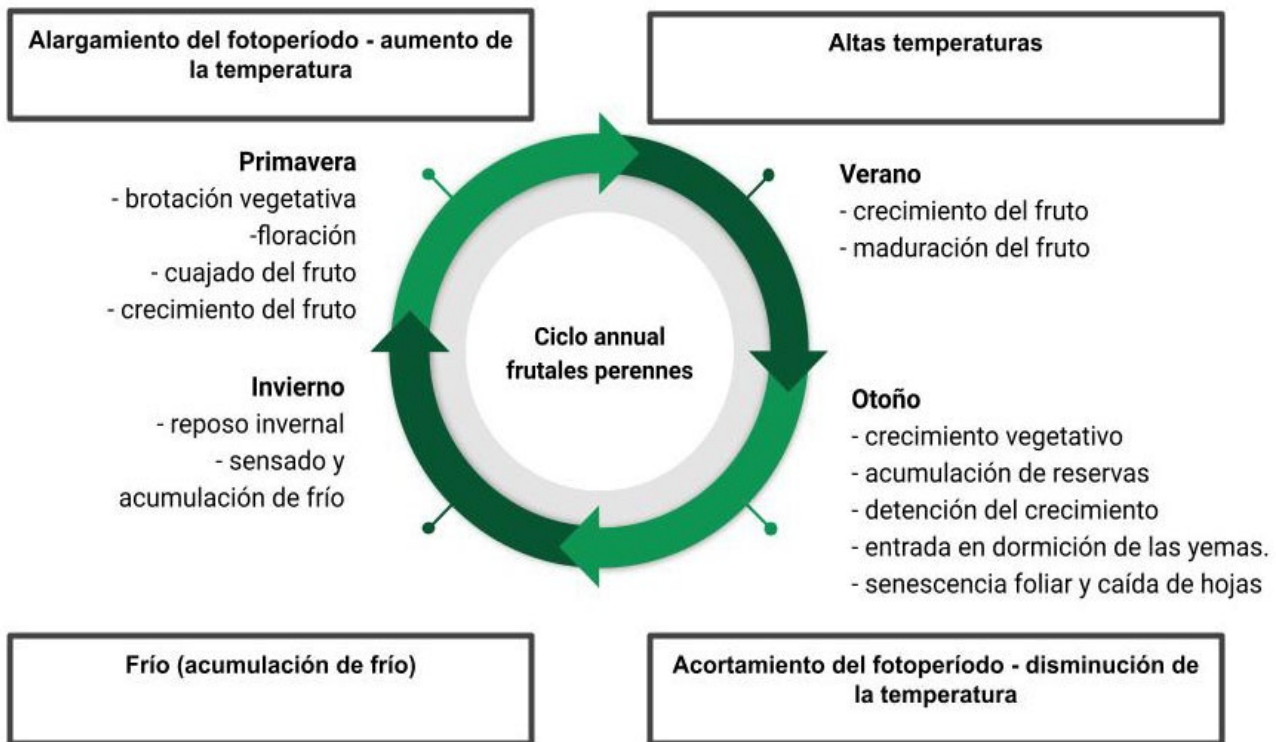


Figura 8.3. Ciclo anual de los frutales perennes de hoja caduca. El texto indicado en las flechas muestra en orden cronológico los eventos de crecimiento y desarrollo que ocurren a lo largo de las estaciones del año. Los recuadros, contienen las señales ambientales percibidas por las plantas.

Algunas técnicas de propagación asexual (estacas, acodos e injertos) permiten saltar la fase juvenil, siendo frecuentemente utilizadas para la obtención de frutales. Además, la propagación asexual permite mantener la homogeneidad varietal (deseada por productores y consumidores) y acotar la diversidad genética

5. Etapas del cultivo y prácticas de manejo de los frutales perennes

5.1. Inicio del ciclo frutícola: implantación de la cortina forestal

Previo a la plantación de los árboles frutales, se implanta la cortina forestal. Se trata de árboles y arbustos en líneas simples o múltiples alrededor de los cultivos frutales. Esto tiene el objetivo de alterar el flujo de viento y el microclima, generando condiciones adecuadas para el buen crecimiento y desarrollo de los árboles frutales (Teuber *et al.*, 2016). A su vez, la disminución de la velocidad del viento en los frutales evita los daños por “rameados” (heridas por el rozamiento con hojas y ramas),

y la propagación de ciertas enfermedades, como la canchrosis de los cítricos (*Xanthomonas citri*). Las cortinas se pueden diseñar y gestionar como fuente de alimentos, productos madereros y no madereros. Además, contribuyen a disminuir la deriva generada por la aplicación de pesticidas durante las aplicaciones en el cultivo (Oberschelp *et al.*, 2020).

5.2. Obtención de plantas

El cultivo de los frutales perennes se inicia en viveros donde se realiza la multiplicación a partir de material vegetal sano y de variedades conocidas. Los centros de incremento regionales venden yemas y semillas certificadas a viveristas inscriptos en el Registro Nacional Fitosanitario de Operadores de Material de Propagación, Micropropagación y/o Multiplicación Vegetal del SENASA. La mayoría de las producciones se realizan sobre plantas injertadas, en la que se combinan las características deseables de dos especies. Las plantas injertadas se obtienen de la unión del tejido cambial de dos especies o variedades compatibles, que sueldan y conforman una única planta. En las plantas injertadas se distingue una parte situada por debajo del punto del injerto, llamada portainjerto o pie (aporta el sistema radicular) y una parte superior denominada injerto (formará la copa) (Figura 8.4). Algunos criterios de selección de los portainjertos son la tolerancia a enfermedades, plagas, al frío, a características del suelo, etc. Las características por las que se selecciona a la variedad a injertar están asociadas a la productividad y calidad de los frutos (color de la piel, de la pulpa), fecha de maduración, vida poscosecha y en menor medida a cuestiones sanitarias.

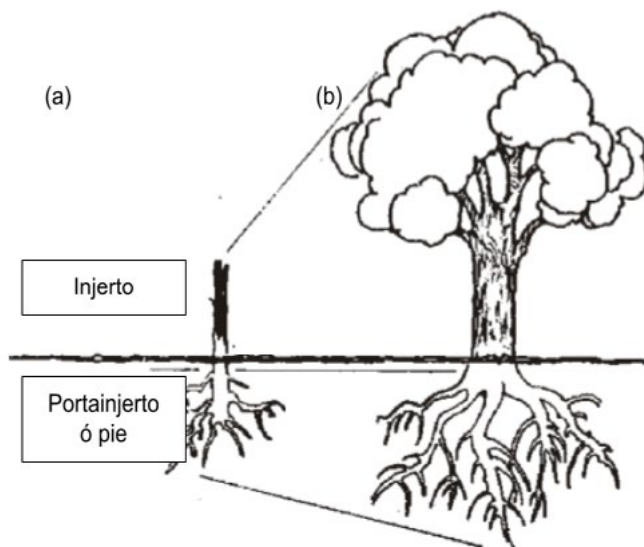


Figura 8.4. Esquema de planta injertada. A la izquierda (a), se observa el portainjerto (aporta el sistema de raíces) y por arriba del suelo, el injerto que conformará la copa. Luego de algunos meses el tejido en contacto suelda y conforman una única planta (b). Extraído de Valentini (2003)

5.3. Implantación del monte frutal

La implantación es una labor que se realiza por única vez, implica un alto costo y requiere de un diseño adecuado y planificación detallada porque no podrá modificarse durante la vida productiva de las plantas (20 a 100 años, dependiendo la especie). El diseño deberá contemplar las cañerías del sistema de riego, los sistemas de sostén (tutores), los sistemas de conducción (como espalderas en manzanos, perales, parrales como en vid y kiwi) y la densidad de plantación. En su conjunto, estas decisiones definirán las prácticas de manejo futuras: riego, frecuencia e intensidad de podas, manejo de la cosecha (manual o mecánica), manejo de la entrefila, etc.

La densidad de plantación es importante ya que determina la radiación solar interceptada por el cultivo por lo que es un factor clave para la síntesis de fotoasimilados (Robinson *et al.*, 1991). Una alternativa es implementar altas densidades que conforman “setos” o “muros” frutales. La ventaja de estos sistemas es el rápido ingreso a producción, comparado con sistemas de menor densidad de plantación, ya que, en poco tiempo, el seto intercepta una alta proporción de la radiación incidente. Otras características de la alta densidad son la tecnificación de las labores (fertiriego automatizado, poda y cosecha mecanizada) y la dependencia de insumos de síntesis química (fertilizantes y pesticidas). Sin embargo, los sistemas productivos más frecuentes en Argentina, son los de menor densidad y las prácticas de manejo son manuales o parcialmente tecnificadas.

5.4. Poda

En los primeros años del monte frutal se realizan trabajos de poda de formación para generar una estructura de ramificación primaria adecuada al diseño del monte; estas ramas serán las que cargarán las ramas fructíferas. Una vez lograda, la estructura se mantiene con podas anuales, que se realizan durante el otoño. Estas podas tienen el objetivo de equilibrar el crecimiento vegetativo y reproductivo y remover ramas enfermas o dañadas.

5.5. Cosecha

La cosecha es otra de las labores anuales que requieren de mano de obra intensiva o de maquinaria específica. Si bien hay una tendencia a la mecanización, en la mayoría de los montes se realiza cosecha manual. Al tratarse de árboles, es necesaria la utilización de escaleras o plataformas de elevación para que las personas encargadas de la cosecha puedan acceder a toda la copa. La fruta cosechada se va colocando en un bolso o morral que se descarga en cajones al pie de los árboles. Luego, los cajones son trasladados a las plantas de empaque o elaboradoras.

6. Principales cultivos frutícolas

6.1. Vid

La producción de uvas ocupa una superficie total de 215.167 ha, siendo la especie frutal más importante del país (INV, 2016). La mayor proporción se destina a la elaboración de vino, aunque hay otros destinos como el consumo en fresco y pasas de uva (INV, 2016). El sector vitivinícola presenta una gran heterogeneidad, con distintas problemáticas, intereses y necesidades. Se manifiestan grandes brechas en términos de modelos productivos, superficie de viñedos y variedades, sistemas de conducción, innovación y tecnología, organización del trabajo y empleo, comercialización, rentabilidad, institucionalidad, etc. Esta diversidad complejiza al sector, requiriéndose un análisis que lo segmente según sus características productivas y de manejo.

Características del cultivo y manejo. En términos generales la vid se cultiva en clima cálido de lluvias escasas y vientos suaves. En las zonas tradicionales de cultivo, como Cuyo, existe riesgo de daño por viento zonda, el cual es extremadamente caliente y seco, y en época de floración o cuaje puede

afectar la producción. En Mendoza, por ejemplo, son frecuentes los granizos, que dañan el follaje y los frutos. Existen mallas antigranizo que minimizan los daños. En las producciones comerciales, se complementa el agua de lluvia con riego que toma agua de ríos y en menor proporción aguas subterráneas mediante perforaciones. Por otro lado, la vid es una especie apoyante y requiere de una estructura de sostén para su cultivo. En el país el principal es el parral, aunque las plantaciones más modernas utilizan el sistema en espaldero (*Figura 8.5*).



Figura 8.5. Sistemas de conducción más frecuentes en Argentina. Espaldera (a) y parral (b). Fotografías tomadas por Georgina Paula García-Inza.

Cadena de producción y mercados. La producción de vid está traccionada por la elaboración de vino que requiere de un proceso industrial. El país cuenta con 883 bodegas elaboradoras. Luego de la cosecha, la uva es trasladada a las bodegas donde se prensa para obtener del mosto, materia prima a la que se le dan las condiciones de vinificación (fermentación alcohólica). Los procesos que llevan a la fermentación, así como las reacciones durante la maduración, son muy diversas y dan el “carácter” propio al vino. Otro factor determinante de las características del vino son las variedades o cepas, las cuales aportan aroma, sabor y la textura. Estas características suelen ser muy diferentes para cada cepa, e incluso para una misma cepa proveniente de valles o países distintos.

La variedad insignia de Argentina es el Malbec, desde el 2011 es la cepa más cultivada y se ha posicionado como líder en volumen, calidad y exportaciones a nivel mundial (winesofargentina.org). Con el Malbec argentino se logran excelentes vinos que son apreciados y reconocidos por los consumidores a nivel nacional e internacional. El aumento de la comercialización del varietal puro en sendos mercados, tracciona el aumento de la superficie cultivada por esta cepa. Por otro lado, el consumo nacional de vino es de 21 l habitante⁻¹ año⁻¹. Las exportaciones ascienden a 2,6 M hl año⁻¹ (INV, 2016), siendo Estados Unidos el principal comprador, seguido por Reino Unido y Canadá.

Zonas productivas. La principal provincia productora es Mendoza, representando el 70% del área en producción del país y aportando el 72% de la producción nacional (*Figura 8.6*). El resto de las plantaciones se ubican en San Juan (21%) y, en menor proporción, en La Rioja, Patagonia (Río Negro, Neuquén y La Pampa), Noroeste (Salta, Tucumán y Jujuy) y otras provincias (Córdoba, Buenos Aires, Entre Ríos y Misiones).

Dentro de Mendoza se distinguen distintas zonas o valles productivos, siendo la zona Este (San Martín, Junín, Rivadavia, La Paz y Santa Rosa), la que aporta el 33% de la producción de uva del país. En esta zona, las plantaciones se ubican de 600 a 700 msnm. Está principalmente irrigada por el curso inferior del río Tunuyán y por el río Mendoza, completando la demanda hídrica por agua subterránea captada por bombeo. El clima es templado y posee un régimen superior a 2.200 h sol en un período de 210 días favorables para el desarrollo vegetativo. Los suelos son de textura franco arenosa y areno limosa, ricos en potasio. En la actualidad se están reemplazando variedades tradicionales como “criolla grande” y “cereza” (aunque representan la mayor proporción de la superficie y producción) por Malbec. El principal destino productivo es la elaboración de vinos.

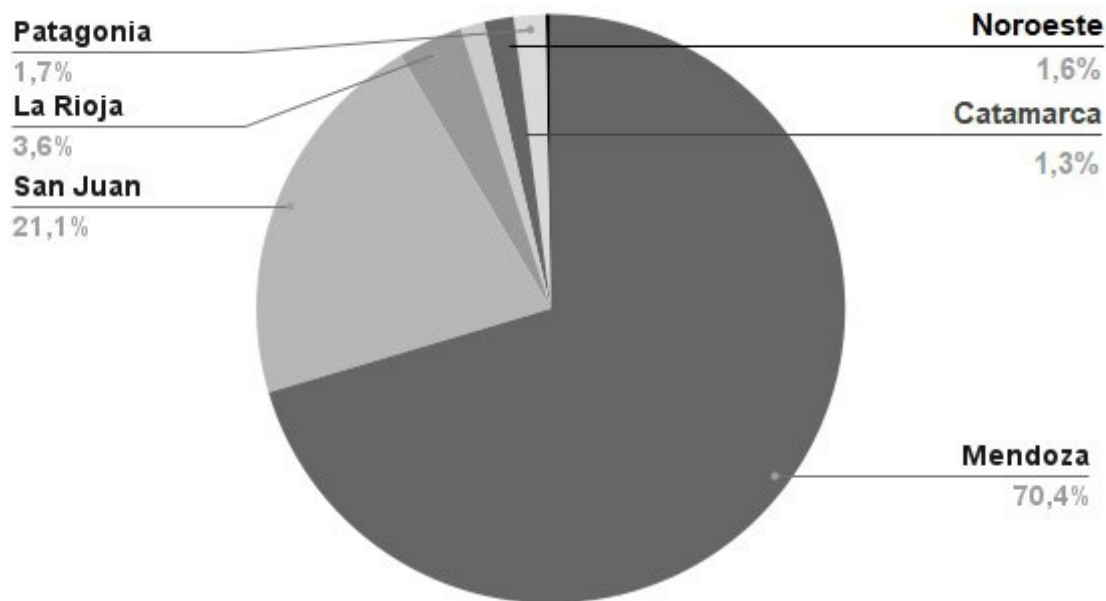


Figura 8.6. Aporte en superficie de cada provincia a la producción de uva. Patagonia incluye a las provincias de Neuquén, Río Negro y La Pampa; Noroeste: Salta, Jujuy y Tucumán; “otros”: Córdoba, Buenos Aires, Entre Ríos, Misiones, Santiago del Estero y Santa Fe. Fuente: elaboración propia a partir del Instituto Nacional del Vino (INV, 2016).

Otro de los Valles Mendocinos destacados es el Valle de Uco que presenta condiciones ambientales excelentes para la producción de uvas. Se trata de un valle cordillerano, ubicado a una altitud de 900 a 1.250 m s.n.m. Abarca los departamentos de Tunuyán, Tupungato y San Carlos, sobre el piedemonte de la Cordillera de los Andes y son irrigados por los ríos Tunuyán y Tupungato. En esta zona los inviernos son rigurosos y los veranos cálidos con días templados o cálidos y noches muy frías. La amplitud térmica diaria es de unos 15 °C, lo que favorece una muy buena producción de color y tanino en las uvas y permite disponer de materia prima adecuada para obtener vinos destinados a una crianza prolongada. Las heladas y el granizo son dos factores que con frecuencia ocasionan pérdidas en las cosechas. La vitivinicultura en esta zona está en expansión, el 70% de los viñedos fueron implantados en los últimos 20 años, siendo el principal destino productivo la elaboración de vinos. Otra característica es el grado de tecnificación de las producciones, con utilización de mallas antigranizo, riego presurizado y mecanización de la cosecha.

La provincia de San Juan aporta el 21% de la superficie y cerca del 23% de la producción de vid del país (*Figura 8.3*). Si bien el principal destino de la uva es la elaboración de vino (70% de la pro-

ducción), el 21% de la producción se destina al consumo en fresco y un 7,5% a la elaboración de pasas de uva. Algunas de las variedades más importantes cultivadas para el consumo en fresco y pasas son Superior Seedless, Sultanina, Flame Seedless, Fiesta y Arizul.

La Provincia de Buenos Aires aporta menos de 0,1% a la superficie productiva nacional, es un caso interesante por el contraste de las condiciones ambientales respecto a la región de Cuyo. En la localidad de Berisso, desde fines del siglo XIX se cultiva la vid para la elaboración artesanal de vino, sobre la costa del Río de La Plata. Esta actividad, que tuvo su auge hacia mediados del siglo XX, sufrió posteriormente un gran retroceso y recién a partir de 1999 se reactivó la producción (Marasas y Velarde, 2000). En estos sistemas se cultiva la vid americana (*Vitis labrusca* L.), principalmente la variedad Isabella y es conducida en parral. Los viñedos cuentan con un sistema de drenaje compuesto por canales que permiten escurrir el agua luego de las crecidas del río. El vino producido en esta zona se conoce como “vino de la costa” y se elabora de manera artesanal en las quintas de los productores (Marasas y Velarde, 2000).

La heterogeneidad entre regiones, variedades, destinos productivos y tecnificación obliga a hacer un esfuerzo mayor al momento de identificar las fortalezas y debilidades. Esto complejiza la planificación y ejecución de acciones estratégicas sectoriales, que son necesarias para que cada región pueda desplegar su potencialidad de forma integral y equitativa (INV, 2021).

6.2. Olivo

El olivo es el segundo frutal en superficie cultivado en el país (81.269 ha) (**Figura 8.2**). Las principales provincias productoras son La Rioja, San Juan, Catamarca y Mendoza, aunque también existe producción en Neuquén y el sur de la provincia de Buenos Aires.

El cultivo del olivo tuvo varios auges a lo largo de la historia, la última vinculada a las Leyes de Diferimientos Impositivos (leyes 22.021, 22.702, y 22.973, para La Rioja, Catamarca y San Juan, respectivamente). Dichas leyes impulsaron nuevas plantaciones en el Noroeste, incentivando la olivicultura intensiva, tecnificada con el objetivo de elaborar aceite de calidad extra virgen para el mercado externo. En la actualidad coexisten dos modelos productivos bien diferenciados: los “diferimientos” y los “tradicionales”. Estos últimos hacen referencia a olivares más antiguos, con otros objetivos productivos, manejo y grado de tecnificación (**Cuadro 8.1**).

Cuadro 8.1. Comparación entre los dos principales modelos productivos de olivo de argentina. Fuente: Elaborada a partir de Gómez del Campo et al. (2010).

Modelo productivo	Diferimiento	Tradicional
Tamaño promedio del lote	100 a 1000 ha	5 a 15 ha
Densidad de plantación	330 plantas ha ⁻¹	100 plantas ha ⁻¹
Riego	Presurizado, por goteo	En turno, inundación
Cosecha	Mecanizada	Manual
Cultivar representativo	Arbequina	Arauco
Destino productivo	Aceite de oliva extra virgen	Aceituna de mesa

El fruto del olivo es una drupa que acumula aceite en el mesocarpo. A diferencia de otros frutales no se consume como fruta fresca, requiriendo de un proceso industrial (elaboración de aceite o aceituna en conserva) previo a la comercialización y consumo del producto. La producción nacional de aceituna de mesa es de 95.000 t año⁻¹ mientras que la de aceite es, en promedio, de 26.000 t año⁻¹ (COI, 2019). El consumo nacional por habitante de aceite de oliva es bajo (140 g año⁻¹) comparado con otros aceites, como el de girasol (9 kg habitante⁻¹ año⁻¹). La mayor parte de la producción de aceite es exportada. Respecto a las aceitunas verdes y negras de mesa, se consumen aproximadamente 800 g habitante⁻¹ año⁻¹. Las diferencias de color están dadas por el grado de maduración del fruto, ya que viran del verde al negro cuando están completamente maduras.

Características del cultivo. El olivo es una especie perennifolia adaptada a zonas áridas, tolerante a eventos de sequía y altas irradiancias; es plástica y puede aclimatarse a distintos ambientes. En Argentina la producción se concentra en valles de 400 y 1000 m.s.n.m. con escasas precipitaciones centradas en el verano. Los suelos son profundos, franco arcillosos y con escaso contenido de materia orgánica (Gómez del Campo *et al.*, 2010). En el norte argentino, las temperaturas durante el período del crecimiento del fruto son mayores a las de la cuenca del mediterráneo (zona tradicional del cultivo del olivo). Estas diferencias térmicas ambientales dan origen a cambios en parámetros químicos del aceite, por ejemplo, disminución del porcentaje de ácido oleico por debajo del rango para ser considerado extra virgen (García Inza *et al.*, 2014). Otra característica de la especie es la vecería o alternancia productiva, que implica un año de alta producción de fruta seguido de un año de baja producción. Esto genera un desequilibrio en la ocupación de la maquinaria industrial y trae como consecuencia una alta variación interanual del precio del kilo de fruta.

Cadena productiva y mercados. La elaboración de aceites se realiza en fábricas donde ingresa la fruta recién cosechada, se limpia y luego, mediante métodos físicos, se realiza la extracción del aceite. El aceite se almacena en tanques de acero inoxidable y se envasa a medida que es requerido por el mercado. Los principales destinos son Brasil, España, Estados Unidos. El 92,5% del aceite de oliva exportado corresponde a la categoría virgen y extra virgen, y la exportación se realiza mayoritariamente a granel. La industria olivícola argentina ha logrado posicionarse por la calidad de sus aceites en los Estados Unidos y en la Unión Europea. Según el ranking de aceite de oliva “EVOO World Ranking” del año 2018, Argentina alcanzó el 8° lugar en premios por calidad de aceites de oliva extra virgen y el primer lugar dentro de los países del hemisferio sur.

Las aceitunas en conserva requieren de un proceso industrial más sencillo que puede incluir macerados de la fruta en soda cáustica y salmuera, antes de estar listas para el consumo. El principal comprador de las aceitunas de mesa es Brasil, seguido por España, Uruguay y Chile (INDEC, Sistema de consulta de comercio exterior de bienes, 2018).

Variedades. En Argentina se cultivan distintas variedades según los destinos productivos: aceitero, mesa (conserva) o doble propósito. El cultivar Arauco es la principal variedad de mesa argentina utilizada para elaborar aceitunas en conserva verde o negra y en menor proporción a aceite (*Figura 8.7a*). Se trata de una aceituna grande y carnosa, atractiva para la industria de conserva en la que se valora el calibre de la fruta. Arbequina es la principal variedad aceitera cultivada en el país, como así también de la mayoría de los diferimientos (*Figura 8.7b*). El fruto es pequeño y con alto contenido de aceite. El aceite posee baja estabilidad a la oxidación y un bajo contenido en ácido oleico. Otras variedades como Frantoio, Coratina (aceiteras) y manzanilla (doble propósito) se cultivan en menor proporción.

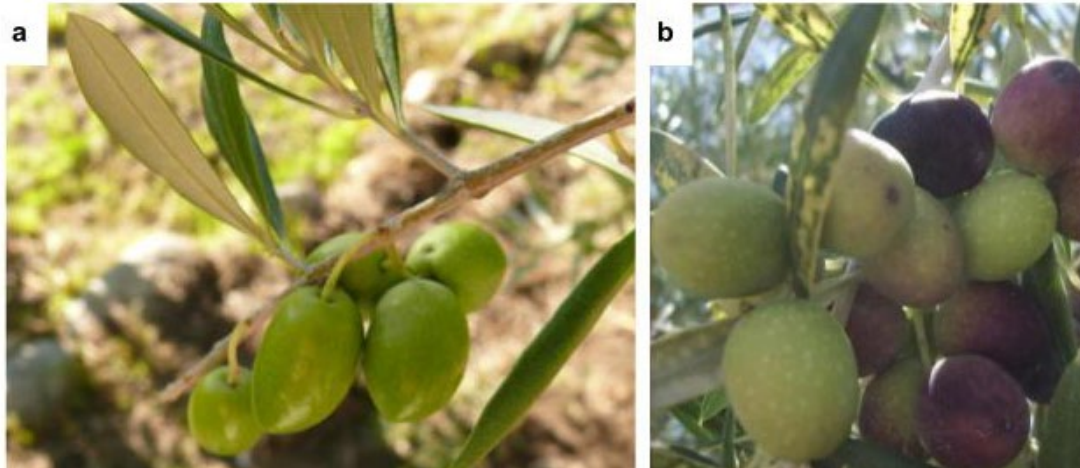


Figura 8.7. (a) Cultivar autóctono Arauco. (b) Variedad aceitera Arbequina. Fotografías tomadas por Georgina Paula García-Inza.

6.3. Frutales de pepita

En nuestro país la producción de peras y manzanas, también conocidas como frutales de pepita, se concentran en el Alto Valle de Río Negro, en el Valle Medio de Río Negro y Neuquén. Se trata de cultivos de hoja caduca que producen frutos pomo rodeados por un receptáculo engrosado y carnoso (comestible). Los frutos, una vez cosechados, pueden conservarse en cámara frigoríficas por varios meses, permitiendo diferir la comercialización a lo largo del año.

La superficie cultivada, en Río Negro y Neuquén, es de 53.500 ha, aportando el 85% de la producción y el 95% de las exportaciones en fresco e industriales de peras y manzanas (INTA, 2020). En Río Negro se distinguen tres valles bajo riego: Alto Valle, Valle Medio y Valle Inferior, siendo el Alto Valle la zona productora de peras y manzanas por excelencia. La Argentina se encuentra entre los principales productores de peras y manzanas del mundo. Es el segundo productor de pera, sólo superado por China y el decimoquinto de manzana. Entre ambas frutas, la producción nacional suma 1,1 M t que se destinan al consumo en fresco y a la industria (principalmente del jugo) (*Figura 8.8*).

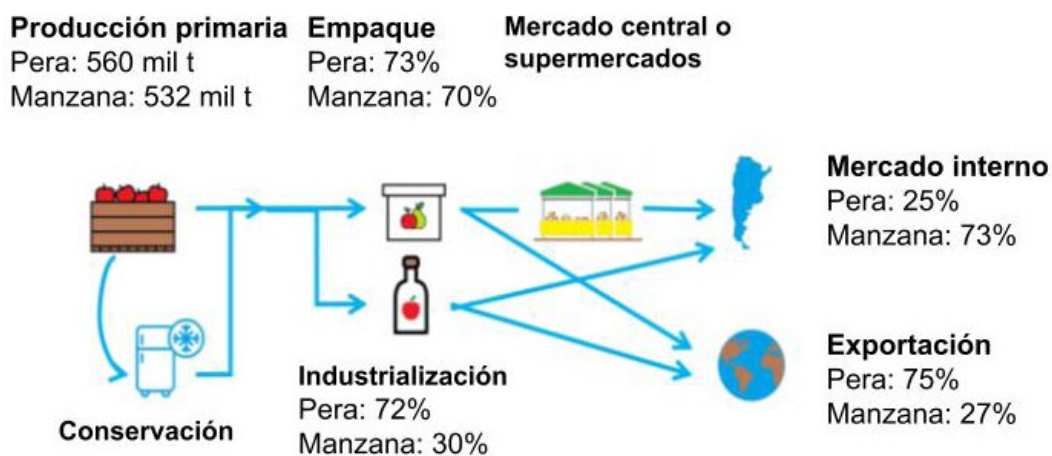


Figura 8.8. Representación de la cadena productiva de las peras y manzanas. Extraído del Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca (MAGyP, 2020).

Características del cultivo. Los frutales de hoja caduca en general requieren de un período de reposo en el que acumulan horas de frío invernal, este requerimiento es dependiente de la especie y variedad. Los frutales de pepita, en particular, están adaptados a clima templado frío. Durante el otoño inician un proceso fisiológico denominado endodormición de yemas (proceso que inhibe la brotación) y en este período se acumula el frío necesario para desencadenar la brotación en la primavera siguiente. Cuando estos requerimientos no son cubiertos se retrasa la brotación y la floración es despereja y extendida en el tiempo, generando problemas productivos. Si bien existen cultivares con bajo requerimiento de frío, los más cultivados en el país tienen en promedio un requerimiento de 900 a 1000 h. En este sentido, Patagonia Norte es la región más apropiada para esta producción (Rodríguez y Muñoz, 2016).

Variedades. El 65% de la cosecha nacional de manzana corresponde a la variedad roja Red Delicious y sus clones; el 15% corresponde a Gala y sus clones, coincidiendo este porcentaje con la manzana verde Granny Smith (*Figura 8.9*). El 5% restante se reparte entre Pink Lady, Rome Beauty, Golden Delicious, Fuji. En cuanto a las variedades de pera, el 45% corresponde a Williams y el 30% a Packham Triumph. Le siguen: Beurre D'Anjou (10%), Red Bartlett (6%) y Abate Fetel (2%) (*Figura 8.10*).

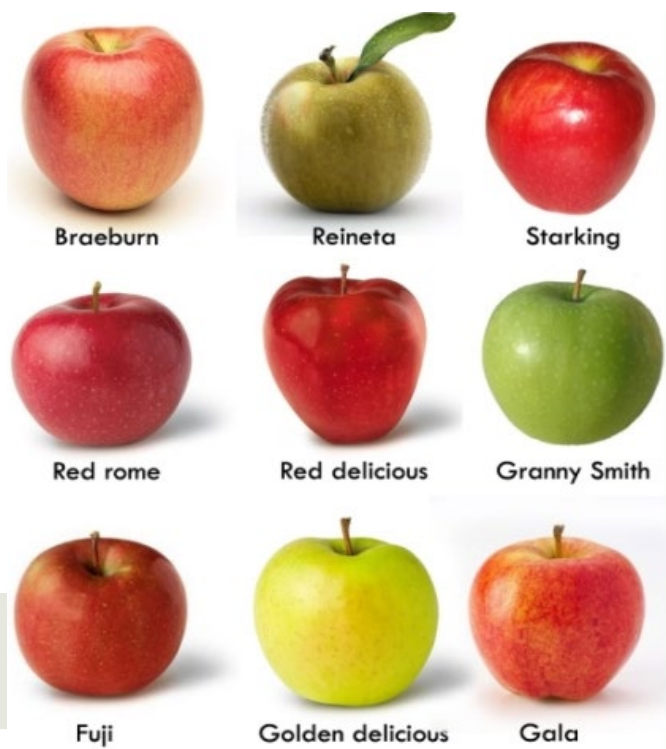


Figura 8.9. Principales variedades de manzanas cultivadas en Argentina.

Adaptado de: <http://www.asifrut.com>

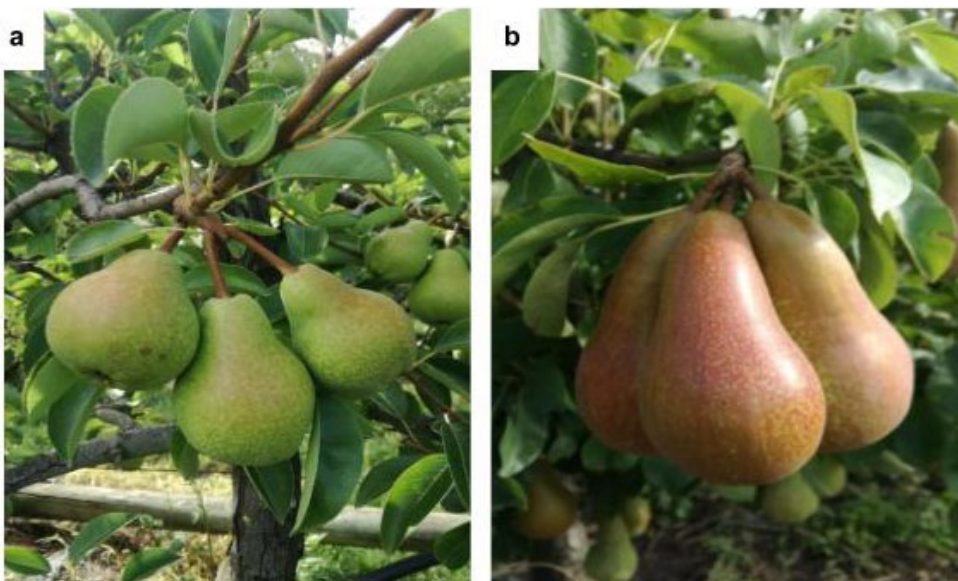


Figura 8.10. (a) Peras variedad Williams, cultivada en mayor proporción en Argentina. (b) Variedad Abate Fetel. Fotografías tomadas por Georgina Paula García-Inza.

Cadena de producción y mercados. Una vez cosechada, la fruta llega a la planta de empaque, allí se conserva en contenedores de plástico “bins” en frío hasta el momento de la clasificación, empaque y posterior venta. La fruta de menor calidad, por defectos en el color o golpes, se destina a la industria. El precio pagado en estos casos es considerablemente menor al que se paga por la fruta empacada. El resto de la fruta se clasifica en función del color, tamaño y calidad y luego se empaca. Tradicionalmente estas operaciones se efectuaban manualmente por operarios/as, actualmente esta clasificación está automatizada en la línea de empaque. La conservación de la fruta puede ser de 4 a 8 meses, en cámaras de atmósfera controlada a 0 °C.

La manzana, junto a los cítricos y la banana, son las principales frutas comercializadas en el MCBA, representando el 64% del volumen total de frutas. El consumo estimado promedio es de 8 y 2,5 kg habitante⁻¹ año⁻¹ de manzana y de pera (frescas), respectivamente.

Argentina exporta anualmente un promedio de 460.000 t de peras y 280.000 t de manzanas, lo que lo convierte en un gran proveedor del mercado mundial. Argentina es el principal exportador mundial de peras frescas siendo Brasil y Rusia los principales destinos (CAFI, 2020). El principal desafío sanitario para la producción de las peras y las manzanas es la carpocapsa (*Cydia pomonella*), plaga que provoca daños en la fruta reduciendo el valor comercial. Esta plaga genera restricciones en el ingreso a distintos mercados. En particular, el mercado más afectado ha sido Brasil, que como se mencionó es el destino principal de nuestras exportaciones.

6.4. Cítricos

Los cítricos son un conjunto de especies de follaje perennifolio, con frutos hesperidios con un epicarpio (cáscara) rico en esencias y un interior carnoso compuesto por pelos carpelares jugosos (pulpa). Argentina es un importante productor y consumidor de cítricos. La superficie total destinada a esta producción es 135.501 ha (Federcitrus, 2018), distribuyéndose principalmente en las regiones del NEA y NOA. Los “citrus dulces” (naranja, mandarina y pomelo), se producen principalmente en el NEA (Entre Ríos, Corrientes, Misiones y norte de la Provincia de Buenos Aires). Las provincias del NOA son también productoras de citrus dulces de maduración temprana, especialmente Jujuy y Salta, mientras que Tucumán concentra cerca del 90% de la producción de limón del país. El limón es la principal especie del grupo de cítricos, representando 40% de la superficie, con una producción anual de casi 1.500.000 M t, seguido por la naranja 1.000.000 t (51% y 31% de los cítricos producidos, respectivamente) (Figura 8.11).

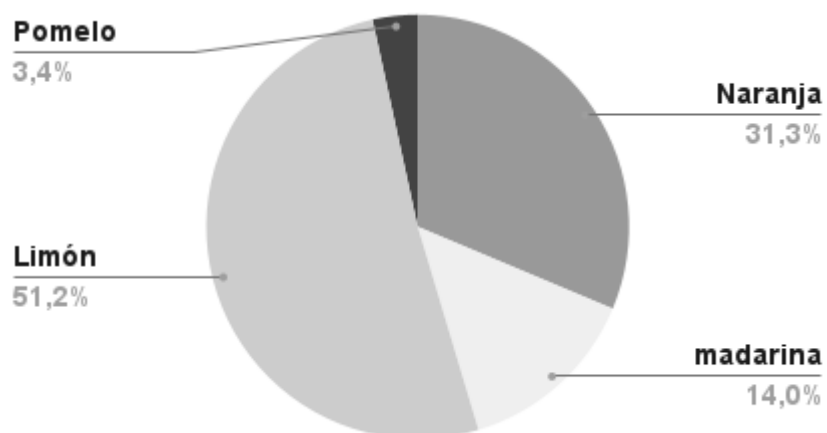


Figura 8.11. Distribución de las especies de cítricos producidas en Argentina. Fuente: elaboración propia a partir de Federcitrus (2018).

La cadena de producción, empaque e industrialización de los cítricos genera empleo directo a 100 mil personas (CFI, 2015). La cadena incluye el cultivo, plantas de empaque e industrialización (*Figura 8.12*). El 55% de los cítricos producidos se destinan a la industria (*Figura 8.6*). Se distinguen dos etapas de industrialización. La primaria se ocupa de la extracción de aceites, centrifugado, desaireado, pasteurización y evaporación, obteniendo jugo concentrado y cáscara deshidratada. Durante la industrialización secundaria se envasa el jugo, se fabrican bases multifrutas concentradas, se elaboran gaseosas, perfumes y saborizantes. Los desechos de esta etapa pueden emplearse en la elaboración de pellets para consumo animal, promoviendo la economía circular (MAGyP, 2014). La fruta restante se comercializa como fruta fresca. Luego de la cosecha, la fruta se transporta a la planta de empaque donde circula por distintas etapas: recepción, desverdizado, preselección, lavado y protección, acondicionamiento y embalado. Una vez empaquetada, las cajas se distribuyen en el mercado interno o externo.

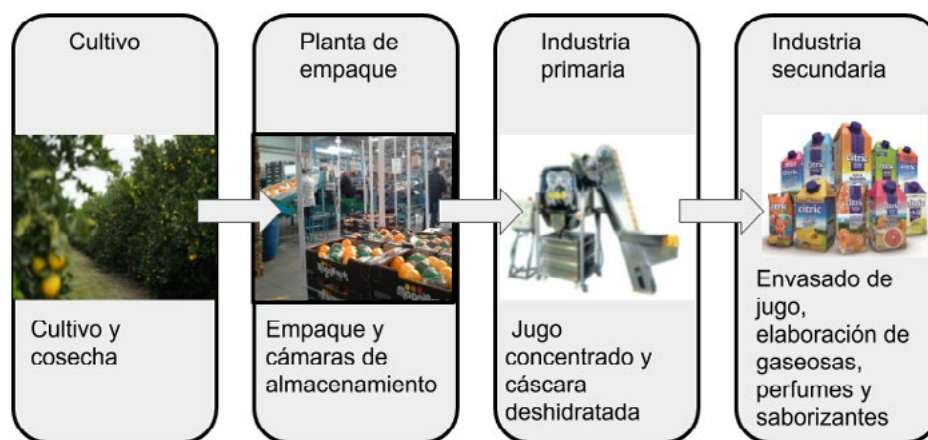


Figura 8.12. Cadena productiva del cítrico. Fuente: elaboración propia a partir del Consejo Federal de Inversiones (CFI, 2015).

Características del cultivo. Los cítricos son sensibles a las bajas temperaturas, especialmente a las heladas, que limitan el buen desarrollo de brotes jóvenes, flores y frutos pequeños (que se dañan con temperaturas de $-1\text{ }^{\circ}\text{C}$). Respecto a la disponibilidad hídrica, los cítricos requieren alrededor de 1.200 mm año^{-1} . En general, el suministro de agua puede ser complementado con riego. Las raíces son sensibles a la falta de oxígeno, por lo que es importante contar con suelos aireados y bien drenados. También son conocidos los efectos del ambiente sobre la calidad del fruto. Por ejemplo, la humedad atmosférica modera los efectos de la temperatura generando cáscaras más delgadas, mayor cantidad y mejor calidad de jugo.

Variedades. Las distintas regiones en las que se cultivan los cítricos y las variedades implantadas generan que la producción de cítricos en el país se extienda a lo largo del año. La cosecha de mandarina inicia en febrero en la provincia de Misiones; en los meses de marzo y abril se incorporan las otras regiones y en mayo se cosechan las variedades intermedias que se comercializan en el mercado interno. Entre junio y agosto se registra la mayor oferta de mandarina y hasta fines de septiembre se cosecha la variedad Ellendale. Por último, durante octubre se cosechan las variedades tardías Murcott y Malvasio.

La cosecha de naranjas se inicia a fines de marzo, con las variedades tempranas de Salta y Jujuy y del norte de la región Litoral. En mayo se agrega la naranja de ombligo de la zona del Río Uruguay y

más tarde, la de Buenos Aires. A partir de junio se cosecha en Salta y Jujuy naranja Valencia; en julio se agrega la de Corrientes y posteriormente la de Entre Ríos. La recolección de variedades tardías continúa en los meses de agosto, septiembre y octubre. Las variedades de naranjas más cultivadas en el país son Salustiana, Washington Navel, Navel Late, Valencia Seedless y Valencia late. Las variedades sin semilla están en expansión (e.g. Navelina).

Los limoneros son reflorecientes, es decir, tienen más de una floración anual, pero las más importantes son a fines de invierno y de verano. Entre las principales variedades se encuentra Eureka, con su producción concentrada en invierno (~70%) y en verano (~30%). Los frutos tienen pocas semillas, buen contenido de jugo y adecuada acidez. Esta variedad se utiliza principalmente para consumo en fresco. La variedad Lisboa es muy productiva, los frutos son de buen tamaño, con buen rendimiento en jugo y elevada acidez. Se utiliza para consumo en fresco y para industria. Limoneira es una variedad muy productiva, de fruto mediano a chico, con pocas semillas, buen contenido de jugo y nivel de acidez, y un elevado contenido de aceites esenciales, lo que la hace conveniente para la industria.

Mercados. El consumo de cítricos en Argentina ha disminuido de 27,7 a 21,8 kg habitante⁻¹ año⁻¹ comparando el consumo de 1999 y 2017. En el mercado interno, la mayor producción y consumo de cítrico fresco es la naranja, seguido por la mandarina, limón y pomelo (Federcitrus, 2018). El principal destino productivo de los cítricos es la industria, la fruta fresca se reparte el 32% al consumo interno y el 13% a la exportación (*Figura 8.13*). Los limones son la segunda fruta más exportada, luego de la pera (32 y 38% respectivamente). Respecto al posicionamiento internacional, Argentina se ubica como el segundo exportador mundial de limón fresco, cuarto productor mundial aceite esencial de limón y primer exportador mundial de esencia y jugo de limón (MAGyP, 2019). Los principales destinos de exportación son España, Rusia, Holanda e Italia representando el 58% de las ventas de cítricos al exterior (Federcitrus, 2018).

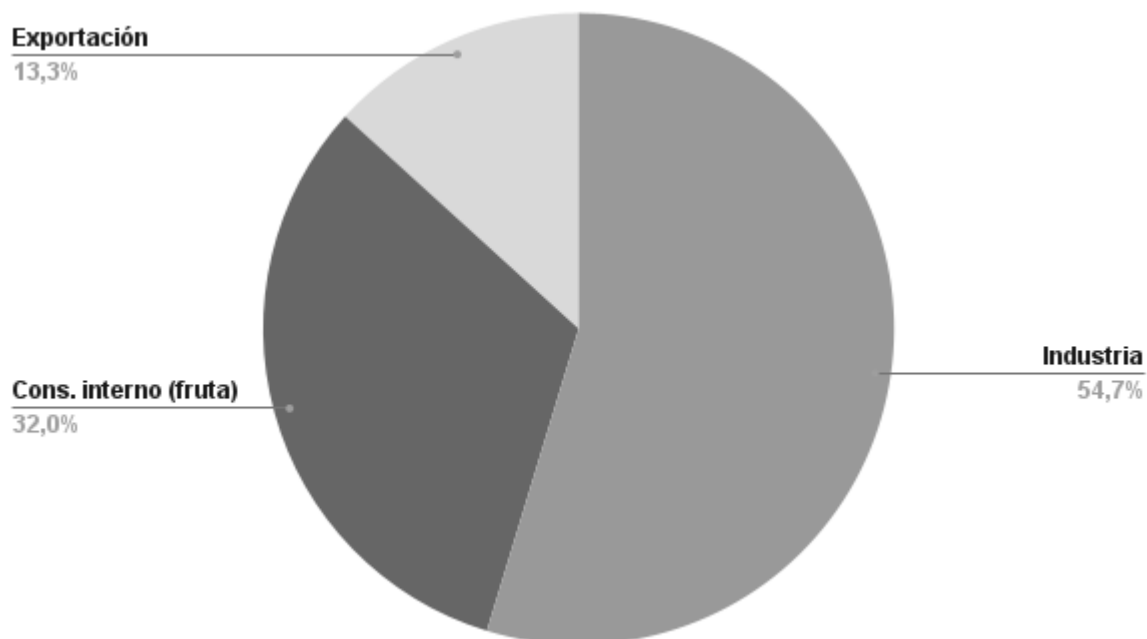


Figura 8.13. Destino productivo de los cítricos. Exportación: fruta fresca exportada; Consumo interno: fruta fresca comercializada en el mercado interno; Industria: suma de fruta destinada a las industrias primaria y secundaria. Fuente: elaboración propia a partir de Federcitrus (2018).

Prevención de la enfermedad Huanglongbing (HLB). La globalización y la apertura comercial, incrementó el volumen, diversidad y procedencia de los productos comercializados, aumentando los riesgos de introducción al país de plagas y enfermedades. El HLB es la enfermedad más destructiva de los cítricos a nivel mundial y para la que no existe cura. Es una enfermedad producida por la bacteria *Candidatus liberibacter spp.*, que afecta a todos los cítricos y a algunas plantas ornamentales. Se propaga a través de yemas de plantas infectadas e insectos vectores (chicharrita) que se alimentan y reproducen en hojas y brotes tiernos de la planta. Desde 2009 funciona el Programa Nacional de Prevención del HLB del SENASA basado en el control fitosanitario, tareas de monitoreo y servicios de diagnóstico y difusión de las consecuencias de la enfermedad para evitar la dispersión del vector y la enfermedad en el país.

6.5. Frutales de carozo

Los denominados frutales de carozo son drupas con pulpa carnosa y jugosa rodeando a un carozo leños y están representados por distintas especies como duraznos, pelones, ciruelas, etc. Las variedades se caracterizan por el color y textura de la pulpa que son importantes según el destino de la producción. Por ejemplo, para el durazno con destino a la industria del enlatado se utilizan variedades de pulpa firme (no fundente) y color amarillo, mientras que para el consumo en fresco se usan aquellas de pulpa fundente, blanca o amarilla.

La principal provincia productora de frutales de carozo es Mendoza, representando el 83% de la producción, acompañada por la Provincia de Buenos Aires, Río Negro, San Juan, Neuquén y Jujuy. La Provincia de Jujuy produce los primeros duraznos que ingresan al mercado para el consumo interno como primicia. En cambio, en Mendoza, el 73% de la superficie de durazno y ciruela son cultivados para la industria. El consumo anual per cápita en argentina de durazno es de 2,2 kg y el de ciruela desecada es de 0,45 kg.

Características de los cultivos y manejo. Los durazneros son sensibles a la asfixia radicular. Por ello, los suelos en los que se implante el cultivo deben ser profundos, bien drenados y sueltos (que no se encharquen) y con la capa freática profunda (Villareal y Santagni, 2005). Respecto a la necesidad hídrica, los frutales de carozo requieren, en



Figura 8.14. Durazneros florecidos, son polinizados principalmente por abejas. Plantación de INTA San Pedro, provincia de Buenos Aires. Fotografía tomada por Georgina Paula García-Inza.

promedio, de 700 a 1150 mm año⁻¹. Entre los factores climáticos limitantes se encuentran las heladas primaverales y el granizo, que son causantes de fuertes fluctuaciones en la producción.

A diferencia de los duraznos y pelones, los ciruelos son autoincompatibles, por lo que es necesario implantar más de una variedad para promover la polinización cruzada. Todas las especies de esta sección son del género *Prunus* sp. de flores llamativas (*Figura 8.14*) y la polinización es mediada por insectos. Estas producciones pueden acompañarse de la cría de abejas para aumentar la polinización.

Características de los cultivos y manejo. Los durazneros son sensibles a la asfixia radicular. Por ello, los suelos en los que se implante el cultivo deben ser profundos, bien drenados y sueltos (que no se encharquen) y con la capa freática profunda (Villareal y Santagni, 2005). Respecto a la necesidad hídrica, los frutales de carozo requieren, en promedio, de 700 a 1150 mm año⁻¹. Entre los factores climáticos limitantes se encuentran las heladas primaverales y el granizo, que son causantes de fuertes fluctuaciones en la producción.

A diferencia de los duraznos y pelones, los ciruelos son autoincompatibles, por lo que es necesario implantar más de una variedad para promover la polinización cruzada. Todas las especies de esta sección son del género *Prunus* sp. de flores llamativas (*Figura 8.14*) y la polinización es mediada por insectos. Estas producciones pueden acompañarse de la cría de abejas para aumentar la polinización.

Variedades. El cultivo de frutales de carozo se desarrolla en plantas bimembres, conformada por un portainjerto injertado con la variedad comercial. Existe una amplia variedad de portainjertos seleccionados según las limitantes de cada zona. Por ejemplo, presencia de nematodos, replante durazno sobre durazno, suelos poco drenados, etc.

Las variedades comerciales utilizadas son diversas y dependen del destino productivo y el mercado. En el caso de los duraznos y pelones, hay variedades de pulpa blanca y pulpa amarilla y de distintos momentos de maduración (de noviembre a fines de enero). Algo similar ocurre con las ciruelas, pero el calendario de cosechas se extiende hasta marzo.

Al seleccionar una variedad se deben considerar los requerimientos de frío. En este sentido, las variedades cultivadas en Patagonia y Cuyo difieren de las cultivadas en la Provincia de Buenos Aires donde la acumulación de frío es menor. El comportamiento otoño-invernal de las temperaturas puede condicionar el normal desarrollo de las yemas. Condiciones térmicas no apropiadas durante el reposo afectan el desarrollo de las yemas de flor; como consecuencia, se observan yemas, flores y frutos en distintos estadios fenológicos creciendo simultáneamente (*Figura 8.15*) (Rodríguez y Muñoz, 2013).



Figura 8.15. Estadios del desarrollo de yema floral a fruto de duraznero. En plantas que no satisfacen los requerimientos de frío pueden verse distintos estadios de esta escala simultáneamente. Fotografía tomada por Georgina Paula García-Inza.

Cadena productiva y mercados. La cadena productiva de los frutales de carozo es muy demandante en mano de obra, aunque la mayoría de las tareas son temporales, centradas en la cosecha, y procesamiento primario de la fruta. La cadena se inicia con los viveros que producen portainjertos y realizan el injerto con la variedad comercial (*Figura 8.16*). La producción, cultivo y cosecha implican múltiples labores concentradas en algunos momentos específicos (como la poda y cosecha) y otras que se extienden durante todo el año (como el riego). Las plantas de empaque reciben la fruta y la acondicionan para el almacenamiento en cámaras frigoríficas. En Argentina, la industrialización está concentrada en 5 plantas de procesamiento de duraznos y más repartida en el caso de los secaderos de ciruela con 1.500 establecimientos (IDR, 2013).

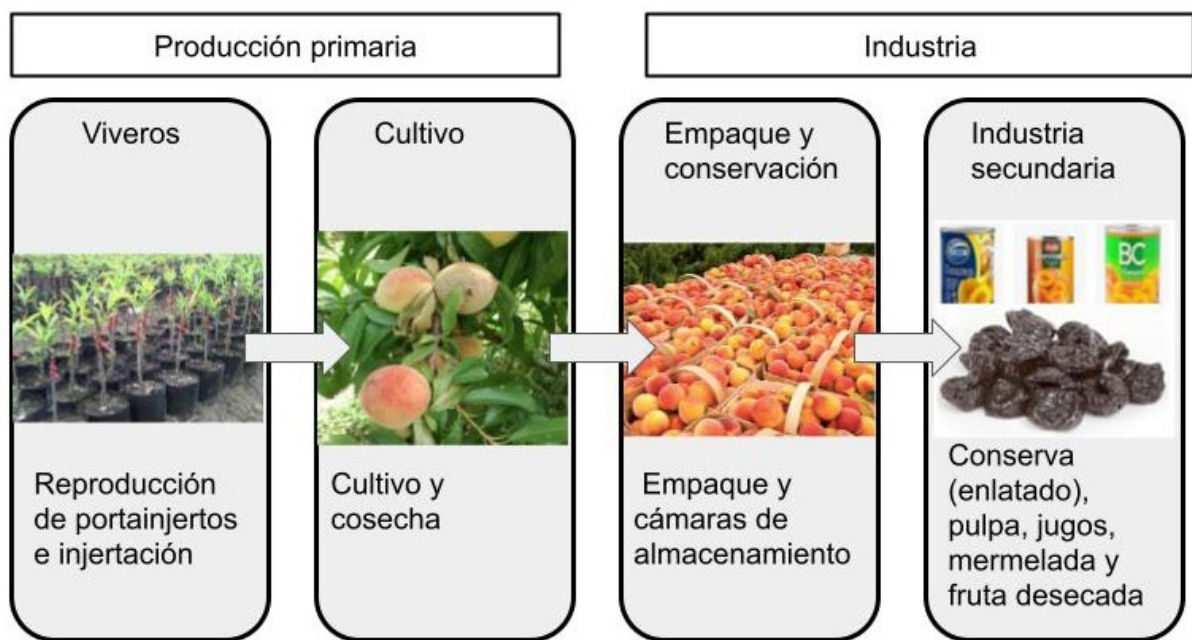


Figura 8.16. Cadena productiva de frutales de carozo. Fuente: elaboración propia a partir del Ministerio de Hacienda (2019).

Argentina ocupa el puesto vigesimotercero entre los productores de durazno (producción primaria de industria y fresco) a nivel mundial. Respecto a la producción de ciruela desecada, Argentina es el tercer productor mundial (FAO, 2017).

6.6. Otros frutales (frutos secos, kiwi y arándanos)

6.6.1. Frutos secos

Los frutos secos se caracterizan por tener menos de 50% de agua en su composición y contener una alta proporción de aceite. Además, tienen una cáscara dura, no comestible. El cultivo de frutos secos está en expansión, actualmente hay 30.000 ha en producción. El cultivo con mayor superficie es el nogal criollo (55%), se produce en las provincias de Catamarca, Mendoza y La Rioja principalmente. El 27% de la superficie corresponde al cultivo de pecán principalmente en las provincias de Entre Ríos y norte de Buenos Aires. También se cultivan almendros (10%), pistachos (5%) y avellanos (2%) en menor proporción (*Figura 8.17*). El cultivo de frutos secos tiene un alto potencial de

desarrollo. El pecán, por ejemplo, posibilita la diversificación, combinando el cultivo con actividades de ganadería. Esto permite el crecimiento de pasturas en la entrefila, dado el distanciamiento entre árboles (*Figura 8.18*).

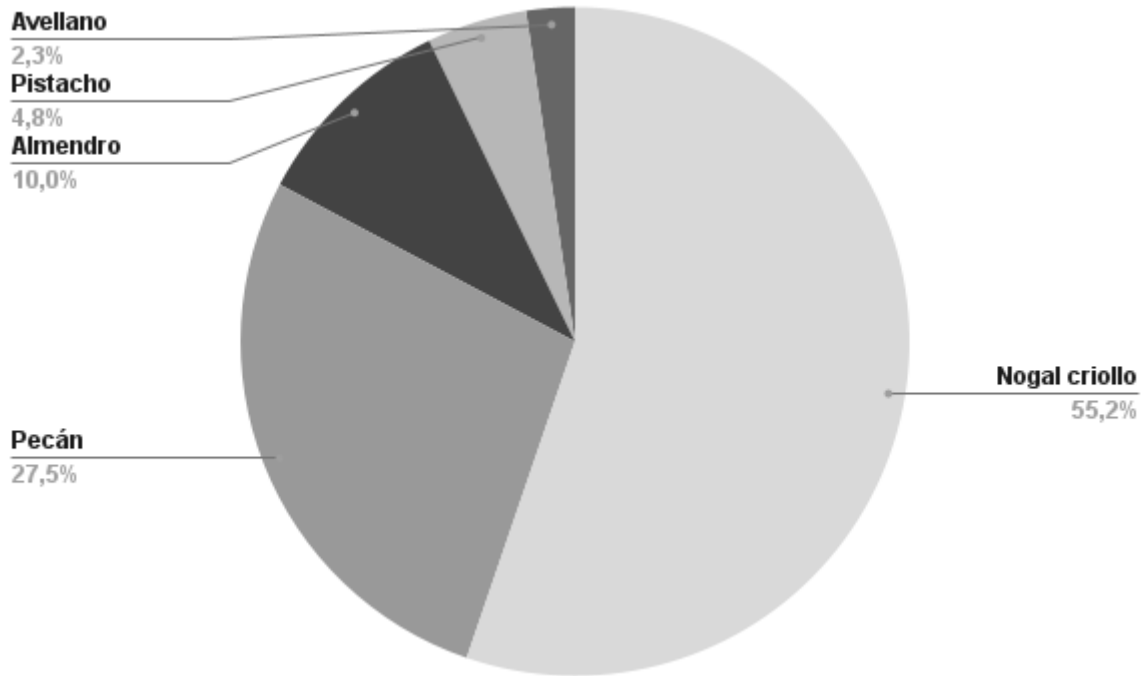


Figura 8.17. Distribución de la superficie implantada con frutos secos según la especie. Fuente: elaborado a partir de INTA (2020).



Figura 8.18. Plantación nuez pecán, vista invernal. La distancia de plantación es de 15m x 15m. Fotografía tomada por Georgina Paula García-Inza.

6.6.2. Kiwi

El kiwi es una planta enredadera cuyo fruto es una baya oval, de pulpa comestible, verde y jugosa, piel delgada densamente cubierta de pelos cortos (*Figura 8.19*). Si bien existen más de 400 variedades de kiwi, Hayward es la que lidera el mercado. Argentina es productora, aunque también importa (de Chile, Italia y Grecia principalmente) ya que no cubre la demanda local (Cadena de Kiwi, 2020).

El kiwi es una especie dioica, es decir que hay plantas femeninas y plantas masculinas. El tamaño del fruto está relacionado con el número de semillas formadas, por lo que es muy importante asegurar una buena polinización que ayude a la fecundación de los óvulos. En la mayoría de los casos la polinización natural del cultivo por el viento no es suficiente para obtener una buena fecundación, la polinización con abejas es poco eficiente ya que la flor no es atractiva para los insectos. Una práctica frecuente es la polinización artificial con polen extraído de flores masculinas o de polen comprado.



Figura 8.19. Frutos de kiwi creciendo en el monte frutal de la FAUBA. Fotografía tomada por Georgina Paula García-Inza.

El kiwi requiere suelos profundos, bien drenados y ricos en materia orgánica. Las raíces son muy sensibles a la asfixia y por lo tanto se debe evitar el encharcamiento. Las plantas son cultivadas y guiadas a través de una estructura de conducción (de metal o madera y alambres), intercalando entre las plantas femeninas algunos ejemplares masculinos. Las plantaciones de kiwi están rodeadas de cortinas forestales que disminuyen el viento en la parcela, y evitan el quiebre de ramas y roces.

El consumo de kiwi, en Argentina, es de 0,4 kg habitante⁻¹ año⁻¹. El MCBA comercializa anualmente entre 3.700 y 4.200 t siendo la Provincia de Buenos Aires el principal origen (48%), luego Chile (38%), Italia (13%) y Nueva Zelandia (1%), lo que muestra que todavía hay una demanda local insatisfecha.

6.6.3. Arándanos

La producción de arándano en Argentina comenzó a partir de la segunda mitad de los años 90, impulsada por los buenos precios internacionales y la posibilidad de abastecer mercados demandantes. El país logró constituirse en un importante proveedor de esta fruta en contra estación para abastecer la demanda del hemisferio norte.

Argentina produce 20.000 t año⁻¹, siendo Tucumán la principal provincia productora, seguido por Entre Ríos y Buenos Aires (**Figura 8.20**). La mayor parte de la producción se exporta como fruta fresca (80%), el 14% se exporta congelado y el resto se destina al consumo en el mercado interno (Comité Argentino de Blueberry, 2018). El destino de exportación más importante es Estados Unidos (61%), seguido por Europa (32%) (Ministerio de Producción y Trabajo, 2019).

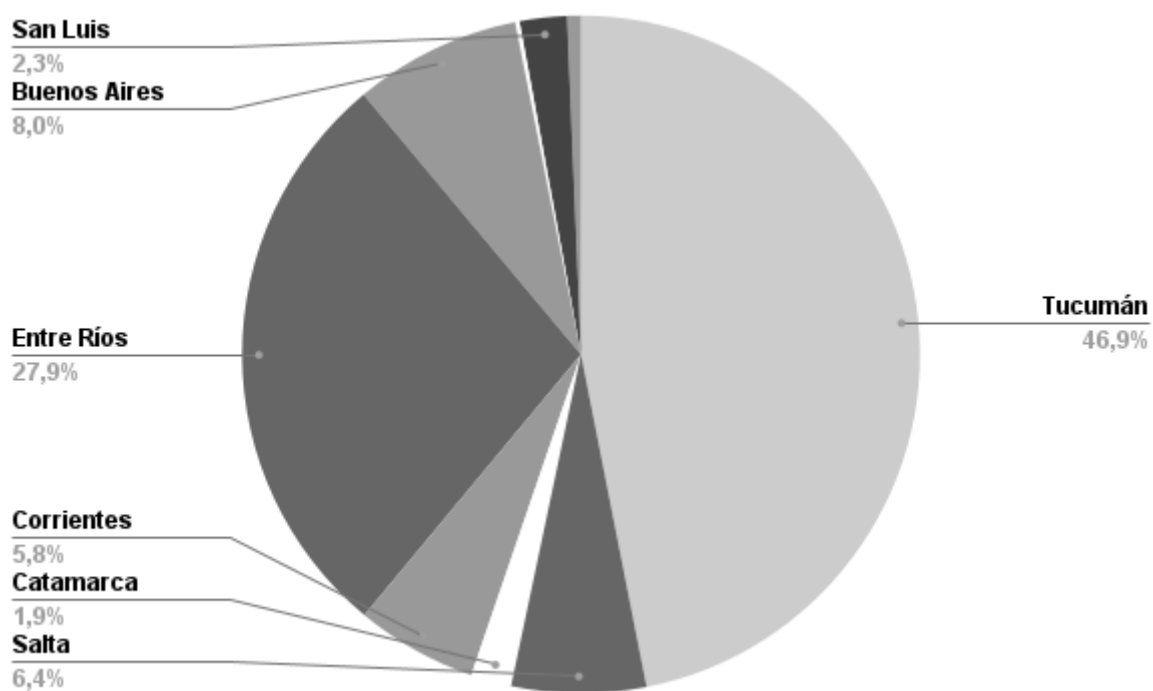


Figura 8.20. Distribución de la superficie destinada a la producción de arándanos. Fuente: elaborado a partir del Comité Argentino de Blueberry (2018).

El arándano es un arbusto de follaje caduco. Para su cultivo, requiere de una adecuada fertilidad física y pH ácido, buen drenaje y contenido de materia orgánica entre 3 y 5%. Es una especie de raíces superficiales, resulta sensible tanto al déficit como el exceso de agua, siendo el riego por goteo junto con la fertirrigación y el ajuste de pH la tecnología más utilizada.

Las variedades cultivadas en el país se diferencian por los requerimientos de frío invernal. Los “Northern Highbush” son variedades adaptadas a bajas temperaturas y con mayores requerimientos de frío (entre 650 y 1200 h de frío) mientras que los “Southern Highbush” están adaptados a climas más templados y requieren de una menor acumulación de horas de frío (entre 200 y 600 h bajo 7 °C).

En resumen, el cultivo del arándano es una actividad capital intensiva y altamente tecnificada, muy demandante de mano de obra. La cosecha se realiza manualmente sólo se mecaniza en una superficie menor destinada a congelados. Los frutos maduran escalonadamente en la planta, requi-

riendo de varias pasadas para recolectar los maduros (*Figura 8.21*). La fruta cosechada debe ser refrigerada de inmediato para evitar pérdidas de calidad.



Figura 8.21. Racimo de arándanos. Se aprecia el crecimiento y maduración desparejo de las bayas en el mismo racimo. Fotografía tomada por Georgina Paula García-Inza.

7. Producciones frutícolas sostenibles

La fruticultura dominante en Argentina se basa en monocultivos perennes con alta dependencia de fertilizantes, insecticidas y fungicidas de síntesis química. Sin embargo, en los últimos años, se están expandiendo experiencias productivas, social y ambientalmente sostenibles. Los sistemas frutícolas agroecológicos representan un cambio en el paradigma de la producción de frutas. Se diseñan y manejan los agroecosistemas con el objetivo de potenciar los servicios ecológicos producto de las interacciones entre los componentes de la biodiversidad cultivada y espontánea presente. Esta visión entiende los agroecosistemas como sistemas naturales modificados por el hombre con el fin de producir bienes y servicios (Sarandón, 2014). De esta manera la fruticultura se caracterizaría por aumentar la biodiversidad y las funciones del agroecosistema. Las especies ocupan distintos nichos, sus combinaciones espaciales y temporales promueven el uso complementario de los recursos brindando hábitats, alimento y refugio a insectos benéficos y enemigos naturales. También conforman ambientes resilientes, capaces de tolerar y recuperarse de disturbios, continuando con la producción de alimentos (Altieri y Nicholls, 2013).

El aumento de la biodiversidad puede darse por la combinación de especies vegetales, (agroforestales, SAFs), la incorporación de ganado (silvopastoril) o ambas estrategias. Estos sistemas contribuyen a la diversificación de la finca, permiten asegurar el autoconsumo, ingresos permanentes (estabilidad económica) y promueven el arraigo territorial.

Los SAFs son agroecosistemas en los que se ha incluido en su diseño y manejo, comunidades de árboles y arbustos con diversos criterios y cumpliendo múltiples funciones, que involucran lo ambiental, lo sociocultural y lo económico (Bizzozero *et al.*, 2018). La producción de árboles frutales implica el crecimiento de raíces que penetran a niveles más profundos que las de los cultivos anuales, afectan-

do la estructura del suelo, el reciclaje de nutrientes, las relaciones de humedad y la actividad biológica del suelo. Además, la hojarasca se convierte en fuente importante de materia orgánica (Gliessman, 2002).

La incorporación de ganado es otra de las posibilidades que brinda la fruticultura, desde aves de corral a rumiantes. Se trata de sistemas que integran el cultivo de árboles frutales, pasturas y pastoreo. Los árboles proporcionan reparo del viento y sombra a los animales, proveen de fuente de alimentos. Los sistemas mixtos suelen tener buenos valores de productividad total del agroecosistema, si tenemos en cuenta que la carne proviene de un eslabón superior de la cadena trófica. La obtención de proteína animal demanda más energía que la de origen vegetal, por lo que con igual cantidad de energía se obtiene menos producto, pero de mayor calidad (Gliessman, 2002). Para los productores representa un aumento en los ingresos, aunque incorpora la complejidad del manejo del ganado.

Bibliografía

- Abbona, E., Sarandón, S. y Marasas, M. (2007). Los viñateros de Berisso y el manejo ecológico de los nutrientes. *LEISA*, 22(4): 13-15. Recuperado de: <https://www.leisa-al.org/web/index.php/volumen-22-numero-4/1758-los-vinateros-de-berisso-y-el-manejo-ecologico-de-los-nutrientes>
- Altieri, M. y Nicholls, C. (2013). Agroecología y resiliencia al cambio climático: principios y consideraciones metodológicas. *Agroecología*, 8(1): 7-20.
- Bizzozero, F., Carro, G. y Guazzelli, M. J. (2018). Sistemas agroforestales agroecológicos. *Bioma Pampa*. (pp. 76). Montevideo, Uruguay: Centro Ecológico y Centro Uruguayo de Tecnologías Apropriadadas (CEUTA). Recuperado de: https://www.ceuta.org.uy/data/publicaciones/Libro_SAFs_CEUTA.pdf
- Cámara Argentina de Fruticultores Integrados- CAFI. 2020. Recuperado de: <http://www.cafi.org.ar/nuestra-produccion/>
- Dussi, M. C., Flores, L., Barrionuevo, M., Navarrete, L. y Ambort, C. (2020). Encuentro entre la Agroecología y la agricultura biodinámica: ¿Alternativa a la agricultura industrial? *SEAE-SOCLA* 14: 35-40.
- EVOO World Ranking. 2020. Recuperado de: http://www.evooworldranking.org/_SP/top_pais.php
- Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura-FAO. (2017). Base de datos de la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAOSTAT). Recuperado de: <http://faostat.fao.org>
- García-Inza, G. P., Castro, D.N., Hall, A., Rousseaux, M.C. (2014). Responses to temperature of fruit dry weight, oil concentration, and fatty acid composition in olive (*Olea europaea* L. var. Arauco). *Eur. J. Agron.* 54: 107-115.
- Gliessman, S. R. (2002). Agroecología: procesos ecológicos en agricultura sostenible. (pp. 359). Turrialba, Costa Rica: CATIE.
- Gómez del Campo, M., Morales-Sillero, A., Vita Serman, F., Rousseaux, M. C. y Searles, Y. (2010). El Olivar en los Valles áridos del Noroeste de Argentina. *Olivae*, 14: 23-45.
- Instituto de Desarrollo Rural-IDR. (2013). Los números de duraznos para industria 2013. Recuperado de: https://www.idr.org.ar/wp-content/uploads/2017/10/numeros_durazno_industria_2013.pdf
- International Olive Oil Council-COI. (2019). *Newsletter*, 144. Recuperado de: https://www.internationaloliveoil.org/wp-content/uploads/2019/12/NEWSLETTER_144_ENGLISH.pdf
- Comité Argentino de Blueberry-ABC. (2018). Recuperado de: <https://www.argblueberry.com/home/estadisticas/>
- Instituto Nacional de Estadísticas y Censos- INDEC. (2021). Censo Nacional Agropecuario 2018. Resultados definitivos. Buenos Aires: INDEC

- Instituto Nacional de Estadísticas y Censos-INDEC. (2018). Sistema de consulta de comercio exterior de bienes. Recuperado de: <http://comex.indec.gob.ar>
- Consejo Federal de Inversiones-CFI. (2015). Informe del sector cítrico en la Argentina. Informes Sectoriales 2014/2015. Recuperado de: <http://biblioteca.cfi.org.ar/wp-content/uploads/sites/2/2015/11/informe-sector-citricola.pdf>
- Instituto Nacional del Vino-INV. (2016). Cadena vitivinícola. Informe ejecutivo. Recuperado de: https://www.argentina.gob.ar/sites/default/files/sspe_cadena_de_valor_vitivinicultura.pdf
- Instituto Nacional del Vino-INV. (2021). Informe: El consumo de vino tuvo en 2020 la mayor suba en cinco años. Recuperado de: <https://www.argentina.gob.ar/noticias/el-consumo-de-vino-tuvo-en-2020-la-mayor-suba-en-cinco-anos>
- Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria-INTA. (2016). Comercialización frutihortícola en el Mercado Central de Buenos Aires y en el mercado internacional. Período 2016. Recuperado de: https://inta.gob.ar/sites/default/files/inta-comercializacion_frutihorticola_en_el_mercado_central_de_buenos_aires_y_en_el_mercado_internacional._periodo_2016.pdf
- Marasas, M. y Velarde, E. I. (2000). Rescate del saber tradicional como estrategia de desarrollo: los viñateros de la costa. *LEISA*, 16(2): 23-24.
- Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca-MAGyP. (2014). Cadena de jugo de limón. Informe Sectorial N° 3. Área de Sectores Alimentarios, Dirección de Agroalimentos.
- Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca-MAGyP. (2020). DCA 2020. Cadena de Kiwi fresco. Recuperado de: http://www.alimentosargentinos.gob.ar/HomeAlimentos/Cadenas%20de%20Valor%20de%20Alimentos%20y%20Bebidas/informes/Resumen_Cadena_KIWI_ENERO_2020.pdf
- Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca-MAGyP. (2020). Dirección de Producción Agrícola, Dirección Nacional de Agricultura Subsecretaría de Agricultura. Arándanos: Evolución de los principales indicadores del sector productivo. Recuperado de: <https://www.argentina.gob.ar/sites/default/files/arandanos-oct-2020.pdf>
- Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca-MAGyP. (2020). Sector Frutales de pepita. Recuperado de: <https://www.argentina.gob.ar/sites/default/files/sector-frutales-de-pepita-oct-2020.pdf>
- Ministerio de Producción y Trabajo. Secretaría de Agroindustria. (2019). Anuario de frutas 2019. Exportaciones e importaciones argentinas. Recuperado de: https://www.magyp.gob.ar/sitio/areas/ss_mercados_agropecuarios/areas/frutas/_archivos/000030_Informes/000029_Anuario%20de%20Frutas%20-%202019.pdf
- Oberschelp, G., Harrand, L., Mastrandrea, C. y Palenzona, M. (2020). *Cortinas forestales: rompevientos y amortiguadoras de deriva de agroquímicos*. (pp. 13). Entre Ríos, Argentina: INTA, EEA Concordia. Recuperado de: https://inta.gob.ar/sites/default/files/inta_concordia_cortinas_forestales.pdf
- Pengue, W., Rodríguez, A., Etchegoyen, A. *et al.* (2018). Las transformaciones urbano-rurales en la Argentina. Conflictos, consecuencias y alternativas en los albores del milenio. En: *Agroecología, ambiente y salud: estudios verdes productivos y pueblos sustentables*. Buenos Aires, Argentina, y Santiago, Chile: Heinrich Böll Stiftung Cono Sur.
- Robinson T., Lakso, A. y Ren, Z. (1991). Modifying apple tree canopies for improved production efficiency. *HortScience*, 26(8): 1005-1012.
- Rodríguez, A. y Muñoz, A. (2013). Requerimiento de frío invernal en frutales de hoja caduca. *Boletín Agrometeorológico N° 19*, Temporada 2013-2014. Río Negro, Argentina: INTA EEA Alto Valle. Recuperado de: https://inta.gob.ar/sites/default/files/script-tmp-inta_boletin_agrometeorologico_n19_2013-2014.pdf
- Rodríguez, A. y Muñoz, A. (2016). Requerimiento de frío invernal en frutales de hoja caduca. *Boletín Agrometeorológico*, N°30, Temporada 2015-2016. Río Negro, Argentina: INTA EEA Alto Valle. Recuperado de: https://inta.gob.ar/sites/default/files/script-tmp-inta_boletin_agrometeorologico_n30_temp-2015-2016.pdf
- Sánchez, E.(2020). Programa Nacional Frutales. Superficie ocupada por plantaciones frutales en el país y cambios en su estructura productiva. Recuperado de: <https://repositorio.inta.gob.ar/handle/20.500.12123/7906>

- Sarandón, S. J. (2014). El agroecosistema: Un ecosistema modificado. En: Sarandón, S.J. y Flores, C.C. (Eds.). *Agroecología. Bases teóricas para el diseño y manejo de agroecosistemas sustentables*. (pp. 100-130). La Plata, Buenos Aires, Argentina: Edulp.
- Secretaría de Gobierno de Salud de la Nación Argentina. (2019). 4º Encuesta Nacional de Factores de Riesgo, Informe Definitivo. Recuperado de: <https://www.argentina.gob.ar/noticias/salud-publico-el-informe-completo-de-la-4deg-encuesta-nacional>
- Servicio Nacional de Sanidad y Calidad Agroalimentaria-SENASA. (2021). Citrus limón. Recuperado de: <https://www.sinavimo.gob.ar/cultivo/citrus-limon>
- Servicio Nacional de Sanidad y Calidad Agroalimentaria-SENASA. (2014). Informe estadístico. Cítricos argentinos de excelencia. Recuperado de: http://www.senasa.gob.ar/sites/default/files/ARBOL_SENASA/INFORMACION/INFORMES%20Y%20ESTADISTICAS/Informes%20y%20estadisticas%20Vegetal/FRUTALES/citricos_argentinos_de_excelencia.pdf
- Teuber, O., Sotomayor, A., Moya I., Salinas, J. (2016). *Cortinas cortavientos y su impacto en la producción agropecuaria de la Región de Aysén*. En: Sotomayor A; Barros S.(Eds.). *Los Sistemas Agroforestales en Chile*, Instituto Forestal, Chile. Pp. 221-243.
- Valentini, G. (2003). La injertación en frutales. *Boletín de Divulgación Técnica N°14*. Buenos Aires, Argentina: INTA EEA San Pedro. ISSN- 0327-3237. Recuperado de: <https://agrohuertos.com/wp-content/uploads/2020/10/DESCARGA-DE-MANUAL-DE-INJERTOS-FRUTALES.PDF.pdf>
- Villareal y Santagni (Coords). (2005). *Pautas tecnológicas: frutales de carozo Manejo y análisis económico financiero*. 1ª ed. General Roca, Río Negro, Argentina: INTA EEA Alto Valle. Recuperado de: https://inta.gob.ar/sites/default/files/script-tmp-pautas_carozo.pdf

Sistemas de producción orgánicos en la Argentina

CAPÍTULO

9

*Helena Rimski-Korsakov, Carina Rosa Álvarez
y Patricia Lilia Fernández*

1. Introducción

La producción agrícola mundial registró un aumento constante desde mediados del siglo pasado (*Figura 9.1*). Este incremento en la producción de alimentos fue acompañado por el aumento de la población. La producción agrícola puede aumentar como consecuencia de una mayor superficie cultivada y/o por mayor rendimiento de los cultivos (producción por unidad de superficie; e.g., t ha⁻¹). Hasta mediados del siglo XX el incremento en la producción se debió principalmente a aumentos en la superficie cultivada. A partir del año 1960 hasta el 2019 la superficie cosechada se incrementó un 36% mientras que los rendimientos promedios casi se triplicaron.

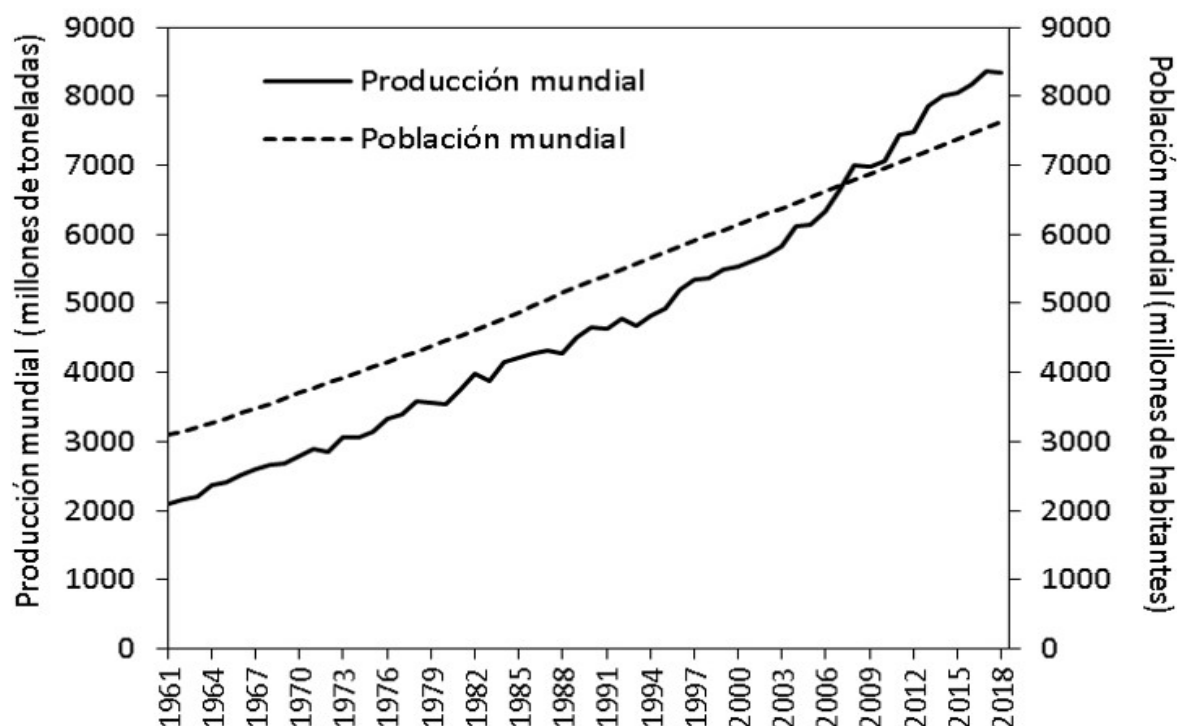


Figura 9.1. Evolución de la producción agrícola mundial de cereales, oleaginosas, legumbres, azúcar, hortalizas y frutales (millones de toneladas) y de la población mundial (millones de habitantes). Período 1961-2018. Fuente: FAO (2020).

Los aumentos de los rendimientos generados a partir de mediados del siglo XX fueron consecuencia de la denominada “Revolución Verde” (Borlaug, 2007). Dicho cambio productivo se basó principalmente en la introducción de mejoras genéticas en los cultivos, el uso de insumos como fertilizantes y plaguicidas, y a otros cambios tecnológicos en el manejo de los cultivos. Estas innovaciones productivas buscaron incrementar la producción y rentabilidad, pero no tuvieron en cuenta sus posibles efectos adversos sobre el ambiente y los ecosistemas (Andrade, 2016). El uso excesivo de determinados insumos, especialmente fertilizantes y plaguicidas, generó daños ambientales y

efectos nocivos sobre la salud humana en algunos países. Los plaguicidas fueron señalados como los principales contaminantes ambientales no puntuales (Aparicio *et al.*, 2015). Por otro lado, el uso excesivo de fertilizantes generó contaminaciones de napas con nitratos, emisiones de gases de efecto invernadero y flujos de nutrientes hacia acuíferos superficiales, con el riesgo de eutrofizarlos (Stoate *et al.*, 2001).

La Argentina tuvo un comportamiento diferente a otros países en relación con el consumo de agroquímicos. Por un lado, las cantidades de nutrientes aplicadas como fertilizantes siempre fueron menores a las cantidades de nutrientes exportadas en el producto cosechado, siendo en general los balances de nutrientes negativos. En promedio, desde el año 2009 hasta el 2019, la dosis media de aplicación de N+P+K por medio de fertilizantes fue de 34 kg ha⁻¹, muy inferior a la de la Unión Europea (UE) y Estados Unidos (EE.UU.), donde las dosis fueron de 162 y 170 kg ha⁻¹, respectivamente (FAO, 2020). Esto hizo que casi no haya reportes de acuíferos contaminados por fertilizantes en la Argentina en sistemas de producción extensivos, pero sí una caída de la fertilidad de sus suelos. Por otro lado, el escenario de los plaguicidas para el mismo período -2009 a 2019- fue muy diferente. El consumo de plaguicidas promedio fue cercano a los 6 kg ha⁻¹ mientras que en UE y EE.UU. fue de 4 kg ha⁻¹. Cabe destacar que dentro de los plaguicidas, en Argentina, el 93% corresponde a herbicidas, a diferencia de la UE y EE.UU. donde rondan el 34 y 61%, respectivamente (FAO, 2020). Este comportamiento de la Argentina se encuentra relacionado con las grandes extensiones de monocultivo de soja manejadas bajo siembra directa o largos períodos de barbecho. Por lo descripto anteriormente se explica que los problemas ambientales generados por el uso de agroquímicos en Argentina en cultivos extensivos están determinados principalmente por el uso de plaguicidas (fundamentalmente herbicidas) y no por los fertilizantes (Aparicio *et al.*, 2015). Un caso distinto son las producciones intensivas (horticultura, fruticultura, algunos cultivos industriales) que reciben dosis altas de fertilizantes y plaguicidas, donde es común encontrar contaminación por exceso de estos productos en las napas y cursos de agua.

Las producciones orgánicas son una alternativa al modelo productivo convencional/hegemónico. Sus bases se centran en las “tecnologías de procesos y conocimientos” en lugar del uso intensivo de insumos. Para ello, se deben comprender los procesos que regulan los diferentes ecosistemas: este modelo se basa en la aplicación de los conceptos y principios ecológicos para manejar los agrosistemas (Andrade, 2016). Busca que los sistemas tengan una baja dependencia de insumos no renovables y eviten el uso de productos potencialmente contaminantes o perjudiciales para la salud humana y fomentan el bienestar animal.

El *Codex Alimentarius* de la FAO define a la agricultura orgánica como:

Un sistema holístico de gestión de la producción que fomenta y mejora la salud del agroecosistema, y en particular la biodiversidad, los ciclos biológicos, y la actividad biológica del suelo. Hace hincapié en el empleo de prácticas de gestión prefiriéndolas respecto al empleo de insumos externos a la finca, teniendo en cuenta que las condiciones regionales requerirán sistemas adaptados localmente. Esto se consigue empleando, siempre que sea posible, métodos culturales, biológicos y mecánicos, en contraposición al uso de materiales sintéticos, para cumplir cada función específica dentro del sistema (FAO, 2007).

2. Definición y normativa de la producción orgánica en la Argentina

La producción agrícola orgánica argentina formalmente tiene sus inicios en el año 1985, cuando se creó el Centro de Estudios de Cultivos Orgánicos. En ese momento la Argentina poseía poca experiencia en este tipo de producción y no tenía un marco legal que la regulara. Con el transcurso de los años la cantidad de productores orgánicos creció, lo que determinó la necesidad de generar lineamientos y normas claras para este tipo de producciones. En 1992, el Gobierno Nacional, a través del Instituto Argentino para la Sanidad y Calidad Vegetal (IASCAV) y el Servicio Nacional de Sanidad Animal (SENASA), estableció las regulaciones para el Sistema Nacional de Control de Productos Orgánicos generando la normativa. Las normas nacionales se basaron en las elaboradas por la Federación Internacional de Movimientos de Agricultura Orgánica (IFOAM) y la Comunidad Europea (CE).

En 1999 se promulgó en la Argentina la Ley N° 25.127 de Producción ecológica, biológica u orgánica, que en su Art. N° 1 define que:

“Se entiende por ecológico, biológico u orgánico a todo sistema de producción agropecuario, su correspondiente agroindustria, como así también a los sistemas de recolección, captura y caza, sustentables en el tiempo y que mediante el manejo racional de los recursos naturales y evitando el uso de los productos de síntesis química y otros de efecto tóxico real o potencial para la salud humana, brinde productos sanos, mantenga o incremente la fertilidad de los suelos y la diversidad biológica, conserve los recursos hídricos y presente o intensifique los ciclos biológicos del suelo para suministrar los nutrientes destinados a la vida vegetal y animal, proporcionando a los sistemas naturales, cultivos vegetales y al ganado condiciones tales que les permitan expresar las características básicas de su comportamiento innato, cubriendo las necesidades fisiológicas y ecológicas”.

Posteriormente, en 2016, se promulga la Res. 374, cuyo texto reúne toda la normativa existente hasta ese momento sobre las producciones orgánicas (vegetal, animal y de productos elaborados) para facilitar su interpretación y aplicación. En su Art. N° 2 define a los productos orgánicos como:

“aquellos que han sido producidos, procesados, manipulados, comercializados, rotulados, controlados y certificados en cumplimiento con la normativa orgánica vigente. Por lo tanto, el ámbito de aplicación de la normativa se aplica a todas las etapas de producción, post-cosecha, elaboración, distribución, tipificación, empaque, identificación, etiquetado, comercialización, transporte, control y certificación de productos y subproductos orgánicos de origen agropecuario y acuícola”.

También establece que la autoridad de aplicación del sistema de producción, comercialización, control y certificación de productos orgánicos es la Dirección de Calidad Agroalimentaria, dependiente de la Dirección Nacional de Calidad e Inocuidad Agroalimentaria del SENASA. En dicho reglamento se detallan los siguientes objetivos de la producción orgánica:

- Respetar los sistemas y los ciclos naturales a la vez que preserve y mejore la salud de los ecosistemas.
- Contribuir a alcanzar un alto grado de biodiversidad.
- Hacer un uso responsable de la energía y de los recursos naturales como el agua, el suelo, la materia orgánica y el aire.

- Cumplir rigurosas normas de bienestar animal.
- Obtener productos de buena calidad que satisfagan las expectativas de los consumidores.

3. Bases y principios para la producción orgánica en la Argentina

La normativa argentina define los principios generales que deben regir la producción orgánica. Entre ellos se destacan:

- La estricta limitación de la utilización de productos de síntesis química.
- La producción animal no confinada en forma permanente que respete los principios de bienestar animal y los cuidados del ambiente.
- La exclusión del uso de organismos genéticamente modificados y productos generados a partir de o mediante ellos.
- La limitación del uso de recursos/insumos de origen externo al predio productivo.

3.1. Lineamientos específicos para las producciones orgánicas vegetales

Dentro de los lineamientos que deben seguir las producciones orgánicas vegetales incluyen prácticas que no degraden el ambiente. Entre estas prácticas deben tenerse en cuenta aquellas destinadas a la nutrición de los cultivos y al control de adversidades (plagas, enfermedades y malezas).

El manejo nutricional de los vegetales se basa en el ingreso de nutrientes al sistema por vías autorizadas. Entre ellas se pueden mencionar: ingreso de nitrógeno por fijación biológica, el uso de fertilizantes naturales permitidos y de abonos orgánicos. El adecuado estado nutricional de las plantas es fundamental no sólo para su buen crecimiento, sino también para brindarles mayor resistencia a las adversidades.

Al no poder usarse plaguicidas de síntesis química, el manejo principal de las adversidades pasa en primera medida por la prevención. La prevención no sólo se basa en la adecuada nutrición de las plantas sino también en minimizar los estreses generados a las mismas. Por ejemplo, seleccionar especies y variedades adaptadas a la zona y utilizar densidades de siembra adecuadas. También debe prevenirse la aparición de adversidades, favoreciendo el desarrollo de enemigos naturales de las plagas y enfermedades de forma de ejercer un control biológico. Debe realizarse un adecuado programa de rotaciones de especies con la finalidad de cortar los ciclos de adversidades, pueden realizarse asociaciones de cultivos, corredores biológicos. De no poder prevenirse la aparición de adversidades y peligrar la producción, puede recurrirse a su control por medios mecánicos, físicos y/o biológicos.

3.2. Lineamientos específicos para las producciones animales orgánicas

El manejo de las producciones animales orgánicas también es regido por su propia normativa. Dentro de estas normas se regula el origen de los animales, su alimentación, su manejo sanitario, el alojamiento e instalaciones, el transporte y la faena. Dentro de las normas generales se destacan:

- No está permitido la crianza de animales en confinamiento.
- La alimentación debe ser natural y equilibrada y producida conforme a las normas orgánicas.
- Deben fortalecerse las defensas inmunológicas naturales de los animales.
- Deben asegurarse condiciones de bienestar animal.
- Debe cumplirse con un límite máximo de carga animal (cabezas ha⁻¹) para evitar el deterioro del recurso forrajero, del suelo y de las napas freáticas.
- Está permitida la aplicación de vacunas contra enfermedades endémicas y vacunas obligatorias.

Se recomienda que las actividades pecuarias se encuentren acompañando las actividades agrícolas. De esta forma se promueve el reciclado de nutrientes, la eliminación de malezas, la interrupción de ciclos de parásitos, entre otros beneficios.

La alimentación de los animales debe seguir las normativas orgánicas y de ser posible los alimentos deben ser de producción propia del establecimiento. Está prohibido suministrar en la alimentación sustancias para estimular el crecimiento o la producción.

El manejo sanitario animal se basa en el buen estado de los mismos para brindar una resistencia natural a las enfermedades y a la prevención de las infecciones. Para ello, la normativa promueve la selección de especies, razas y estirpes adecuadas a la región, prácticas de manejo que eviten el estrés de los animales y promuevan su bienestar, suministro o acceso a alimentos y agua en cantidad y calidad adecuada a los requerimientos de los animales y condiciones de limpieza de los sitios de estadía para disminuir los contagios, entre otras normas. En el caso que las prácticas de manejo mencionadas no den resultado, se deben aplicar tratamientos veterinarios para evitar el sufrimiento de los animales. Pueden usarse productos fitoterapéuticos, homeopáticos, ayurvédicos y/o biodinámicos. De fracasar los tratamientos anteriores deben utilizarse medicamentos veterinarios alopáticos y antibióticos autorizados. Existen máximos permitidos en el uso de estos productos. Cuando se requieran dar más tratamientos que los permitidos, los animales afectados deben ser apartados y tratados, pero no podrán comercializarse como productos orgánicos.

4. Formas de comercialización de los productos orgánicos en la Argentina

Las formas de comercialización de los productos orgánicos utilizados en Argentina son dos. Una opción es certificar las producciones como orgánicas. Esta vía de comercialización asegura a los consumidores que los productos comprados siguen todas las reglas de producción orgánica. El sistema de control es establecido e implementado por SENASA quien habilita a las entidades certificadoras. Las certificadoras son las responsables de realizar el seguimiento y control directo de los operadores orgánicos. Las entidades certificadoras son organismos privados que deben estar inscriptos en el Registro Nacional de Entidades Certificadoras de Productos Orgánicos. Son las encargadas de realizar las inspecciones a los predios y verificar toda la documentación necesaria para asegurar que se cumpla la normativa orgánica. Una vez comprobado dicho cumplimiento se le otorga un etiquetado que asegura e identifica que el producto es orgánico. Esta vía es por la que se opta generalmente en las grandes

urbes donde no existe un contacto directo entre el productor y el consumidor. La contratación de la certificadora tiene un costo que puede incrementar los precios de los productos.

Otra opción de comercialización de los productos orgánicos es sin certificación. Esta vía es por la que optan los productores que cuentan con clientes que confían en su forma de producir, siguiendo los requerimientos orgánicos. El trato directo entre consumidor y productor facilita esta forma de comercialización basada en la confianza. Si los consumidores confían en el origen de los productos, al evitarse el costo de la certificación, dichos productos suelen tener un menor precio.

5. Principales países productores y consumidores de productos orgánicos

La superficie orgánica mundial se encuentra en constante aumento (*Figura 9.2*). En 2019, la Argentina fue el segundo país con mayor cantidad de superficie certificada orgánica, siguiendo a Australia. En la *Figura 9.3* pueden verse los 10 países con mayores superficies orgánicas certificadas.

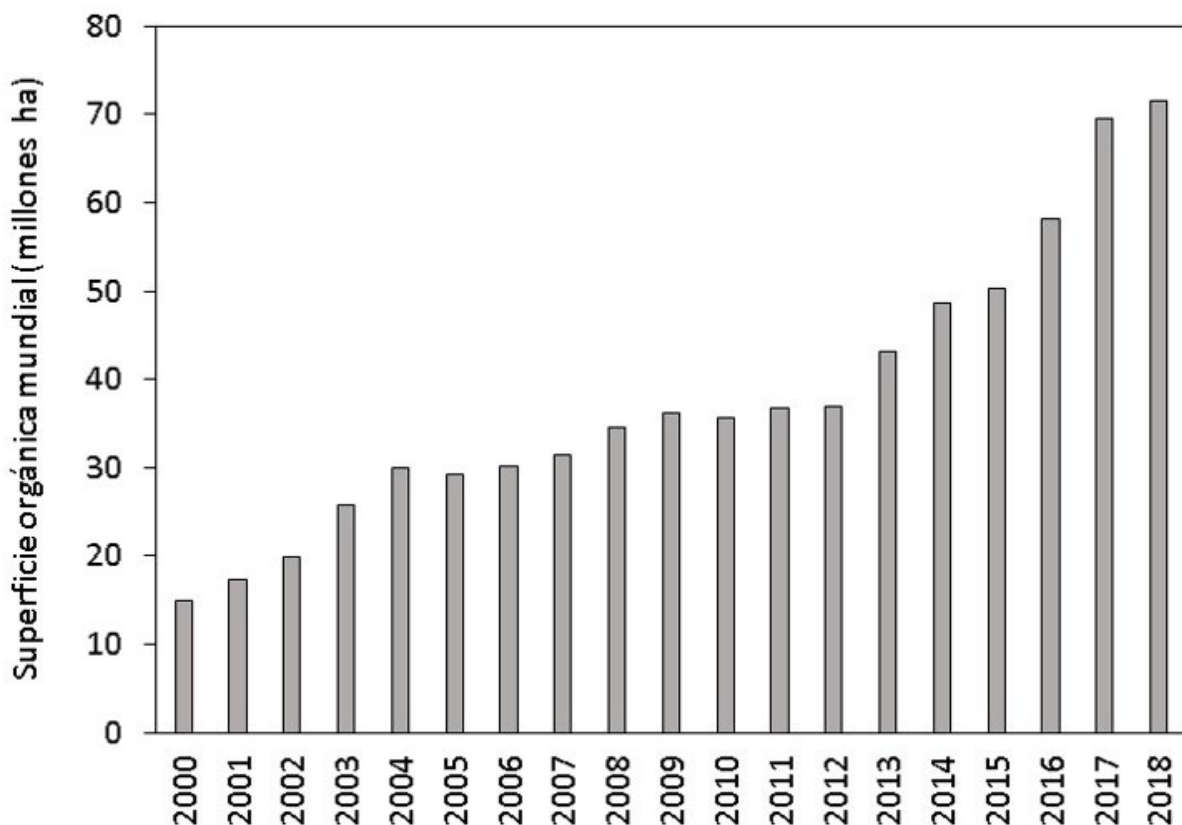


Figura 9. 2. Evolución de la superficie destinada a la producción orgánica a nivel mundial. Período 2000-2018. Fuente: FiBL (2020).

En Argentina la evolución de la superficie destinada a producciones orgánicas presenta fluctuaciones en el tiempo (*Figura 9. 4*). La superficie orgánica dedicada a producciones pecuarias es notoriamente superior a la de producciones agrícolas. En promedio durante el período 1999-2019

la superficie ganadera orgánica fue de casi 3 M ha, mientras que las vegetales fue de 260.000 ha (Figura 9.4).

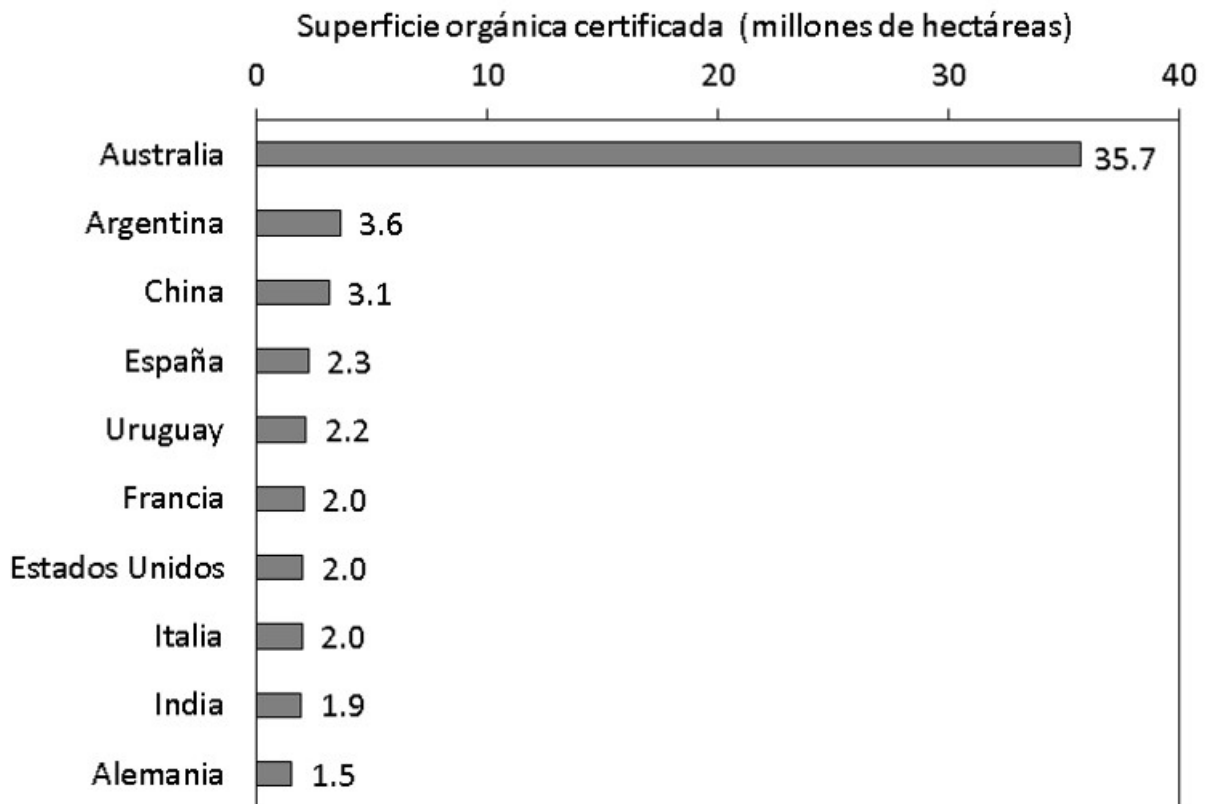


Figura 9. 3. Países con mayor cantidad de superficie orgánica sembrada en el año 2019. Fuente: FiBL (2020).

Las provincias de Chubut, Santa Cruz y Tierra del Fuego representaron el 94% de la superficie ganadera certificada en el año 2019 del total del país y el 87% de la superficie certificada total como orgánica (ganadera+agrícola) argentina. Esto se explica por la facilidad de certificar tierras de baja productividad, pero con buenas condiciones para la producción pecuaria de bajos insumos, bajo nivel de enfermedades, adecuadas para la regulación orgánica. La superficie media de los establecimientos de dichas provincias es de 47.000 ha en relación con la media del resto del país que ronda las 400 ha. Sus principales existencias animales corresponden al ganado ovino.

Por otro lado, las tierras certificadas dedicadas a la producción orgánica vegetal no son cosechadas en su totalidad todos los años. En promedio, en los últimos 20 años, sólo un 26% de las hectáreas certificadas vegetales son cosechadas cada año. El resto corresponde a zonas certificadas, pero en descanso, fijando nitrógeno y/o cumpliendo otros servicios. La provincia de Buenos Aires es la que posee mayor superficie certificada bajo producción vegetal, totalizando el 36% de dicha superficie en 2019 (Figura 9.5).

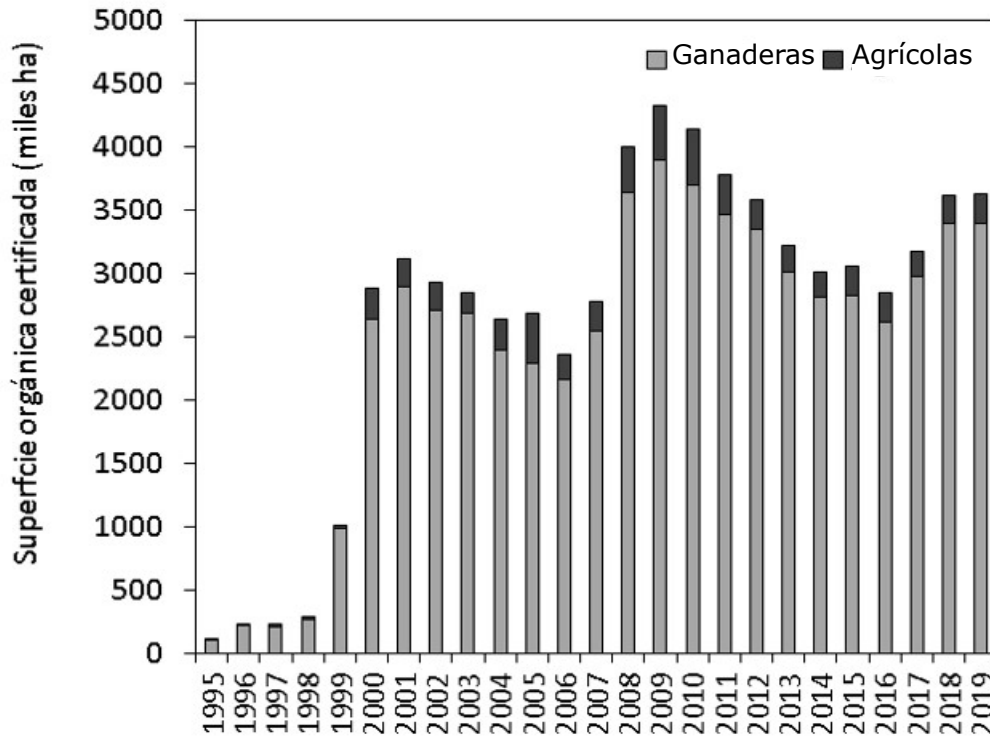


Figura 9. 4. Evolución de la superficie orgánica ganadera y agrícola certificada en Argentina. Fuente: SENASA (2020).

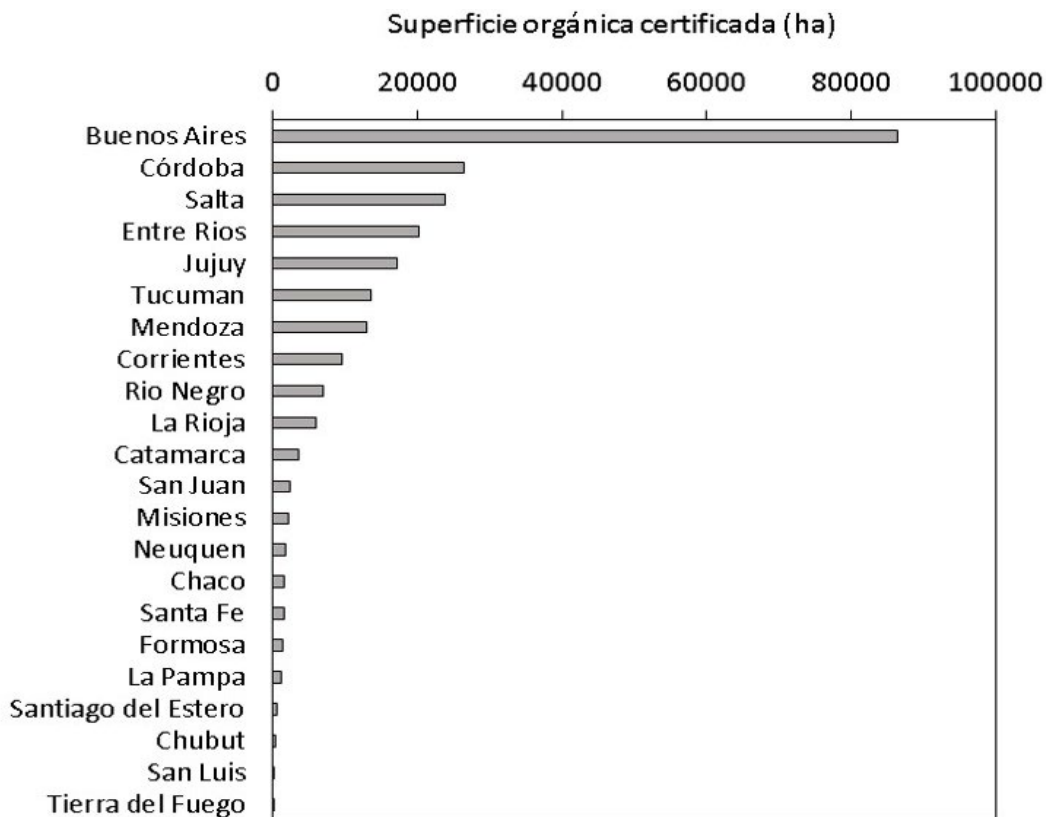


Figura 9. 5. Superficie certificada por provincia en la Argentina en el año 2019. Fuente: SENASA (2020).

El principal destino de la producción orgánica argentina es la exportación. Durante el período 2009 a 2019, el 99% de los productos vegetales y el 92% de los productos de origen animal tuvieron ese destino (SENASA, 2010-2020). EE.UU. es el principal consumidor de productos orgánicos argentinos, siendo el destino del 44% de los productos exportados en el año 2019, seguido por la UE con el 41%.

En el mercado local e internacional varía la importancia relativa de los productos argentinos comercializados. En ambos casos la mayor parte de los productos comercializados durante los años 2009 a 2019 corresponde a los productos industrializados (vino, azúcar, jugo concentrado de limón, yerba mate y harinas, entre otros). Los cereales y las oleaginosas corresponden a un 32% de las exportaciones, mientras que a nivel local ocupan un pequeño porcentaje (9%). En ambos mercados, los frutales tienen bastante importancia, a diferencia de las hortalizas y legumbres que tienen importancia local, pero poca en el mercado externo (*Figura 9.6*).

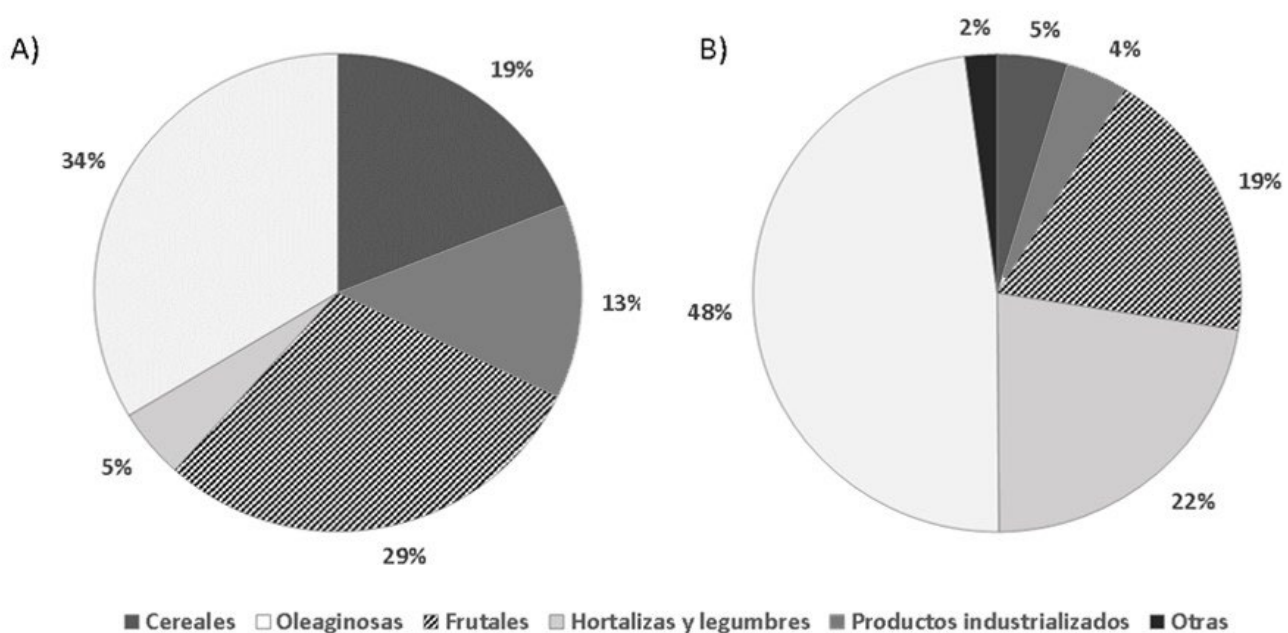


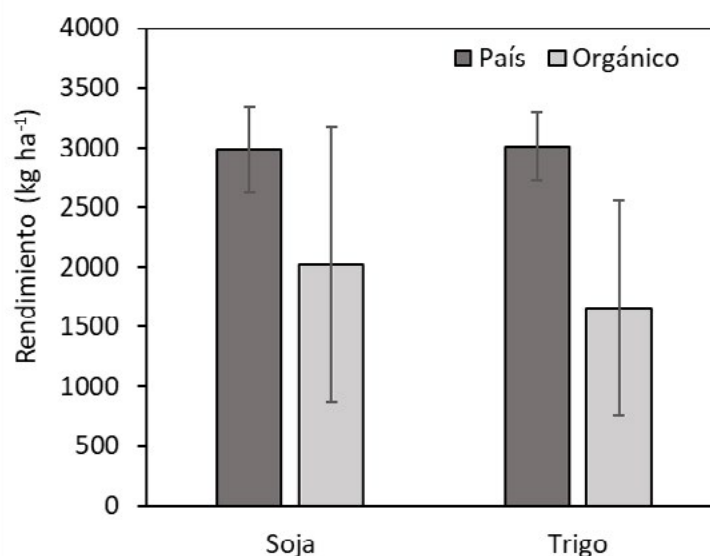
Figura 9.6. (a) Proporción relativa de los diferentes grupos de productos orgánicos exportados por Argentina. (b) Proporción relativa de los diferentes grupos de productos orgánicos comercializados en el mercado interno argentino. Fuente: SENASA (2010; 2011; 2012; 2013; 2014; 2015; 2016; 2017; 2018; 2019; 2020).

6. Rendimiento de las producciones orgánicas versus el de las producciones convencionales

Los rendimientos obtenidos en las producciones orgánicas, calculados como producto obtenido por superficie cosechada, son menores a los de las producciones tradicionales. Relevando los rendimientos de soja y trigo producidos orgánicamente en Argentina (2009 a 2019) puede apreciarse que estos son 32 y 45% inferiores a los producidos convencionalmente, respectivamente (*Figura 9.7*). También se comprueba que los rendimientos orgánicos presentan mayor variabilidad interanual que aquellos de producciones tradicionales. Gran parte de estas diferencias de rendimientos las relacionan con problemas nutricionales, siendo el N el nutriente más limitante. Por ese motivo son menores las brechas de rendimientos encontradas en el cultivo de

soja, debido en parte a la fijación biológica de la misma y, por ende, una mayor independencia con el N del suelo. Otra posible explicación a los menores rendimientos puede ser atribuida a control deficiente de las adversidades en las producciones orgánicas (de Ponti *et al.*, 2012).

Figura 9.7. Rendimiento promedio de soja y trigo en Argentina en producciones orgánicas y en el del total del país. Período 2009 a 2019. Fuente: SENASA (2010; 2011; 2012; 2013; 2014; 2015; 2016; 2017; 2018; 2019; 2020) y MAGyP (2020).



Internacionalmente también se detectan dichas disminuciones en el rendimiento de los cultivos, pero con diferencias menos marcadas con la producción tradicional. Ponisio *et al.* (2014) recopiló datos de rendimientos de más de mil situaciones orgánicas y tradicionales (cereales, oleaginosas, hortalizas y frutales). En dicha revisión encontraron que en las producciones orgánicas el rendimiento era un 19% menor que en las tradicionales, además de ser menos estable. Dentro de los cultivos de grano, detectaron que el impacto era mayor en los cereales que en las oleaginosas al igual que lo visto en la Argentina (**Figura 9.7**). Los menores rendimientos suelen ser una de las críticas que recibe la producción orgánica. Esto se basa en que si se adoptara esta práctica deberían ponerse en producción nuevas tierras en pos de mantener los niveles productivos necesarios para satisfacer la alimentación de una población mundial creciente. Esto implicaría avanzar sobre áreas más frágiles y sensibles al deterioro y promover una mayor pérdida de biodiversidad. Por lo anterior, es necesario poner esfuerzos en lograr prácticas adecuadas que disminuyan la brecha de rendimientos entre los dos sistemas productivos.

Bibliografía

- Andrade, F. H. (2016). *Los desafíos de la agricultura*. Acassuso, Argentina: International Plant Nutrition Institute.
- Aparicio, V., De Geronimo, D., Hernandez Guijarro, K., Pérez, D., Portocarrero, R. y Vidal C. (2015). *Los plaguicidas agregados al suelo y su destino en el ambiente*. Balcarce, Buenos Aires; Famaillá, Tucumán; Reconquista, Santa Fe. Argentina. INTA.
- Borlaug, N. E. (2007). Sixty-two years of Fighting hunger: personal recollections. *Euphytica*, 157: 287-297.
- de Ponti, T., Rijk, B. y Van Ittersum, M. K. (2012). The crop yield gap between organic and conventional agriculture. *Agricultural Systems*, 108: 1-9.
- Food and Agriculture Organization-FAO. (2007). *Alimentos Producidos Orgánicamente*. Roma, Italia: FAO.
- Food and Agriculture Organization-FAO. (2020). FAOSTAT. Recuperado de: <http://www.fao.org/faostat/es/#data>
- Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca-MAGyP. (2020). Estimaciones Agrícolas. Recuperado de: <https://datosestimaciones.magyp.gob.ar/>

- Poniso, L. C., M'Gonigle, L. K., Mace, K. C., Palomino, J., De Valpine, P. y Kremen, C. (2014). Diversification practices reduce organic to conventional yield gap. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 282(1799): 20141396.
- Research Institute of Organic Agriculture-FiBL. (2020). Data on organic area in worldwide. Recuperado de: <https://statistics.fibl.org/>
- Servicio Nacional de Sanidad y Calidad Agroalimentaria-SENASA. (2010). Situación de la Producción Orgánica en la Argentina durante el año 2009. Recuperado de: https://www.argentina.gob.ar/sites/default/files/5-11informe_estadstico_2009.pdf
- Servicio Nacional de Sanidad y Calidad Agroalimentaria-SENASA. (2011). Situación de la Producción Orgánica en la Argentina durante el año 2010. Recuperado de: https://www.argentina.gob.ar/sites/default/files/5-12informe_estadstico_2010.pdf
- Servicio Nacional de Sanidad y Calidad Agroalimentaria-SENASA. (2012). Situación de la Producción Orgánica en la Argentina durante el año 2011. Recuperado de: https://www.argentina.gob.ar/sites/default/files/5-13informe_estadstico_2011.pdf
- Servicio Nacional de Sanidad y Calidad Agroalimentaria-SENASA. (2013). Situación de la Producción Orgánica en la Argentina durante el año 2012. Recuperado de: https://www.argentina.gob.ar/sites/default/files/5-14informe_estadstico_2012.pdf
- Servicio Nacional de Sanidad y Calidad Agroalimentaria-SENASA. (2014). Situación de la Producción Orgánica en la Argentina durante el año 2013. Recuperado de: https://www.argentina.gob.ar/sites/default/files/5-15informe_estadstico_2013.pdf
- Servicio Nacional de Sanidad y Calidad Agroalimentaria-SENASA. (2015). Situación de la Producción Orgánica en la Argentina durante el año 2014. Recuperado de: https://www.argentina.gob.ar/sites/default/files/5-16informe_estadstico_2014.pdf
- Servicio Nacional de Sanidad y Calidad Agroalimentaria-SENASA. (2016). Situación de la Producción Orgánica en la Argentina durante el año 2015. Recuperado de: https://www.argentina.gob.ar/sites/default/files/5-17informe_estadstico_2015.pdf
- Servicio Nacional de Sanidad y Calidad Agroalimentaria-SENASA. (2017). Situación de la Producción Orgánica en la Argentina durante el año 2016. Recuperado de: https://www.argentina.gob.ar/sites/default/files/5_situacin_de_la_po_en_la_argentina_2016.pdf
- Servicio Nacional de Sanidad y Calidad Agroalimentaria-SENASA. (2018). Situación de la Producción Orgánica en la Argentina durante el año 2017. Recuperado de: https://www.argentina.gob.ar/sites/default/files/1_situacion_de_la_po_en_la_argentina_2017_0.pdf
- Servicio Nacional de Sanidad y Calidad Agroalimentaria-SENASA. (2019). Situación de la Producción Orgánica en la Argentina durante el año 2018. Recuperado de: https://www.argentina.gob.ar/sites/default/files/situacion_de_la_po_en_la_argentina_2018.pdf
- Servicio Nacional de Sanidad y Calidad Agroalimentaria-SENASA. (2020). Situación de la Producción Orgánica en la Argentina durante el año 2019. Recuperado de: https://www.argentina.gob.ar/sites/default/files/situacion_de_la_produccion_organica_en_la_republica_argentina_-2019.pdf
- Stoana, C., Boatman, N., Borralho, R. J., Carvalho, C., De Snoo, G. R. y Eden, P. (2001). Ecological impacts of arable intensification in Europe. *Journal of Environmental Management*, 63: 337-365.

Patricia B. Lombardo

1. Ciencia, tecnología y sociedad

En este capítulo se analizarán los distintos cambios tecnológicos que se produjeron en el agro pampeano teniendo en cuenta los contextos en que estos se originaron. En primer lugar, se debe aclarar que este análisis se circunscribe a la región pampeana, cuyo desarrollo histórico ha estado estrechamente vinculado con el mercado mundial. En segundo lugar, los cambios tecnológicos se analizarán desde una perspectiva histórica en base a las características políticas, sociales, económicas y productivas de los diferentes contextos. Para ello, previamente, es necesario realizar algunas consideraciones sobre ciencia, tecnología y cambio tecnológico.

Hay una estrecha relación entre ciencia y tecnología. A su vez, ambas son parte importante del sistema de vida de la mayoría de las sociedades, existiendo una conexión indisoluble, una significativa interacción y un acondicionamiento mutuo de las sociedades con la ciencia y la tecnología. Es por esto que no se pueden estudiar fuera del contexto social en el que se manifiestan.

La relación entre la ciencia y la sociedad ha evolucionado a lo largo del tiempo. Los procesos de producción y validación del conocimiento científico han sido estudiados desde diversos campos disciplinares, así como las relaciones de esos procesos con la economía y la sociedad. Los distintos enfoques promueven un nuevo contrato social entre los científicos y la sociedad la cual demanda que las actividades de investigación se reorienten hacia la satisfacción de sus necesidades (Castro Martínez *et al.*, 2016).

El surgimiento de nuevos enfoques cuestiona la relación ciencia-sociedad y valoriza el análisis de los diversos aspectos que caracterizan a la dinámica de la ciencia y la tecnología en la sociedad contemporánea, lo cual incluye los beneficios o perjuicios que se pueden ocasionar. Esta valorización está vinculada a nuevas demandas sociales referidas, entre otras, a la calidad de vida de la población, al cuidado del medio ambiente y a la responsabilidad social en la asignación y usos de recursos públicos.

Entre la ciencia y la tecnología existe una relación dialéctica (Vanegas Avilés, 2009). Como cualquier otro producto social conforman sus principales características de las relaciones sociales efectivas de su época y lugar transmitiéndose con ellas los valores y las relaciones de producción imperantes en las sociedades donde se originan. Ello permite desmitificar sobre la neutralidad de la ciencia y la tecnología que aparecen desprovistas de todo valor, como algo intrínsecamente bueno, universal y objetivo y, por ello, incuestionable. Al tratar de presentar la ciencia y la tecnología como neutrales, ahistóricas y en progreso permanente, son extraídas del complejo histórico que las rodea y del proceso productivo en el que son transformadas y se conciben como objetivadas, ajenas a las relaciones sociales (López Monja *et al.*, 2005).

Uno de los temas en el debate actual sobre la ciencia y la tecnología, consiste en determinar cuánto han contribuido a configurar las sociedades modernas y a transformar a las tradicionales. Como bien afirman López Monja *et al.* (2005), la tecnología es el producto de la ciencia que sirve a una función transformadora y cognoscitiva constituyendo, desde su nacimiento, un medio para que los seres hu-

manos modifiquen la materia existente en la naturaleza y satisfaciendo, de este modo, la demanda de productos que se encontraban en su estado natural. Su origen es humano y, por lo tanto, su carácter es configurado por las relaciones sociales. Esto es acorde con la definición propuesta por Dina (1988): “es el producto de un proceso social y sus efectos sociales proceden de las mismas causas sociales que han determinado su existencia”. A esta definición, se podría agregar que la tecnología es el resultado de relacionar la técnica con la ciencia y con la estructura económica y sociocultural a fin de solucionar problemas (Gay y Ferradas, 1997).

Cabe destacar que existe una multiplicidad de definiciones sobre la tecnología, pero no es el propósito profundizar en cada una de ellas. Sólo se pretenden hacer algunas consideraciones sobre dicho concepto, así como sobre ciertas categorizaciones. Existe una multiplicidad de clasificaciones sobre tipos de tecnologías, algunas de las cuales serán presentadas a continuación. Si bien éstas difieren en las variables con que han sido construidas, no son excluyentes.

Una primera clasificación es aquella elaborada por Piñeiro *et al.* (1975) que, en base a la utilización y combinación de los factores de producción, distingue cuatro tipos: (i) *mecánicas* que, esencialmente, sustituyen mano de obra por capital en el proceso productivo aumentando la productividad de la mano de obra sin incrementar significativamente los rendimientos por unidad de superficie; (ii) *biológicas*, que son relativamente neutrales en requerimiento de tierra, mano de obra y manejo, levemente capital intensivas e incrementan moderadamente los rendimientos; (iii) *químicas*, las cuales son fundamentalmente ahorradoras de tierra sustituyéndola por capital y trabajo en el proceso productivo y aumentando significativamente los rendimientos por hectárea; y (iv) *agronómicas*, que requieren una inversión mínima de capital, son ahorradoras de tierra e incrementan los rendimientos.

Otra clasificación es la realizada por Viglizzo (1994) quien diferencia entre tecnologías de insumos y de procesos. Las primeras, se caracterizan por ser materiales, se compran y son de alto costo económico relativo, requieren baja dedicación, son de uso sencillo y relativamente rutinario y, principalmente, son coyunturales. En tanto que las de procesos, son inmateriales, se manejan, son de alto costo intelectual, requieren alta dedicación y control, son de administración compleja y relativamente creativas, principalmente, son estructurales.

Forján (2002) sostiene que la agricultura moderna se apoya en la denominada tecnología de insumos basada en un alto consumo de energía (combustible) y agroquímicos, el manejo intensivo del sistema y la tendencia a lograr altos rendimientos- permitiendo la obtención de beneficios económicos a través del aumento de la productividad. Sin embargo, el autor señala que, en las últimas décadas, se comenzaron a visualizar factores poco favorables como la caída del valor de la producción, el aumento del precio relativo de los insumos y, por ende, la disminución de la rentabilidad. En muchos casos, la tecnología de insumos fue aplicada sin consideración conservacionista, lo que determinó consecuencias negativas debido a la fuerte presión ejercida sobre el uso de los recursos naturales (suelo y agua), generando erosión y degradación física, química y biológica de los suelos, y contaminación ambiental. A esto se puede sumar otras problemáticas como la aparición de resistencia a los plaguicidas de ciertas adversidades y la erosión genética (Sarandón y Sarandón, 1993).

Sin embargo, algunas explotaciones evolucionaron buscando alcanzar una situación no necesariamente basada en la maximización de los rendimientos, sino en una alta eficiencia del sistema productivo en su conjunto, reemplazando parcialmente la adopción de las tecnologías de insumos por tecnologías de procesos. El objetivo de este planeamiento estratégico es lograr la mayor eficiencia

mediante la reducción de los costos por aproximación al uso óptimo de los insumos y los recursos, minimizando los riesgos, para alcanzar los máximos rendimientos posibles (Forjan, 2002).

Carballo (2006), a su vez, diferencia entre tecnologías tangibles e intangibles. Las primeras son aquellas con las que se puede establecer una relación física o con algún objeto material al que se han incorporado, pudiéndose distinguir entre insumos y bienes de capital. Las intangibles, en cambio, son las tecnologías con las que no se puede establecer contacto físico. Están constituidas por el conocimiento existente en las personas a través del saber intelectual, habilidades o experiencias, documentos (e.g. patentes, normas técnicas, diseños, planos, proyectos, manuales de instrucción, recomendaciones de uso, etc.), elementos de carácter administrativo (e.g. planeamiento, control de la producción), etc.

El concepto de tecnologías apropiadas implica una determinada visión sobre la sociedad y las estrategias de cambio. Baquedano (1985) sostiene que la tecnología apropiada es parte de un proceso integral de desarrollo, siendo concebida para satisfacer las necesidades esenciales de los sectores populares de una región o país. Dentro de sus principales características se pueden citar: (i) la ganancia no es el motivo principal de su creación y desarrollo; (ii) su diseño está en función de adaptar una estructura básica a las condiciones del sitio/productor que las utiliza; (iii) son tecnologías simples, de una escala mucho menor que las comerciales; (iv) maximizan el uso de materiales y recursos locales; (v) utilizan fuentes energéticas renovables y descentralizadas; (vi) requieren baja inversión de capital; (vii) hacen un uso intensivo de la mano de obra; (viii) son desarrolladas en base a una evaluación de las necesidades de producción de un sector delimitado territorialmente; (ix) procuran desarrollar al máximo la creatividad local; y (x) no contribuyen a la contaminación.

Las tecnologías limpias son definidas como la aplicación continua de una estrategia integrada de prevención a los procesos, productos y servicios, para aumentar la eficiencia y reducir los riesgos a la vida humana y al medio ambiente. Estas tecnologías incluyen un grupo de técnicas empleadas para disminuir la contaminación de los ecosistemas, minimizar las repercusiones sobre las personas y optimizar el uso de los recursos. Con su aplicación se puede alcanzar una significativa reducción en desechos y emisiones, así como generar beneficios económicos importantes. A su vez, las tecnologías limpias permiten (i) el ahorro de materias primas, energía (electricidad, combustible, etc.) y de consumo de agua, (ii) reducir las pérdidas de materiales, fallas de equipos, y accidentes, (iii) mejorar la gestión de procesos, y, sobre la base de esto, (iv) optimizar el uso de recursos. Así, los beneficios ambientales pueden ser alcanzados en conjunto con los beneficios financieros y económicos y con los mejoramientos tecnológicos¹.

Con respecto a las tecnologías ambientales, no existe una única definición. Estas se caracterizan por un alto grado de diversidad y heterogeneidad. Este término incluye tecnologías y aplicaciones que contribuyen a reducir el impacto negativo de la actividad industrial y de los servicios (de usuarios privados o públicos) sobre el medio ambiente. El concepto está referido a tecnologías al final del proceso (“end of pipe”) integradas en tecnologías limpias y en la recuperación de las áreas contaminadas. También pueden abarcar -en un sentido más amplio- cuestiones como la supervisión, medición, el cambio de productos o administración de sistemas ambientales y pueden ser aplicadas en cualquier fase del proceso de producción-consumo. Según Menéndez Sosa (2011), las tecnologías ambientales

1 Disponible en http://aducarte.weebly.com/uploads/5/1/2/7/5127290/tecnologias_limpias.pdf

son aquellas cuyo uso causa el menor daño al medio ambiente. Entre ellas pueden mencionarse tecnologías para controlar la contaminación (*e.g.* control de la contaminación atmosférica, gestión de residuos), productos y servicios menos contaminantes (*e.g.* pilas de combustible) y formas para gestionar de una manera eficiente los recursos (*e.g.* abastecimiento de agua, tecnologías de ahorro energético). Las tecnologías e innovaciones ambientales no sólo comprenden sistemas y componentes *técnicos* sino también las innovaciones organizativas e institucionales necesarias para llevarlas a cabo.

2. ¿Qué se entiende por cambio tecnológico?

El cambio tecnológico se refiere a los cambios de la tecnología cuando ésta es adoptada por los productores, es decir, al invento de nuevos productos, a la mejora de los antiguos o a la modificación de los procesos utilizados para producir bienes y servicios. Según Bendini y Pescio (1996), este cambio puede incidir en cualquiera de las etapas del proceso productivo incrementando su eficacia en términos de costos y permitiendo ahorros de mano de obra, capital y materias primas. A su vez, sostienen que, en el caso de las economías capitalistas periféricas, el cambio tecnológico refleja las modificaciones (cuanti y cualitativas) operadas constantemente en las estructuras productivas, derivadas de la velocidad de adaptación de los productores locales a los cambios en la utilización de capital, trabajo y tecnología en los sectores más modernos de la economía.

Los procesos de modernización tecnológica deben analizarse en el contexto de las condiciones socioeconómicas locales. Hay que tener presente que el medio local se ve condicionado por las innovaciones introducidas, las que modifican de modo desigual la capacidad de apropiación del excedente por parte de los actores que intervienen en el proceso de trabajo, de generación e incorporación de estas innovaciones. De tal forma, el cambio tecnológico no es neutral en relación con los actores que intervienen en el proceso y distribución de los frutos del progreso técnico.

El cambio tecnológico comprende dos grandes fases: (i) de creación o generación de la tecnología y (ii) de incorporación de la tecnología creada a la esfera de la producción agropecuaria. La primera fase, comprende las actividades de investigación; desde el descubrimiento, la invención, y el desarrollo, hasta la adaptación, involucrando el ámbito de la producción de los insumos que instrumenta la nueva tecnología. Cabe destacar que las empresas trasnacionales estuvieron en los orígenes de la investigación y el desarrollo de las nuevas tecnologías, conformándose complejos productores de insumos como el de semillas, fertilizantes, plaguicidas o maquinarias agrícolas. De acuerdo con Ferrer y Barrientos (2005), la tecnología producida en los países centrales es, en general, adoptada con pocas modificaciones por los países en vías de desarrollo sin considerar el grado de heterogeneidad existente en el universo de los productores agrarios. Esta falta de consideración de la heterogeneidad de situaciones implica que dichas propuestas tecnológicas contienen intrínsecamente una concepción “uniformizante”.

La segunda fase, de incorporación, tiene como precondition a la fase de creación, e incluye (i) la información o divulgación de la innovación, (ii) la adopción por parte del productor y (iii) la difusión de la nueva tecnología. Para comprender esta fase es necesario distinguir adopción de difusión. La adopción se refiere al hecho individual de la incorporación de la tecnología. En este sentido, presupone un proceso previo por parte del productor que comprende las diversas etapas que este atraviesa: conocer, interesarse, evaluar y probar antes de adoptar. La adopción de tecnología es la manera en que

un productor o grupo de productores incorpora cierta tecnología a sus producciones, variando enormemente, según se trate de productores minifundistas, medianos o grandes empresas agropecuarias. En cambio, la difusión se refiere a la propagación de innovaciones entre productores y entre regiones (zonas geográficas). Tanto entre personas como entre zonas hay asincronías en la adopción de las innovaciones (retrasos temporales). En esta etapa, la tecnología se transforma en cambio tecnológico.

El nivel tecnológico de un país depende, básicamente, de que los productores adopten la tecnología disponible la cual debería responder a una demanda diversificada de los mismos. Si existe desacuerdo entre la oferta y la demanda, la adopción no se produce. Si bien, la adopción es compleja de analizar se pueden diferenciar, por un lado, características externas relacionadas con variables contextuales (e.g. disponibilidad de créditos, políticas públicas -de precios, de estímulo al sector, de extensión- y oferta tecnológica). Por otro lado, se identifican características internas vinculadas con el productor y su unidad productiva. Dentro de estas últimas se destacan aquellas que intervienen en la conformación de la demanda tecnológica (Ferrer y Barrientos, 2005): la dotación de recursos disponibles por los distintos productores así como su racionalidad económica, los conocimientos generales y específicos que posea el productores un elemento que también influye en la adopción así como la predisposición a la innovación.

Los adelantos tecnológicos, que constituyen el principal factor del crecimiento económico, generan ventajas comparativas por parte de aquellos que crean y poseen las técnicas más modernas, respecto de los que no las tienen. En el sector agropecuario, por la naturaleza misma del proceso productivo, la creación de ventajas comparativas a partir del desarrollo tecnológico es poco notable. Esto es así porque los procesos de generación de tecnología y de producción agropecuaria se desarrollan en unidades productivas distintas. Además, las características de la producción agropecuaria hacen que los beneficios generados por algunas técnicas no sean fácilmente apropiables por las empresas que generan el nuevo conocimiento. Por ello, es natural que cierto tipo de investigación aplicada pueda ser desarrollada solamente por el Estado. Este hecho explica porque los estados suelen tener un rol más importante en la investigación agropecuaria que en el sector industrial.

3. La perspectiva histórica de los cambios tecnológicos en la región pampeana

3.1. Período colonial y transición (siglo XVI hasta 1860)

En el marco de la América colonial, el territorio argentino era considerado uno de los menos desarrollados debido a que sus tierras no ofrecían elementos de interés para la producción destinada a la exportación². Las economías regionales eran de subsistencia, de carácter primario, cerradas y autosuficientes. Guardaban un equilibrio entre ellas ya que ninguna se caracterizaba por desarrollar actividades exportadoras dinámicas. Sólo algunas de las regiones establecieron cierta vinculación comercial con el centro minero del Alto Perú, debido a su mayor cercanía geográfica y al tipo de producción que desarrollaban. Es el caso del noroeste (tejidos, alimentos, animales de carga), el centro (cría de mulas)

² Las actividades que estaban ligadas al comercio exterior eran la minería, los cultivos tropicales, la pesca, la caza y la explotación forestal.

y el nordeste (vinculado a las misiones jesuíticas del Paraguay). La región del Litoral era considerada la más rezagada y con menos población. Su producción se basaba principalmente en el aprovechamiento del ganado cimarrón para la obtención de carne y subproductos. La Patagonia, en cambio, no fue ocupada por conquistadores/europeos/criollos en forma permanente durante el período colonial. Como bien sostiene Ferrer:

“La inexistencia de una actividad fuertemente vinculada con el comercio exterior impedía la adopción sistemática de mejoras técnicas y organizativas en el proceso económico. El nivel tecnológico y la organización de las distintas actividades productivas no sufrieron cambios sustanciales durante todo el período y contribuyeron al estancamiento de la productividad y del producto bruto por habitante. El carácter eminentemente cerrado de las economías regionales se manifestaba también en la ausencia de incorporaciones significativas de población y de capital provenientes del exterior” (Ferrer, 2004).

Sin embargo, a fines del siglo XVIII, esta situación comienza a revertirse como consecuencia de la revolución industrial³ que se desarrollaba en Europa. Dos factores alteraron el carácter cerrado y autosuficiente de estas economías, así como el equilibrio interregional, y marcaron el inicio de la influencia dinámica del comercio exterior: la apertura del puerto del Río de la Plata para el comercio colonial y la importancia de la ganadería del litoral como actividad orientada a la exportación. Buenos Aires se posicionó como el intermediario de la producción exportable y del abastecimiento de los productos importados. Las exportaciones de cueros constituían el rubro predominante del comercio⁴, seguido en importancia por otros rubros, como el tasajo⁵ y la lana.

El desarrollo de la actividad ganadera se vio facilitado por la abundancia y fertilidad de los suelos en la región pampeana, el crecimiento de la demanda mundial, así como por el bajo nivel de complejidad de la actividad y el escaso requerimiento de mano de obra. La expansión de las exportaciones ganaderas implicó cambios organizacionales en la explotación pecuaria como el surgimiento del rodeo como forma básica de crianza de la hacienda y la estancia como unidad productora. Dichos cambios promovieron la expansión de la frontera agropecuaria y la apropiación privada de las tierras.

Los principales cambios tecnológicos de este período fueron los siguientes (Ferrer, 2004):

- (i). Consolidación del sistema de explotación en una gran propiedad territorial con unidad de administración y con empleo de mano de obra asalariada (estancia), la cual puede considerarse como la primera empresa capitalista.

3 La revolución industrial fue un período histórico, comprendido entre la segunda mitad del siglo XVIII y principios del XIX, en el que en Gran Bretaña -en primer lugar- y en el resto de Europa después, se llevó a cabo un importante conjunto de transformaciones socioeconómicas, tecnológicas y culturales. Dicha revolución comenzó con la mecanización de las industrias textiles y el desarrollo de los procesos del hierro. Las innovaciones tecnológicas más importantes fueron la máquina de vapor y la denominada “Spinning Jenny”, una potente máquina relacionada con la industria textil. Estas máquinas favorecieron enormes incrementos en la capacidad de producción. La aplicación de la máquina de vapor a los transportes, tanto terrestres como marítimos, tuvo una inmediata repercusión no sólo en procesos de comercialización, sino también en la calidad de la vida, al permitir el desplazamiento rápido y cómodo de personas a gran distancia.

4 Los cueros que, hasta 1850, representaban el 60% de las exportaciones pasaron a constituir sólo un 20% en 1877. La producción de lana aumentó y hasta fines de la década de 1840 las exportaciones de sebo y grasa también se incrementaron. Este hecho se hizo evidente en la diferente composición de las exportaciones (Cortés Conde, 1998).

5 Para lograr el tasajo, la carne se trozaba en tiras largas de unos 4 a 5 cm de espesor que después de oreadas se colocaban en depósitos con salmuera. Una vez escurridas se las dejaba sobre una base de astas en pilas de hasta 4 m. Pasados 40 a 50 días, el tasajo se exportaba a granel en la bodega de los barcos, sin ningún tipo de envase. Este producto se destinaba para el consumo de los esclavos en Brasil, Cuba y EE.UU.

- (ii). Sistema de crianza en rodeo e introducción de los primeros reproductores importados para mejorar el ganado criollo.
- (iii). Aparición del alambrado (1854) que, además de permitir el apotreramiento de los campos, contribuyó a consolidar los derechos jurídicos de propiedad.
- (iv). La producción de tasajo, que permitió cierta integración de la economía del sector pecuario mediante la complementación de la cría de hacienda con su industrialización y el abastecimiento de la sal necesaria para el salado.

Hacia fines de este período se inició la expansión de la producción, con los consiguientes desplazamientos de tierras en la región pampeana, mientras que la agricultura era una actividad destinada al mercado interno. A la vez, se comenzó a romper el equilibrio interregional. En tanto que el Litoral se desarrollaba -por efecto del crecimiento del comercio exterior- el resto de las regiones se encontraban en una etapa de estancamiento⁶.

3.2. Período agroexportador (1860-1930)

El período agroexportador se caracterizó por el crecimiento de la economía argentina basado en la exportación de productos agropecuarios, en un contexto de gran expansión e integración de la economía mundial. La revolución industrial europea, que produjo una transformación de las estructuras productivas, trajo aparejada posibilidades de desarrollo de aquellas regiones con condiciones favorables para la producción agropecuaria de clima templado. Es así como la región pampeana, por sus ventajas naturales, se convirtió en un “centro natural de atracción de los intereses europeos, particularmente británicos” (Ferrer, 2004). En este escenario, los países europeos se convirtieron en grandes demandantes de materias primas y alimentos y, a su vez, en exportadores de manufacturas; mientras que los países no industrializados, como la Argentina, se posicionaron para satisfacer esta demanda y como importadores de manufacturas.

Varios factores incidieron en el crecimiento de la producción agropecuaria de la región pampeana. Por un lado, la gran superficie de tierras fértiles de esta región, las cuales fueron usurpadas a los pueblos originarios en la denominada “conquista del desierto” y distribuidas entre una minoría de familias vinculadas al poder. En segundo lugar, la afluencia de capitales extranjeros principalmente proveniente de Inglaterra, asociada al desarrollo de infraestructura en transportes y servicios públicos, y destinada, en gran medida, a la industria frigorífica, el acopio y comercialización de granos y el desarrollo de la red ferroviaria. A esto deben sumarse, los importantes contingentes de inmigrantes europeos y la introducción de tecnología orientada, principalmente, a la ganadería.

La inversión de capital extranjero mermó entre 1914 (Primera Guerra Mundial) y 1929, en tanto que a partir del comienzo de la crisis de 1930 se registró una tendencia al retiro de inversiones y a la no renovación de equipos (Barsky, 1988). Sin embargo, la expansión de los ferrocarriles permitió asentamientos en zonas del sur y oeste de la provincia de Buenos Aires, en el sur de Santa Fe, Córdoba y La Pampa. Las mejoras en el transporte, la expansión económica promovida por los ferrocarriles y

⁶ La producción de las mismas tenía como destino el mercado interno.

las obras públicas atrajeron gran cantidad de inmigrantes durante la década de 1890, en su mayoría hombres en edad económicamente activa (Cortés Conde, 1998).

El ganado había sido exportado en pie desde 1890, pero a partir del 1900 las carnes vacunas y de cordero también fueron exportadas congeladas y enfriadas. A su vez, después de 1890, el fracaso de la cosecha rusa y el aumento del precio de los granos facilitaron la entrada de trigo argentino al mercado europeo (Cortés Conde, 1998). A partir de ese momento, la Argentina se transformó en uno de los principales proveedores de granos del mercado mundial. A fines de siglo XIX, las exportaciones de granos igualaron a las de la industria de ganado en pie, lo que implicó, en el término de una década, un crecimiento significativo de las exportaciones argentinas.

El crecimiento del sector agropecuario estuvo estrechamente vinculado a las mejoras técnicas. A partir de 1880 se difundieron rápidamente los molinos de viento, los tanques australianos y las aguadas. Se profundizó la introducción de reproductores importados para el mejoramiento de la calidad de la hacienda, se desarrollaron alfalfares y se mejoraron las prácticas organizativas de la producción pecuaria mediante la incorporación de mano de obra calificada proveniente de Inglaterra y Escocia.

El sistema de explotación estaba basado en un esquema de rotación agrícola-ganadero. En la agricultura, la introducción masiva de maquinarias e implementos (segadoras, espigadoras, trilladora a vapor, arados y otros implementos) constituyó el factor principal en términos tecnológicos, junto con el uso de semillas de trigo y lino y la incorporación de los conocimientos de los inmigrantes europeos. Cadenazzi (2009) sostiene que los desarrollos tecnológicos de principios del siglo XX fueron primordialmente mecánicos, tornándose las máquinas más grandes y eficientes. La maquinaria era importada de EE.UU. y Gran Bretaña, pero “fueron los equipos del primer país los que mostraron una adaptación creciente al tipo de agricultura local, particularmente a medida que el trigo se desplazaba hacia el sur y mejoraban las técnicas agrícolas, dado el carácter más complejo de la maquinaria norteamericana” (Barsky, 1988).

Bil (2009) afirma que el tractor ingresó en el agro pampeano a mediados de la década de 1910 y entre 1919-1920 comenzó a importarse en cantidad. Durante toda la década del 20, ingresaron al país más de 15.000 unidades. Hacia fines de esos años, se habían instalado las sucursales de los fabricantes líderes de EE.UU. para proveer al mercado local de diversos productos agrícolas. La fabricación de implementos se llevó adelante en pequeños talleres⁷, donde se adaptaban los accesorios de la maquinaria importada o fabricaban productos con adaptaciones específicas para la región pampeana. Romero Wimer (2012) sostiene que, si bien en la Argentina se fue generando una industria, su desarrollo estuvo sujeto a condiciones cambiantes debido a la competitividad que obtenían en el mercado interno los equipos procedentes del exterior.

“La introducción de sembradoras, trilladoras, segadoras y de cosechadoras con motor de explosión, a partir de la década de 1920, modernizaron las tareas y transformaron el tiempo de trabajo destinado a la producción. Las compañías colonizadoras, las empresas distribuidoras, los contratistas de maquinarias y los grandes productores cerealeros resultaron actores claves en el impulso que adquirió la mecanización del agro. No obstante, el proceso no fue homogéneo; mientras una minoría de explotaciones capitalistas

7 En 1878 se instaló la primera fábrica de maquinaria agrícola originada a partir de los talleres que reparaban la maquinaria importada.

incorporó la tecnología proveniente de los países centrales, se manifestaba una significativa brecha intersectorial entre estas explotaciones y las unidades de producción familiar que mayoritariamente accedían a maquinarias e implementos más sencillos y menos costosos” (Romero Wimer, 2012).

Si bien los productores mostraban un bajo nivel tecnológico en cuanto a la utilización de semillas, control de malezas, prevención de enfermedades y manejo de suelos, la producción total de los principales cultivos (trigo, maíz y lino) se triplicó entre 1900 y 1939 debido a la expansión de la superficie sembrada. Sin embargo, a diferencia de otros, en la Argentina no hubo una base de investigación y desarrollo tecnológico integrado ya que las iniciativas -privadas y públicas- fueron aisladas y discontinuas hasta la creación del Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA) en 1956 (Cadenazzi, 2009).

3.3. Período de estancamiento del agro pampeano (1930-1960)

El comienzo de este período está marcado por una profunda crisis económica mundial, que marca un punto de inflexión y cambia las reglas de juego. A fines de la década del 30, se suma el estallido de la Segunda Guerra Mundial. Barsky (1988), resalta dos hechos significativos: (i) la transformación del mercado mundial de alimentos durante la guerra y (ii) el boicot norteamericano, entre 1942 y 1949, a las exportaciones agropecuarias e importaciones de insumos (combustible y materias para la industria, maquinarias, repuestos y otros).

El debilitamiento de las fuerzas integradoras del orden económico internacional trastocaron el contexto dentro del cual estaba inserta la economía argentina, al afectar el comercio, las inversiones privadas directas y las corrientes migratorias (Ferrer, 2004). Esto se tradujo en una caída de las exportaciones de granos -principalmente de trigo, maíz y lino- y en un crecimiento del producto bruto agropecuario menor al demográfico, lo que implicó la finalización del modelo agroexportador y de la preeminencia del agro pampeano como impulsor del crecimiento económico. Este escenario desencadenó un cambio en la política económica argentina dando paso a un proceso de industrialización por sustitución de importaciones.

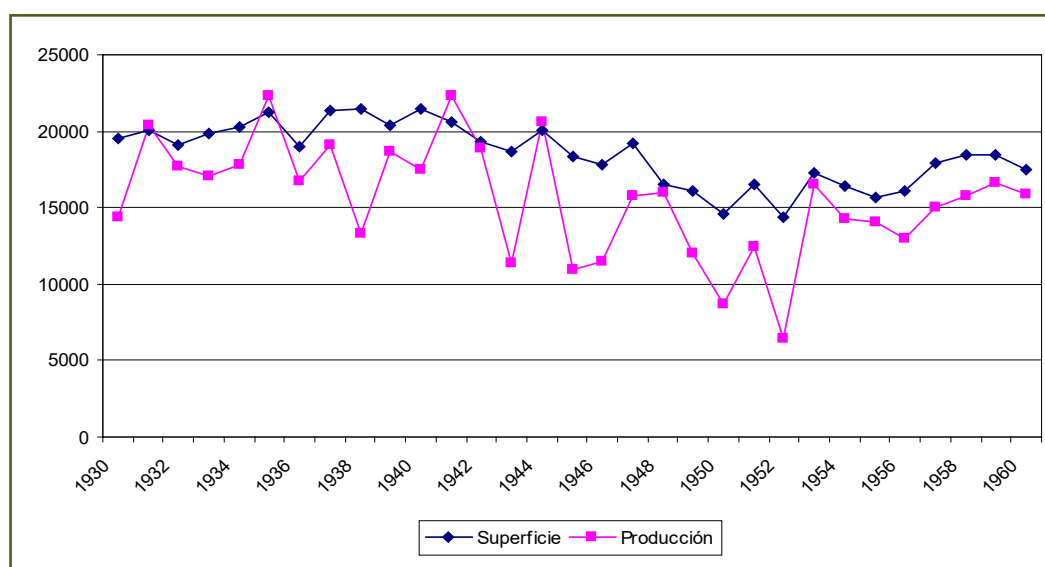


Figura 10.1. Evolución de la superficie sembrada (en miles de ha) y de la producción de cereales y oleaginosas (en miles de t) de la Argentina para el período 1930-1960. Extraído de Cadenazzi (2009).

Barsky (1988) analiza el estancamiento en términos de situaciones no agregadas. Es así que señala que la caída de producción de los principales productos agrícolas de exportación, trigo, maíz y lino, fue compensada insuficientemente por la expansión ganadera bovina, afectando, de manera notable, la condición del sector externo argentino. El incremento del consumo de carne bovina por la expansión del mercado interno agravó aún más la situación, dadas las crecientes necesidades de divisas para la compra de insumos destinados al sector industrial. A partir de 1952, se inició un proceso de expansión agrícola que hizo que, a mitad de la década de 1960, la producción llegara al mismo nivel que los máximos alcanzados históricamente (*Figura 10.1*).

En el plano interno, se crearon una serie de organismos –como forma de intervención estatal– con el propósito de regular la comercialización de productos agropecuarios: la Junta Nacional de Carnes, la Junta Nacional de Granos, y la Dirección Nacional de Elevadores (1933). Durante el primer gobierno de Perón, se creó el Instituto Argentino de Promoción del Intercambio (1946), un ente público que tenía como finalidad centralizar el comercio exterior y transferir recursos entre los diferentes sectores de la economía.

En este período, en conjunto, se produjo una disminución de la superficie sembrada y la producción, así como un menor ritmo de incorporación de tecnología, lo cual se tradujo en un retraso tecnológico en el agro pampeano. Entre 1930 y la década del 50, la Argentina no pudo incorporar tecnología en la misma medida que los países centrales, generando una brecha tecnológica y una pérdida de competitividad en relación a los mercados mundiales (Cadenazzi, 2009).

El proceso de mecanización, iniciado en la etapa anterior, dependía de las importaciones al igual que la materia prima para su fabricación local. Por lo tanto, se vio dificultado por las restricciones a las importaciones dadas por el modelo de sustitución. Un estudio de Bil (2009) sobre la industria argentina de tractores, aporta interesantes datos sobre la temática. En 1941 sólo se importaron 336 unidades, cantidad que decreció aún más en los años subsiguientes: 98 en 1942, ninguno en 1943, dos en 1944 y en 1945 se repitió lo mismo que en 1943. Sin embargo, una vez finalizada la Segunda Guerra Mundial se reinició la importación. En diciembre de 1951, se sancionó el Decreto 26.056 en el cual se declaraba de interés nacional la fabricación de maquinaria agrícola y sus repuestos. En 1952, se creó la primera fábrica argentina de tractores autorizándose a las Industrias Aeronáuticas y Mecánicas del Estado a construir, en cooperación con las industrias privadas, tractores íntegramente en el país. En 1953, comenzó la producción del primer modelo (“Pampa”). Hasta 1956, la fabricación nacional consistió fundamentalmente en el armado de unidades introducidas desde el exterior, mientras se equipaban las plantas. En 1957, se declaró de de interés nacional la producción específica de tractores (Ley 15.385).

Con respecto al mejoramiento de semillas⁸ así como al uso de nuevos agroquímicos, el estancamiento no puede ser atribuido simplemente a la falta de instituciones estatales sino también a la inutilidad de inversiones que implicaran un aumento de los rendimientos cuando la demanda era baja. Los problemas descriptos en el ámbito externo constituyeron un impedimento en la incorporación de tecnología en el agro y un proceso de descapitalización que duró hasta la década del 60. Esto determinó un atraso tecnológico que se reflejó tanto en la decadencia del parque de maquinarias, como

8 Los primeros intentos de desarrollo de híbridos databan de 1923, pero no tuvieron continuidad. Este tipo de situaciones así como cierta ineficiencia del sector estatal de investigación y desarrollo, implicó un avance más lento que en otros países (Cadenazzi, 2009).

en el retraso en la investigación sobre mejoramiento de semillas (híbridos) que estaban provocando grandes aumentos de rendimientos en otros países (Cadenazzi, 2009).

Esta situación de retraso tecnológico contrastó con la gran expansión de la producción agrícola (por aumento de rendimientos), en primer lugar, de EE.UU., Canadá, Australia y Nueva Zelanda y, posteriormente, de los países europeos, como resultado de los profundos cambios tecnológicos introducidos desde las décadas del 30 y del 40 (amplio uso de plaguicidas, abonos químicos, perfeccionamiento de las técnicas de riego, generación de variedades de alto rendimiento, mecanización en gran escala, masiva introducción de prácticas culturales, etc.). Estos cambios tecnológicos fueron el fruto del desarrollo de una estructura científica y tecnológica y del fortalecimiento de los sistemas de articulación con los productores para favorecer la aceptación y difusión masiva de las innovaciones producidas en estos países (Barsky, 1988).

A partir de mediados de la década del 50, se empezaron a realizar esfuerzos para revertir la situación de estancamiento del agro pampeano. Por ejemplo, se buscó estimular la producción de maquinarias e implementos y la instalación de filiales de empresas extranjeras para la fabricación de tractores. Otro factor central fue la creación, en 1956 (Ley 21.680/56), del INTA con la finalidad de promover, fortalecer y coordinar el desarrollo de la investigación y extensión agropecuaria para acelerar la tecnificación y el mejoramiento de la empresa agraria, así como de la vida rural. Durante los primeros años, la investigación se organizó agrupando el trabajo por producto o disciplina. La extensión y la transferencia de tecnología, a su vez, determinaron la necesidad de instalar Unidades de Extensión Rural distribuidas en todo el territorio nacional para atender las necesidades de los productores del sector. Como afirma Cadenazzi (2009), la creación del INTA jugó un rol importante como convertidor de la oferta tecnológica disponible a las condiciones del país pudiéndose superar la desarticulación entre investigación y extensión rural, la discontinuidad de proyectos y la escasez de recursos del sistema estatal. A ello se debe adicionar el accionar de la industria privada de semillas y agroquímicos, que volcó al mercado insumos tecnológicos avanzados.

Un año más tarde, en 1957, un grupo de productores constituyeron el primer Consorcio Regional de Experimentación Agrícola (CREA Henderson Daireaux), tomando elementos de la experiencia francesa de los grupos CETA (Centre d'Etudes de Techniques Agricoles). Estos grupos se replicaron en distintas zonas hasta constituir lo que actualmente se conoce como Asociación Argentina de Consorcios Regionales de Experimentación Agrícola (AACREA)⁹. La misión de estos consorcios, donde los productores participan mediante una metodología de trabajo grupal, es compartir experiencias y conocimientos para aumentar la rentabilidad de sus empresas y lograr un crecimiento económico sustentable.

3.4. El proceso de modernización (1960-1990)

A partir de principio de la década del 50 los niveles de producción comenzaron a recuperarse y desde mediados de 1960 comenzó un período de crecimiento debido al proceso de tecnificación del

⁹ Es una asociación civil sin fines de lucro que nuclea a los grupos CREA, integrada y dirigida por productores agropecuarios.

agro pampeano. Obschatko (1988) considera que esta expansión se fundamentó en la transformación tecnológica basada en la actividad agrícola, cuyos rasgos principales eran los siguientes:

- (i) Producción especializada en cinco cultivos que aportaban más del 90% de la producción agrícola: maíz, sorgo, girasol, trigo, y soja.
- (ii) Alto grado de innovación tecnológica en dichos cultivos: híbridos en maíz, sorgo y girasol; germoplasma exótico en trigo y paquete tecnológico en soja.
- (iii) Mecanización total de las tareas.
- (iv) Alto grado de difusión de nuevos herbicidas (pre- y post-emergentes) y nuevos mecanismos de aplicación.
- (v) Comienzo de incorporación de fertilizantes en trigo.
- (vi) Mejoramiento en instalaciones de almacenaje y secado de granos.
- (vii) Mejoramiento y especialización en el manejo de la empresa agrícola.
- (viii) Surgimiento de nuevas conductas y formas de organización de las empresas agropecuarias.

Durante la década del 60 y parte de los 70, el INTA promovió activamente la generación y difusión de tecnologías. En esos años, el organismo contribuyó eficazmente con el cambio que se produjo en el sector agropecuario y desempeñó un rol central en el proceso de tecnificación para el mejoramiento de la empresa y de la vida rural alcanzando el reconocimiento de los productores. Estas condiciones permitieron que, en un lapso de 22 años (1962-1984), la producción se triplicara (*Figura 10.2*), la productividad de la tierra se incrementará más que el doble y la productividad de la mano de obra se cuadruplicará.

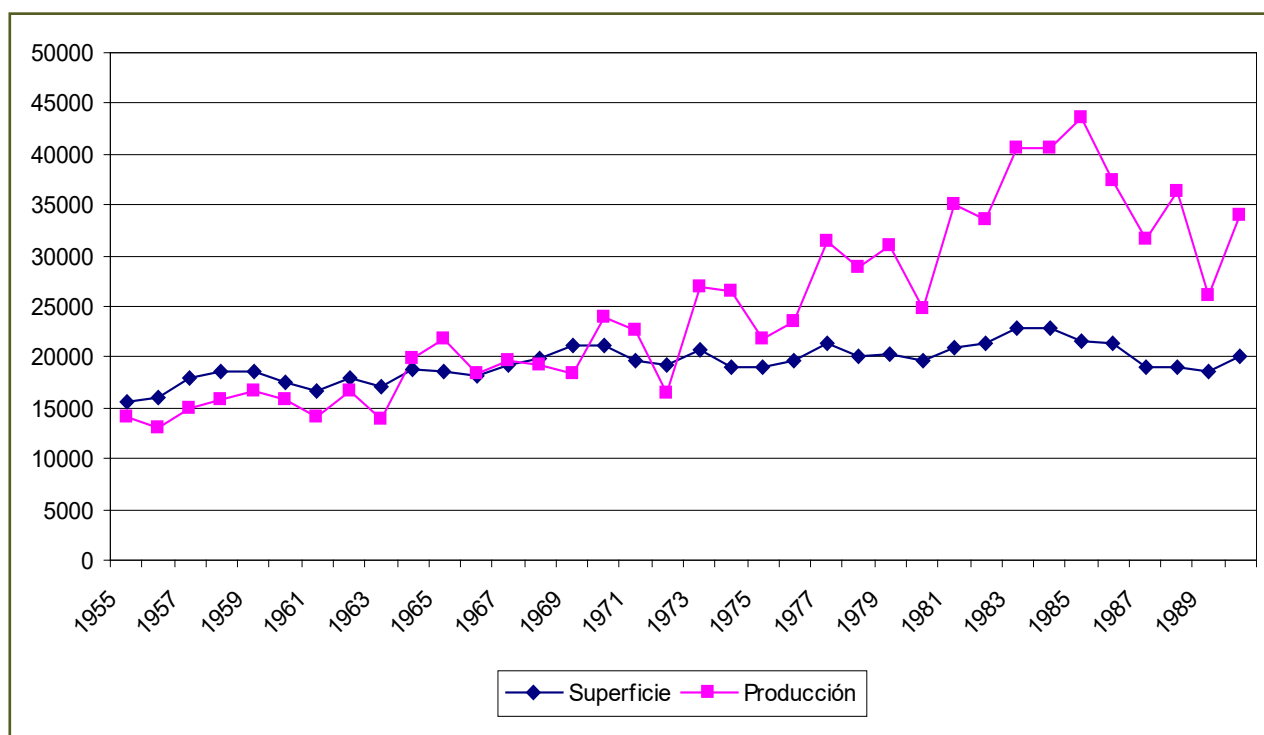


Figura 10.2. Evolución de la superficie sembrada (en miles de ha) y de la producción (en miles de t) en la Argentina para el período 1955-1990. Extraído de Cadenazzi (2009).

Obschatko (1988) también sostiene que:

“El proceso de modernización puede visualizarse como una sucesión de etapas definidas como períodos en los cuales se da una configuración estructural de la economía agropecuaria caracterizada por la difusión masiva de una tecnología dominante que es resultado de una innovación tecnológica. Cada innovación significativa genera la necesidad de modificación en los demás elementos del conjunto; posteriores innovaciones determinan el surgimiento de estructuras sucesivamente más complejas y cualitativamente diferentes... La innovación dominante en cada etapa puede ser considerada un hito, una fractura en el patrón tecnológico anterior, por introducir cambios cuantitativos que, por su importancia, determinan luego el cambio cualitativo de la estructura. En la etapa siguiente, el hito de la anterior muestra ya una evolución continua, mientras que aparece en forma discreta un nuevo hito” (Obschatko, 1988).

En la década de los 60, se puede considerar como hito tecnológico la mecanización total de las labores y la cosecha (máxima difusión). Este proceso fue promovido básicamente por el modelo de sustitución de importaciones¹⁰, la insuficiencia de mano de obra y el aumento de la demanda de alimentos. Esto, sumado al desarrollo de técnicas agronómicas, generó las condiciones esenciales para la incorporación de los cambios tecnológicos que se desarrollaron posteriormente.

En la década del 70, los principales hitos tecnológicos fueron: (i) la difusión masiva de híbridos de maíz, sorgo y girasol, y del germoplasma exótico de trigo (trigo de ciclo corto que permitió el doble cultivo trigo/soja duplicando la utilización de la tierra) y (ii) el desarrollo y difusión del paquete tecnológico asociado al cultivo de soja. El aumento de los rendimientos de los distintos cultivos resultó, principalmente, del cambio genético, aunque también incidieron las mejoras en las maquinarias, la disponibilidad de plaguicidas, y el perfeccionamiento de las prácticas culturales. En relación a los agroquímicos, el desarrollo de los herbicidas, ocupó un lugar destacado principalmente para el cultivo de soja entre 1970 y 1985.

Por otro lado, cabe destacar que la asignación de tierra entre agricultura y ganadería, durante la década de los 70, mantenía vigente el esquema de diversificación de riesgo productivo y económico (Obschatko, 1988). A su vez, fue predominante la acción privada debido al gran peso de insumos importados y de la presencia cada vez más significativa de firmas transnacionales productoras de semillas (Barsky, 1988).

Con el golpe de Estado de 1976 finalizó el modelo de sustitución de importaciones y se instauró un modelo hegemónico neoliberal que se extendió y profundizó, hasta fines del siglo XX. La instauración del gobierno militar implicó el desmantelamiento del aparato científico estatal por razones político-ideológicas, afectando el desarrollo vinculado a la generación y difusión de tecnología agropecuaria.

Durante la década del 80 se consolidó el proceso de modernización y la agriculturización, constituyéndose la soja como el principal cultivo sembrado. En esta etapa se adoptó masivamente el uso de agroquímicos, lo cual volvió al cultivo y al sistema productivo más dependiente de insumos externos. A partir de 1985, los productores comenzaron a observar la problemática de la degradación de los recursos naturales, especialmente en el suelo, y la necesidad de producir cambios en las prácticas

¹⁰ Mediante el impulso a la industria nacional y de la instalación de filiales de empresas extranjeras de producción de tractores, la demanda paso a ser satisfecha sin necesidad de recurrir a la importación (Cadenazzi, 2009).

productivas. Para contrarrestar los efectos del deterioro se reemplazó la labranza tradicional por la labranza vertical y mínima y, posteriormente, se adoptó la siembra directa en forma errática según las zonas. Asimismo, se caracterizó por un uso más importante de herbicidas post-emergentes (productos curativos), mientras que los pre-emergentes y de pre-siembra (de tipo preventivo) fueron creciendo paulatinamente (De Nicola, 2003).

En esta misma década, el proceso de expansión agrícola también se vio favorecido por la crisis de la ganadería vacuna y su baja rentabilidad relativa, lo cual trajo aparejado una disminución del número de cabezas, principalmente, en aquellas zonas de aptitud predominantemente agrícola.

Desde fines de los 70, la agricultura se expandió a través del pasaje de explotaciones mixtas a agricultura continua, explotaciones mixtas que aumentaron la superficie dedicada a la agricultura y de explotaciones ganaderas que incorporaron actividades agrícolas. La consolidación e integración de las innovaciones tecnológicas generadas y difundidas en este período, tuvo como consecuencias fundamentales el significativo aumento de la rentabilidad de la agricultura y la disminución del riesgo de dicha actividad (Obschatko, 1988). Cabe destacar el rol significativo, como mediador entre el cambio tecnológico y su aplicación en el proceso productivo, que tuvo el contratista.

3.5. La profundización de la agriculturización (1990 en adelante)

A partir de la década del 90, en la región pampeana, se profundizó la incorporación de un modelo tecnológico -tendiente a la simplificación de los procesos de trabajo agrícola- basado en soja transgénica, siembra directa y uso de agroquímicos. Este modelo constituyó un cambio cualitativo, que implicó la modificación de la estructura del capital fijo y variable de la unidad, simplificando aún más la dotación de maquinarias necesarias, permitiendo la reducción de labores y el tiempo de trabajo. Asimismo, favoreció el incremento de la escala y una reducción en la mano de obra necesaria para la producción, produciendo un notable aumento de la productividad de la tierra y de la mano de obra, pero sin promover la diversificación de actividades (De Nicola, 2003).

El desarrollo del cultivo de soja en Argentina, ha estado estrechamente vinculado a la evolución de la demanda externa. A partir de los 70, como respuesta a una creciente demanda internacional y precios favorables, se produjo el primer salto de esta oleaginosa (Anexo 1). Desde la incorporación en el país de la soja RR, en la campaña 1996/97, se expandió el área sembrada con soja transgénica. Esta situación, que fue parte de una tendencia mundial, implicó un amplio impacto sobre el aparato productivo ya que estuvo orientada a mejorar la competitividad del sector que posee más ventajas comparativas en Argentina (Dabaty Paz, 2009). Según Pengue (2005), la soja transgénica es el principal responsable del crecimiento del consumo de agroquímicos en nuestro país, ya que demanda cerca del 46% del total de plaguicidas utilizados por los productores agrarios.

La llegada de los primeros eventos transgénicos en la década de los 90, representaron una intensificación y una nueva revolución verde (Biorevolución), cuyo exponente más poderoso fue la ingeniería genética, que ha producido transformaciones importantes en todos los niveles de la vida humana, cambios tecnológicos y hasta territoriales. A diferencia de las investigaciones que impulsaron la pri-

mera revolución verde, la mayoría de las investigaciones sobre biotecnología agrícola y casi todas las actividades de comercialización han sido realizadas por empresas privadas que tienen su sede en los países industrializados (Pengue, 2005)¹¹.

El proceso de agriculturización se vincula a la expansión de la frontera agropecuaria, lo cual se asoció, en gran medida, a la incorporación de tierras forestales o con actividad ganadera extensiva, a la producción agrícola (agriculturización extensiva). Este proceso involucró, entre otros aspectos, cambios estructurales en el uso de la tierra, la concentración de la producción y del capital, un aumento de la heterogeneidad de los productores en un marco de dinamismo del sector posibilitado por la expansión del cultivo de granos y la generación de nuevas relaciones entre los sujetos involucrados. La expansión de la frontera agrícola no se limitó a la región pampeana. Por el contrario, comprendió a otras regiones¹², ya que se evidenció fundamentalmente en el NOA, responsable de casi la mitad de esa expansión, en particular las provincias de Santiago del Estero y Salta.

Asimismo, la expansión del área sojera motorizó la incorporación de nuevas tierras a la producción. Esto significó un creciente proceso no controlado de deforestación caracterizado por el desmonte de extensas superficies que, como tierras vírgenes y fértiles, fueron incorporadas a la producción de la oleaginosa (Slutzky, 2003). Estos desmontes tuvieron como único indicador de éxito la tasa interna de retorno de la inversión por sobre un uso adecuado del suelo, la situación contextual del bosque nativo, el empleo rural y la situación de los pobladores cuyo estado de tenencia legal de la tierra es tan débil como su economía de subsistencia (Greenpeace, 2004). El avance de la frontera agrícola, principalmente para el cultivo de soja, reemplazó grandes extensiones de bosques nativos en las regiones del Parque Chaqueño y el Pedemonte de la Selva Tucumano Boliviana, identificándose procesos como la deforestación y la fragmentación¹³ (Montenegro *et al.*, 2003).

El nuevo modelo de producción agrícola se centró fundamentalmente en la búsqueda de una integración vertical del complejo agroindustrial, persiguiendo un aumento de la productividad y la expansión de la frontera agrícola. Básicamente esta integración significó un nuevo patrón tecnológico cuyas características sobresalientes fueron la utilización creciente de procesos mecanizados e insumo-dependientes y el aumento de la capacidad de almacenamiento y transporte, entre otras. Estas transformaciones impuestas por el nuevo patrón tecnológico se dieron en tiempos diferentes según regiones y tipo de producto. Asimismo, su carácter hegemónico repercutió hacia el interior de la estructura social agraria de manera diferencial. En este sentido, varios autores coinciden en que fue la región pampeana la que experimentó en mayor profundidad estas transformaciones (Indelángelo *et al.*, 2009).

11 Pengue sostiene que existe una concentración que articula a un reducido grupo de empresas transnacionales productoras de semillas transgénicas y agroquímicos, que dominan el 100% del mercado de semillas transgénicas, el 60% del mercado de agroquímicos y el 23% del mercado de semillas, capturando completamente los beneficios generados por la innovación. En nuestro país existe una importante presencia de todas estas empresas.

12 Según Pengue (2005), se ha producido “la exportación de un sistema productivo hacia regiones altamente sensibles a los cambios, en una verdadera pampeanización de la mitad superior de la Argentina”.

13 La deforestación representa una pérdida directa de superficie de bosque y es un proceso que muestra una alta variación espacial, respondiendo a una combinación de factores socioeconómicos y naturales que determinan la forma en que se produce. Este proceso además puede causar un aumento de la fragmentación, que consiste en la modificación de la estructura natural del paisaje y generalmente implica la pérdida de la continuidad espacial de los bosques. La fragmentación condiciona la efectividad de las medidas de conservación y las estrategias de manejo de posible aplicación.

Por último, es importante destacar las características del modelo de agricultura vigente que, según Sarandón y Flores (2014), estarían incidiendo sobre su sustentabilidad en el tiempo:

- Dependencia creciente de agroquímicos (insecticidas, herbicidas, fungicidas, fertilizantes).
- Contaminación de alimentos, aguas, suelos y personas por pesticidas y productos derivados del uso de fertilizantes sintéticos (nitratos y P en las aguas).
- Desarrollo de resistencia a los plaguicidas de ciertas plagas y patógenos.
- Pérdida de la capacidad productiva de los suelos, debido a la erosión, degradación, salinización y desertificación de los mismos.
- Pérdida de nutrientes de los suelos debida a la falta de reposición, junto con lixiviación y baja eficiencia en el uso de fertilizantes.
- Colmatación de cuerpos de agua (sedimentos), eutrofización de embalses, disminución de los acuíferos en zonas de regadío.
- Dependencia creciente de combustibles fósiles y la disminución de la eficiencia productiva en términos energéticos (cada vez se requiere más energía para mantener o aumentar la productividad de los cultivos).
- Pérdida de biodiversidad.
- Pérdida de variabilidad genética de los principales cultivos (erosión génica).
- Desplazamiento de algunas técnicas de cultivo propias de agricultores/as tradicionales por la tecnología “moderna” supuestamente de aplicación universal (erosión cultural).
- Contribución al calentamiento global del planeta y disminución de la capa de ozono
- No ha sido aplicable a todos los agricultores.
- No ha solucionado el problema de la pobreza rural.

Bibliografía

- Baquadano, M. (1985). ¿Qué son las tecnologías apropiadas? *Revista Comunidad*, 4: 3.
- Barsky, O. (1988). La caída de la producción agrícola en la década de 1940. En: Barsky, O. (Ed.). *La agricultura pampeana. Transformaciones productivas y sociales*. (pp. 31-112). Buenos Aires, Argentina: Fondo de Cultura Económica.
- Bendini, M. y Pescio, C. (Coords.). (1996). *Trabajo y cambio técnico*. Buenos Aires, Argentina: La Colmena.
- Bil, D. (2009). La fabricación argentina de tractores (1960-1995): aproximación a sus problemas en el marco de la competencia internacional. VI Jornadas Interdisciplinarias de Estudios Agrarios y Agroindustriales. Noviembre de 2009. Buenos Aires, Argentina.
- Cadenazzi, G. (2009). El cambio tecnológico en la producción agrícola en Argentina y Estados Unidos. 1950-2000. VI Jornadas Interdisciplinarias de Estudios Agrarios y Agroindustriales. Noviembre de 2009. Buenos Aires, Argentina.
- Carballo, C. (2006). *Tecnología y sector agropecuario en Argentina*. Buenos Aires, Argentina: Cátedra de Economía Agraria, FAUBA.
- Castro Martínez, E., Olmos Peñuelo, J. y Fernández de Lucio, I. (2016). La vinculación ciencia-sociedad: estereotipos y nuevos enfoques. *Journal of Technology, Management & Innovation*, 11(2): 121-129.
- Cortés Conde, R. (1998). La economía de exportación de Argentina, 1880-1920. *Anuario Instituto de Estudios Histórico Sociales (IEHS)*, 13: 27-76.
- Dabat, G. y Paz, S. (2009). El debate sobre tecnologías transgénicas en la OMC: algunas implicancias para Argentina. VI Jornadas Interdisciplinarias de Estudios Agrarios y Agroindustriales. Noviembre de 2009. Buenos Aires, Argentina.

- De Nicola, M. (2003). Cambios en el modelo tecnológico de la producción familiar en la región pampeana en los noventa. III Jornadas Interdisciplinarias de Estudios Agrarios y Agroindustriales. Noviembre de 2009. Buenos Aires, Argentina.
- Dina, A. (1988). Tecnología y trabajo. Precedentes históricos y problemas actuales. En: Castillo, J. (Comp.). *La Automatización y el futuro del trabajo, tecnologías, organización y condiciones de trabajo*. (pp. 42-75). Madrid, España: Ministerio de Trabajo y Seguridad Social.
- Ferrer, A. (2004). *La economía argentina. Desde sus orígenes hasta principios del siglo XXI*. Buenos Aires, Argentina: Fondo de Cultura Económica.
- Ferrer, G. y Barrientos, M. (2005). Sistema tecnológico. Cátedra de Extensión Rural, FCA-UNC.
- Forján, H. (2002). Tecnologías de procesos. Para hacer sustentable la agricultura de la región. Buenos Aires, Argentina: INTA Ediciones.
- Gay, A. y Ferradas, N. (1997). La educación tecnológica. Buenos Aires, Argentina: CONICET.
- Greenpeace. (2004). Moratoria a los desmontes en Santiago del Estero. Propuesta redactada con el apoyo de la Pastoral Social del Obispado de Santiago del Estero, Grupo de Reflexión Rural, Prodemur y Mesa de Tierras, Santiago del Estero.
- Indelángelo, N., Prividera, G. y Villagra, C. (2009). Tecnología y agricultura familiar. VI Jornadas Interdisciplinarias de Estudios Agrarios y Agroindustriales. Noviembre de 2009. Buenos Aires, Argentina.
- López Monja, C., Poth, C. y Perelmuter, T. (2005). Impactos de la biotecnología en el campo argentino. IV Jornadas Interdisciplinarias de Estudios Agrarios y Agroindustriales. Noviembre de 2005. Buenos Aires, Argentina.
- Menéndez Sosa, A. (2011). *Gestión de las industrias de Eco-innovación*. Escuela de Organización Industrial, Unión Europea, Fondo Social Europeo.
- Montenegro, C., Strada, M., Bono, J., Gasparri, N. I. y Manghi, E. (2003). Estimación de la pérdida de superficie de bosque nativo y tasa de deforestación en el norte de Argentina. Unidad de Manejo del Sistema de Evaluación Forestal, Dirección de Bosques, Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable. Buenos Aires, Argentina.
- Obschatko, E. (1988). Las etapas del cambio tecnológico. En: Barsky, O. (Ed.). *La agricultura pampeana. Transformaciones productivas y sociales*. (pp.117-136). Buenos Aires, Argentina: Fondo de Cultura Económica.
- Pengue, W. (2005). Agricultura industrial y transnacionalización en América Latina ¿La transgénesis de un continente? México, México: PNUMA, GEPAMA.
- Piñeiro, M., Martínez, J. C. y Armelín, C. (1975). *Política tecnológica para el sector agropecuario*. Buenos Aires, Argentina: Departamento de Economía EPGCA/INTA, Serie Investigación N° 18.
- Romero Wimer, F. (2012). Las maquinarias agrícolas del agro pampeano. Orígenes y desarrollo de un sector subordinado al capital extranjero (1880-2011). Estudios agrarios y agroindustriales. Buenos Aires, Argentina: Edición Imago Mundi.
- Sarandón, S. y Flores, C. (2014). La insustentabilidad del modelo agrícola actual. En: Sarandón, S. y Flores, C. (Eds.). *Agroecología: bases teóricas para el diseño y manejo de Agroecosistemas sustentables*. (pp. 3-41). La Plata, Argentina: Edulp.
- Sarandón, S. y Sarandón, R. (1993). Un enfoque ecológico para una agricultura sustentable. En: Goin, F. y Goñi, C. (Eds.). *Bases para una política ambiental en la República Argentina*. (pp. 279-286). Buenos Aires, Argentina: Honorable Cámara de Diputados de la Provincia de Buenos Aires.
- Slutzky, D. (2003). A propósito de Censo Nacional Agropecuario 2002. *Realidad Económica*, 196: 77-83.
- Vanegas Avilés, L. M. (2009). La relación ciencia, tecnología y desarrollo en las políticas públicas del gobierno de Nicaragua. *Ciencias Económicas*, 27(2): 107-122.
- Viglizzo, E. (1994). El INTA frente al desafío del desarrollo agropecuario sustentable. En: Verde, L. y Viglizzo, E. (Recops.). *Desarrollo Agropecuario Sustentable*. (pp. 20-24). Buenos Aires, Argentina: INTA Ediciones, INDEC.

Anexo 1

Evolución de la superficie sembrada (en ha), la producción (en tn) y el rendimiento (en kg/ha) de los principales cultivos en el período comprendido entre las campañas 1969/70 y 2019/20 (Fuente: Estimaciones Agrícolas)

Cuadro 1: Cultivo de Maíz

Campaña	Sup. Sembrada	Producción	Rendimiento	Campaña	Sup. Sembrada	Producción	Rendimiento
1969/70	4663760	9358372	2331	1995/96	3414350	10517630	4040
1970/71	4990990	9928194	2443	1996/97	4153200	15536120	4556
1971/72	4437630	5858318	1862	1997/98	3751630	19360655	6078
1972/73	4249455	9698405	2721	1998/99	3270050	13503400	5370
1973/74	4132500	9898570	2840	1999/00	3651900	16780650	5433
1974/75	3869850	7698750	2508	2000/01	3494523	15359397	5455
1975/76	3694900	5854090	2117	2001/02	3061661	14712080	6079
1976/77	2978900	8298552	3279	2002/03	3060374	15002219	6520
1977/78	3099200	9698550	3647	2003/04	2962400	14818788	6422
1978/79	3299350	8699080	3107	2004/05	3403837	20482572	7359
1979/80	3309450	6399220	2570	2005/06	3190440	14445538	5903
1980/81	3999550	12899150	3801	2006/07	3578235	21755365	7666
1981/82	3694650	9599125	3028	2007/08	4238329	22026803	6452
1982/83	3439500	8999000	3030	2008/09	3501328	13134436	5560
1983/84	3483100	9497390	3141	2009/10	3671260	22663096	7804
1984/85	3619900	11899730	3563	2010/11	4561101	23799830	6350
1985/86	3819800	12099500	3745	2011/12	5000330	21196637	5735
1986/87	3649880	9249730	3190	2012/13	6133378	32119211	6604
1987/88	2824894	9199690	3774	2013/14	6098885	33087165	6841
1988/89	2684800	4899620	2910	2014/15	6034480	33817449	7309
1989/90	2069820	5399580	3461	2015/16	6904538	39792854	7443
1990/91	2159700	7683800	4045	2016/17	8486694	49490326	7571
1991/92	2684000	10696000	4525	2017/18	9139766	43462323	6088
1992/93	2960820	10895500	4356	2018/19	9039594	56860704	7862
1993/94	2780580	10357200	4237	2019/20	9504473	58395811	7554
1994/95	2957200	11402541	4523				

Cuadro 2: Cultivo de Sorgo

Campaña	Sup. Sembrada	Producción	Rendimiento	Campaña	Sup. Sembrada	Producción	Rendimiento
1969/70	2567500	3820000	2040	1995/96	670680	2131720	3876
1970/71	3121600	4660000	2085	1996/97	804450	2499000	3684
1971/72	2759000	2360000	1663	1997/98	920060	3762335	4810
1972/73	2974400	4960000	2328	1998/99	879800	3221750	4385
1973/74	3114000	5900000	2539	1999/00	819005	3344493	4648
1974/75	2601800	4830000	2493	2000/01	698170	2908775	4743
1975/76	2357800	5060000	2758	2001/02	574982	2804725	5359
1976/77	2779950	6600000	2777	2002/03	579740	2663550	5111
1977/78	2649920	7200000	3194	2003/04	531125	2121733	4593
1978/79	2539970	6200000	3033	2004/05	617452	2894250	5187
1979/80	1883970	2960000	2314	2005/06	577010	2327865	4678
1980/81	2399970	7550000	3595	2006/07	700010	2794967	4702
1981/82	2711970	7999925	3187	2007/08	808340	2940788	4740
1982/83	2656950	8099900	3214	2008/09	662350	1475870	3855
1983/84	2549950	6899865	2911	2009/10	1033150	3637427	4816
1984/85	2039900	6199700	3155	2010/11	1233452	4458442	4403
1985/86	1399950	3999875	3125	2011/12	1266304	4252310	4653
1986/87	1126950	2996630	3067	2012/13	1157963	3635837	4085
1987/88	1075000	3200000	3347	2013/14	997425	3466410	4401
1988/89	830000	1500000	2531	2014/15	844086	3098148	4704
1989/90	800000	2050000	2812	2015/16	842571	3029330	4498
1990/91	751900	2252400	3332	2016/17	728280	2526931	4663
1991/92	823200	2767000	3622	2017/18	640620	1563445	3574
1992/93	809900	2859700	3953	2018/19	522221	1601435	4674
1993/94	670380	2148000	3506	2019/20	520128	1829914	4630
1994/95	621860	1649482	3459				

Cuadro 3: Cultivo de Girasol

Campaña	Sup. Sembrada	Producción	Rendimiento	Campaña	Sup. Sembrada	Producción	Rendimiento
1969/70	1472300	1140000	846	1995/96	3410600	5557800	1718
1970/71	1614200	830000	632	1996/97	3119750	5450000	1812
1971/72	1532700	828000	644	1997/98	3511400	5599880	1681
1972/73	1652400	880000	658	1998/99	4243800	7125140	1752
1973/74	1341900	970000	815	1999/00	3587000	6069655	1746
1974/75	1196000	732000	728	2000/01	1976120	3179043	1670
1975/76	1411100	1085000	862	2001/02	2050365	3843579	1908
1976/77	1460000	900000	734	2002/03	2378000	3714000	1598
1977/78	2200000	1600000	800	2003/04	1847963	3176472	1731
1978/79	1766000	1430000	918	2004/05	1966599	3662108	1904
1979/80	2000000	1650000	889	2005/06	2231714	3759737	1735
1980/81	1390000	1260000	984	2006/07	2381388	3497733	1488
1981/82	1733000	1980000	1184	2007/08	2612646	4650365	1810
1982/83	1930000	2400000	1262	2008/09	1967420	2483438	1365
1983/84	2131000	2200000	1106	2009/10	1545295	2223937	1491
1984/85	2380000	3400000	1441	2010/11	1758545	3671748	2107
1985/86	3140000	4100000	1346	2011/12	1851220	3340520	1832
1986/87	1890500	2200000	1268	2012/13	1657071	3104420	1916
1987/88	2117000	2915000	1435	2013/14	1313195	2063410	1636
1988/89	2313000	3200000	1444	2014/15	1464855	3158290	2193
1989/90	2800000	3900000	1451	2015/16	1435148	3000367	2122
1990/91	2372350	4033400	1753	2016/17	1861595	3546707	1950
1991/92	2724375	3676900	1413	2017/18	1704296	3537545	2108
1992/93	2187100	2955900	1435	2018/19	1941002	3825750	2039
1993/94	2205800	4094900	1902	2019/20	1551762	3232649	2115
1994/95	3010440	5799540	1963				

Cuadro 4: Cultivo de Trigo

Campaña	Sup. Sembrada	Producción	Rendimiento	Campaña	Sup. Sembrada	Producción	Rendimiento
1969/70	6238470	7019726	1352	1995/96	5087800	9445015	1936
1970/71	4467955	4919767	1329	1996/97	7366850	15913600	2242
1971/72	4985687	5439840	1267	1997/98	5918665	14800230	2596
1972/73	5625107	7896787	1591	1998/99	5453250	12443000	2305
1973/74	4251550	6559916	1657	1999/00	6300000	15302560	2487
1974/75	5182780	5969991	1410	2000/01	6496600	15959352	2491
1975/76	5752800	8570000	1626	2001/02	7108900	15291660	2235
1976/77	7191820	11000000	1711	2002/03	6300210	12301442	2033
1977/78	4599850	5299995	1356	2003/04	6039857	14562955	2539
1978/79	5229860	8100000	1729	2004/05	6255365	15925025	2627
1979/80	4999850	8100000	1692	2005/06	5222485	12593396	2531
1980/81	6195870	7779990	1549	2006/07	5675975	14547960	2626
1981/82	6565810	8299810	1401	2007/08	5951577	16354091	2831
1982/83	7409800	15000000	2049	2008/09	4733735	8376452	1963
1983/84	7199860	12999720	1838	2009/10	3556705	9023139	2757
1984/85	6000000	13600000	2305	2010/11	4582250	15875653	3503
1985/86	5700000	8700000	1617	2011/12	4630600	14500519	3225
1986/87	5000000	8700000	1778	2012/13	3162138	8024996	2658
1987/88	4850000	9000000	1879	2013/14	3648070	9188339	2662
1988/89	4750000	8540000	1836	2014/15	5261085	13930078	2810
1989/90	5500000	10000000	1892	2015/16	4381128	11314952	2862
1990/91	6178400	10992400	1896	2016/17	6364015	18395106	3305
1991/92	4750850	9884000	2174	2017/18	5927610	18518045	3181
1992/93	4547700	9874400	2321	2018/19	6287149	19459727	3216
1993/94	4909900	9658300	2022	2019/20	6951171	19776942	2939
1994/95	5307850	11306210	2166				

Cuadro 5: Cultivo de Soja

Campaña	Sup. Sembrada	Producción	Rendimiento	Campaña	Sup. Sembrada	Producción	Rendimiento
1969/70	30470	26800	1032	1995/96	6002155	12448200	2105
1970/71	37700	59000	1624	1996/97	6669500	11004890	1721
1971/72	79800	78000	1147	1997/98	7176250	18732172	2694
1972/73	169360	271904	1732	1998/99	8400000	20000000	2445
1973/74	376600	495880	1440	1999/00	8788181	20131510	2331
1974/75	369500	485000	1363	2000/01	10927330	27266252	2569
1975/76	442500	695000	1603	2001/02	11627961	29962194	2630
1976/77	710000	1400000	2121	2002/03	12590244	34785121	2804
1977/78	1200000	2500000	2174	2003/04	14513106	31560148	2208
1978/79	1640000	3700000	2313	2004/05	14390630	38287103	2729
1979/80	2100000	3500000	1724	2005/06	15368083	40489266	2680
1980/81	1925000	3770000	2005	2006/07	16110038	47431082	2973
1981/82	2040000	4150000	2090	2007/08	16571885	46150651	2822
1982/83	2362000	4000000	1754	2008/09	17980895	30966368	1853
1983/84	2920000	7000000	2406	2009/10	18392752	53247361	2923
1984/85	3300000	6500000	1988	2010/11	18870651	48846100	2607
1985/86	3340000	7100000	2141	2011/12	18664148	40097644	2282
1986/87	3684000	6666400	1896	2012/13	19902072	49117029	2547
1987/88	4413000	9900000	2264	2013/14	19705342	53398720	2774
1988/89	4670000	6500000	1653	2014/15	19792100	61398276	3176
1989/90	5100000	10700000	2157	2015/16	20562233	59095246	3016
1990/91	4966200	10861200	2275	2016/17	18057162	54972546	3171
1991/92	5003000	11308100	2292	2017/18	17259260	37785927	2316
1992/93	5318410	11043400	2159	2018/19	17010277	55263891	3334
1993/94	5817490	11719900	2039	2019/20	16882238	48778260	2927
1994/95	6011240	12133000	2045				

El sistema agroalimentario argentino: principales características y transformaciones

CAPÍTULO

11

Patricia Lombardo

Durante la década los 90, en la mayoría de los países de América Latina, incluida la Argentina, se produjeron transformaciones estructurales que determinaron un nuevo modelo de acumulación e inserción internacional. Estas transformaciones impactaron en la configuración productiva, tecnológica y de mercados del Sistema Agroalimentario Argentino (SAA). Este capítulo tiene como propósito no sólo caracterizar el SAA, teniendo en cuenta sus distintos componentes, sino describir los cambios que este atravesó, principalmente, en la década mencionada.

1. Acerca del concepto de sistema agroalimentario

El sistema agroalimentario involucra todos los alimentos consumidos en estado fresco así como aquellos que sufren algún proceso de transformación industrial¹. Como todo sistema incluye al conjunto de relaciones e interacciones que, a su vez, son responsables de las características que emergen de dicho sistema. En otras palabras, ese conjunto mantiene su existencia por medio de la interacción mutua de sus partes (Bellinger, 2002). Por otro lado, según Ghezán *et al.* (1999), el enfoque de sistema permite abarcar un conjunto de actividades vinculadas horizontal y verticalmente por relaciones de producción y mercado. Desde esta perspectiva, la dimensión vertical contempla los distintos procesos productivos y las relaciones económicas entre la oferta inicial y la demanda final; en tanto que la dimensión horizontal considera las relaciones entre las empresas intervinientes en cada componente, así como su nivel de heterogeneidad. Cabe destacar que el sistema agroalimentario involucra todos los alimentos consumidos en estado fresco así como aquellos que sufren algún proceso de transformación industrial.

Rastoin (citado en Gorenstein, 2000) incorpora la noción de territorialidad a las interacciones que se establecen entre los actores sociales intervinientes y sostiene que un sistema agroalimentario es una red interdependiente de actores (empresas, instituciones financieras, organismos públicos y privados) situados en un espacio geográfico dado (región, Estado, espacio plurinacional) que, en cierto grado, participan en la creación de flujos de bienes y servicios para satisfacer las necesidades alimentarias de uno o varios grupos de consumidores locales o del exterior de la zona considerada.

En tanto, Hurtado Briceño (2013) considera que el estudio del sistema agroalimentario requiere de la evaluación de los subsistemas que describen los resultados del proceso que va desde la producción de alimentos hasta el consumo. Por ello, esta evaluación incluiría la comercialización, transformación y distribución del producto, lo que permite, a su vez, realizar un análisis pleno de la actividad agroalimentaria. En la *Figura 11.1* se pueden observar los distintos participantes del sistema agroalimentario y los flujos de intercambio que se establecen entre ellos.

1 Ghezán *et al.* (1999) también definen el sistema agroindustrial, como aquel que incluye únicamente los productos que sufren uno o más procesos de transformación. Esta noción excluye los alimentos consumidos en estado fresco pero incorpora los productos derivados del agro con uso no alimentario (por ejemplo: fibras textiles, lanas, cueros, etc.).

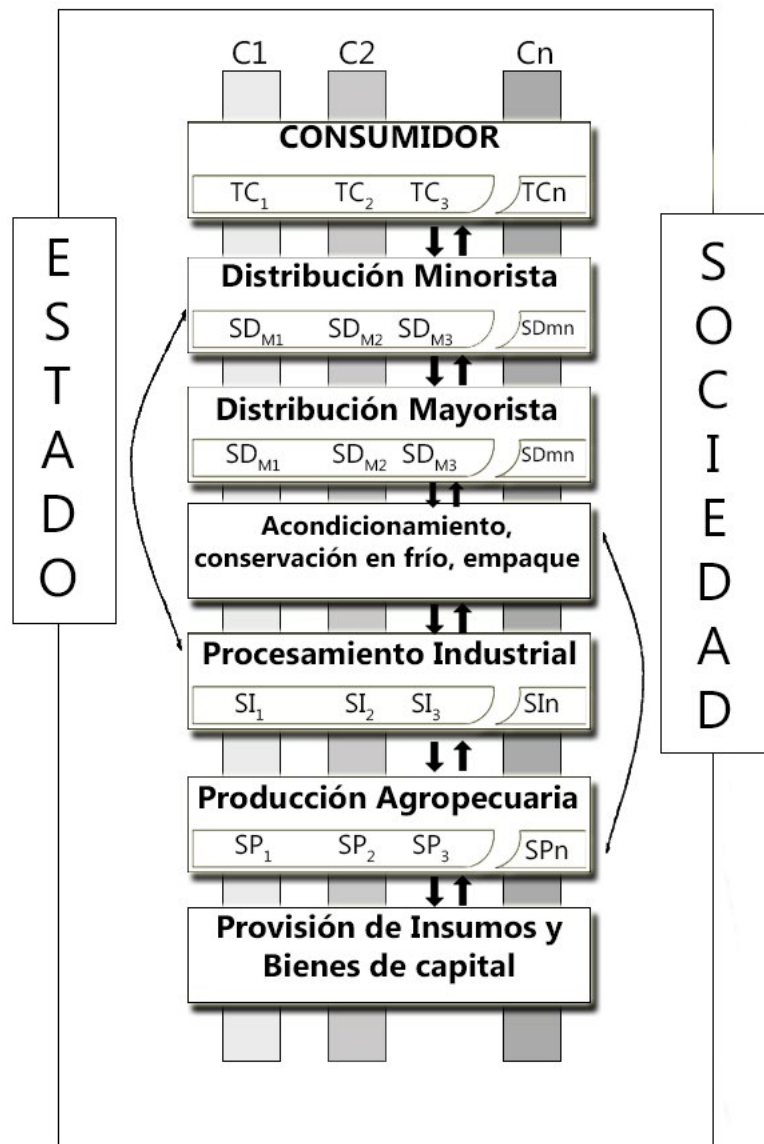


Figura 11.1 Sistema agroalimentario. Adaptado de Ghezán et al. (1999).

Iglesias (2000) sostiene que la agricultura ha perdido importancia como suministrador de alimentos directo a los consumidores debido al crecimiento de los sectores de la transformación y de la distribución. Asimismo, destaca la relevancia adquirida por la venta minorista en la dinámica del sector agroalimentario debido a su acceso a la información sobre las tendencias de consumo. Este autor también analiza algunas características de los tipos de transacciones que se generan a través del sistema agroalimentario:

- (i)- *Entre el productor agropecuario y la industria proveedora de insumos:* se caracteriza por la existencia de una gran cantidad de proveedores alternativos de insumos y porque, a nivel industrial, la tecnología permite ajustes de productos que pueden servir a distintos tipos de sistemas agrícolas. La competencia entre firmas en el mercado local sigue generalmente una línea de alto grado de diferenciación de productos como resultado de una continua investigación de las necesidades locales del cliente (el productor agropecuario).

(ii)- *Entre el productor agropecuario y la industria agroalimentaria (IAA)*: las transacciones a este nivel son más complejas ya que varían con las características técnicas finales del producto, fundamentalmente las referidas al tiempo y al lugar, pudiendo presentarse problemas con el costo de almacenamiento y con el costo del transporte respectivamente. Otras fuentes de especificaciones estarían relacionadas a definiciones de atributos especiales de “calidad” requeridos por la industria.

En este tipo de transacción aparecen tensiones, que reflejan básicamente las diferencias de estructuras de mercados que se encuentran entre la producción agropecuaria y la industria.

(iii)- *Entre la industria agroalimentaria y la distribución*: en este tipo de transacción también se registran tensiones. Desde la perspectiva de la organización industrial, el proceso de concentración del sistema de distribución aumenta el poder de la industria. Sin embargo, desde la perspectiva de la teoría de costos de transacción se basa en un activo específico que es la “información” de las preferencias de los consumidores. Los consumidores se consideran como grupo de presión organizado para decidir comprar algunos productos en lugar de otros.

(iv)- *Entre la distribución y el consumidor*: la última transacción del sistema agroalimentario es entre el consumidor final y el vendedor minorista en el sistema de distribución. Las transacciones entre el consumidor y los canales de distribución no son impersonales, ya que la distribución tiene sumo interés en satisfacer los requerimientos de los consumidores, ofreciendo los productos demandados en tiempo y lugar. Cabe destacar que muchos atributos que demanda el consumidor son el resultado de la producción e intervenciones a través de todo el sistema.

2. Cambios en el sistema agroalimentario argentino

A nivel global, el sistema agroalimentario ha estado en transformación constante desde principios del siglo XX. Este proceso evolutivo se destaca por la especialización de la producción alimentaria, la cual durante las últimas décadas se ha caracterizado por una creciente influencia de las transnacionales agroalimentarias (en la producción, distribución, comercialización y consumo de alimentos), por tener a la biotecnología, los agroquímicos y la distribución como elementos centrales (León Vega, 2018).

En la Argentina, a partir de los ‘80, agotado el proceso de sustitución de importaciones, se implementaron políticas de ajuste estructural basadas principalmente en procesos de privatización, reducción del peso específico del Estado en la economía y apertura de la economía nacional al movimiento de la economía internacional. Durante la década del ‘90, estas medidas se profundizaron, evidenciándose una concentración y centralización del capital a través de la constitución de grandes grupos económicos, mientras que la crisis afectó fundamentalmente a las pequeñas y medianas empresas. Ghezán y Mateos (1999) sostienen que las reglas de funcionamiento de la economía argentina en dicho contexto sirvieron de marco al proceso de reestructuración productiva y comercial del SAA. Estas condiciones se manifestaron, esencialmente, a partir de la estabilidad, la cual, en un inicio, generó un aumento del consumo que permitió reactivar el mercado interno de alimentos. Sin embargo, inmediatamente se evidenciaron las ineficiencias existentes que, anteriormente, podían ser gerenciadas con un adecuado manejo financiero.

Los rasgos salientes de las transformaciones ocurridas en el sistema agroalimentario en la década del '90 se caracterizaron por los procesos de concentración y extranjerización de las empresas industriales y de distribución por la incorporación de las cadenas de distribución como actores de gran relevancia y por los cambios en los hábitos de consumo de la población (Ghezán y Mateos, 1999). Un trabajo posterior de Mateos (2006) muestra, para el período comprendido entre 1993 y 2004, un comportamiento diferencial del SAA presentando tasas de crecimiento mayores que el conjunto de la economía.

Cabe agregar que, tanto a nivel internacional como local, se profundizó la necesidad de una coordinación eficiente entre los actores del SAA. Esto se relacionó con diferentes factores tales como: (i) el aumento en los requerimientos de calidades especiales en las materias primas, (ii) la introducción de la trazabilidad² (con el fin de diferenciar productos y/o garantizar el origen de los alimentos), y (iii) los procesos de tercerización y subcontratación en la industria. Se puede decir que la calidad surge como el nuevo eje de la competencia, reconfigurando las relaciones sociales dentro del sistema agroalimentario. Más aún, la calidad se convierte, en gran medida, en una barrera de entrada para la exportación de productos en aquellos alimentos que no tienen capacidad de mantenerse o de alcanzar los estándares impuestos por los consorcios que dominan los mercados (Hernández Moreno y Villaseñor Medina, 2014).

En respuesta a estos desafíos surgen acuerdos interempresariales como alternativas organizacionales de las firmas agroindustriales, para posicionarse ofensiva o defensivamente, frente a estas transformaciones. Las formas que estos acuerdos adoptan, recorren vertical y horizontalmente la cadena de valor. Un trabajo de Castellano *et al.* (2005) describe estos acuerdos entre empresas del SAA y para ello elaboran una tipología donde se observan distintas lógicas de vinculación entre firmas agroalimentarias, así como con los otros actores de la cadena. Estos acuerdos se clasifican en las siguientes categorías:

- (i). Acuerdos de producción entre agroindustrias o bien con otras empresas localizadas en otra etapa de la cadena de valor. Esta categoría está compuesta por:
 - *Producción con marca de distribuidor*, que implica las relaciones entre las agroindustrias y las empresas de distribución (minorista y mayorista), para que las primeras elaboren productos que las últimas comercializan con marcas registradas a su nombre.
 - *Producción de bien intermedio*, se basa en relaciones que se establecen entre industrias agroalimentarias, donde una provee de un bien a la otra para que esta última realice una nueva transformación del mismo.
 - *Producción para ampliación de oferta*, cuyos objetivos están centrados en completar o diversificar la cartera de productos de una agroindustria, delegando la función de producción de determinado bien final en otra firma.
 - *Producción conjunta*, son acuerdos entre industrias agroalimentarias para desarrollar en forma conjunta actividades de producción.

2 La trazabilidad es la capacidad para seguir el movimiento de un alimento a través de etapa(s) especificada(s) de la producción, transformación y distribución. Dicho concepto lleva implícita la necesidad de poder identificar cualquier producto dentro de una empresa, desde la adquisición de las materias primas, a lo largo de las actividades de producción, transformación y/o distribución que desarrolle, hasta el momento en que se realice su entrega al siguiente eslabón en la cadena (Agencia Española de Seguridad Alimentaria y Nutrición, 2009).

- Producción para restauración, centrada en los acuerdos entre agroindustrias y empresas de servicios de restauración (restaurantes, bares, cadenas de comidas rápidas, etc.).
- (ii). Acuerdos de distribución en los que una agroindustria se vincula con otras industrias o distribuidores para la comercialización de sus productos. Esta categoría incluye tres subcategorías:
 - *Industrias-mercado externo*, que se caracteriza según el mercado al cual se destina el producto objeto del acuerdo.
 - *Industrias-mercado interno*, son acuerdos entre industriales cuya finalidad es la distribución del producto en el mercado interno.
 - *Distribuidores-mercado externo*, incluyen las vinculaciones entre agroindustrias con distribuidores externos para insertarse en el mercado internacional.
- (iii). Acuerdos de abastecimiento, conformados por vinculaciones directas entre productores primarios y agroindustrias, donde los primeros se comprometen a proveer una cantidad de materia prima de una determinada calidad para su elaboración y/o transformación.

3. Características de la industria agroalimentaria

La industria alimentaria es aquella que elabora los productos de la agricultura, la ganadería y la pesca para convertirlos en alimentos y bebidas para consumo humano o animal. Además, comprende la producción de varios productos intermedios que no son directamente productos alimenticios. La actividad suele generar productos asociados de valor superior o inferior (e.g. cueros procedentes de los mataderos o tortas procedentes de la elaboración de aceite). Según la Clasificación Nacional de Actividades Económicas (1997), esta industria se puede subdividir sucesivamente hasta llegar al nivel de clases, que son las siguientes (Rodríguez Vázquez, 2006):

- Producción, procesamiento y conservación de carne y productos cárnicos.
- Elaboración y conservación de pescado y productos de pescado.
- Elaboración y conservación de frutas, legumbres y hortalizas.
- Elaboración de aceites y grasas de origen vegetal y animal.
- Elaboración de productos lácteos.
- Elaboración de productos de molinería.
- Elaboración de almidones y productos derivados del almidón.
- Elaboración de alimentos preparados para animales.
- Elaboración de productos de panadería.
- Elaboración de azúcar.
- Elaboración de cacao y chocolate y de productos de confitería.
- Elaboración de pastas alimenticias.
- Elaboración de otros productos alimenticios no clasificados.
- Destilación, rectificación y mezcla de bebidas alcohólicas, producción de alcohol etílico a partir de sustancias fermentadas.
- Elaboración de vinos.
- Elaboración de bebidas malteadas y de malta.
- Elaboración de bebidas no alcohólicas, producción de aguas minerales.

La industria agroalimentaria se caracteriza por la diversidad de productos que elabora, así como por las materias primas e insumos que utiliza, por el destino de la producción (mercado interno y/o externo) y por la variedad de procesos productivos. Durante la década del 90, los rubros más importantes -en cuanto a valor de la producción- fueron: el procesamiento de carnes, la elaboración de aceites y grasas vegetales, los productos lácteos, la fabricación de panificados y pastas y la industria de bebidas no alcohólicas. Asimismo, se pueden diferenciar entre aquellos rubros más dinámicos relacionados con el aumento del consumo alimentario y la mayor segmentación del mercado (panificados, golosinas, bebidas no alcohólicas, hortalizas congeladas) de los menos dinámicos, vinculados a procesos de sustitución, disminución del consumo interno y la poca capacidad de diferenciación (azúcar) (Mateos, 2006).

Las industrias agroalimentarias, en la década mencionada, se transformaron en uno de los sectores de mayor atracción de las inversiones extranjeras. Las industrias productoras de aceites, lácteos, galletitas y bizcochos, cerveza, gaseosas, cacao, golosinas y vino se convirtieron en las principales receptoras de inversión extranjera directa (IED) que fueron realizadas en su mayoría por grandes empresas transnacionales (ETN). La experiencia en el desarrollo de productos diferenciados y en inversiones en infraestructura logística y redes comerciales, otorgaron a las ETN ventajas competitivas en el nuevo contexto del Mercosur. Esto dio lugar a numerosos procesos de ventas y fusiones de empresas que caracterizaron al período, donde las ETN delinearon su intervención con inversiones destinadas a la adquisición de capacidades existentes, a la creación de nuevas capacidades productivas y a las ampliaciones de las ya instaladas, lo cual implicó una reasignación en la propiedad de las IAA. Otro camino siguieron las firmas nacionales que no entraron en la lógica de la IED, donde se llevó a cabo una acumulación en capacidades productivas de carácter defensivo y, por ende, limitada a la incorporación parcial de nuevos equipos y técnicas de producción. Lo anterior, sumado a otras inversiones cruzadas entre capitales nacionales, provocó un alto nivel de concentración económica en las IAA. La conformación de un núcleo reducido de grandes empresas que explican altos porcentajes del valor generado en la industria, fue la contracara de una reducción significativa de la cantidad de pequeñas y medianas empresas, así como el debilitamiento de las formas cooperativas de organización empresarial. Otra característica de la IAA en los noventa, fue la recomposición de su relación con los canales de distribución debido a la entrada masiva en el mercado doméstico de las grandes cadenas de distribución minorista que impulsaron nuevas formas de coordinación intersectorial, nuevos condicionamientos y reglas de juego a sus proveedores, promoviendo fuertes procesos de reestructuración y el desarrollo de estrategias tecnológicas, productivas, comerciales y logísticas de las firmas (Gutman y Gorenstein, 2005).

4. Características de la distribución de alimentos

Di Nucci y Lan (2008), afirman que el proceso de modernización y mundialización del comercio minorista y de la alimentación en particular también se ha dado en Argentina. En la década de los noventa es cuando se produjeron transformaciones en el comercio minorista de la alimentación que provocaron significativas modificaciones en las reglas comerciales. Estos cambios se caracterizaron por la penetración de los grupos de distribución que, mediante la expansión de las principales cadenas (nacionales e internacionales), buscaban posicionarse en el mercado abriendo nuevas bocas de expendio, introduciendo nuevas tecnologías de distribución y comercialización e implementando políticas comerciales con más y mejores servicios para los consumidores. El arribo de empresas transnaciona-

les a la distribución minorista, tuvo consecuencias en las formas de competencia y las modalidades de gestión de los agentes más importantes del comercio.

Se debe tener en cuenta que la distribución minorista es el último eslabón de la cadena de suministro de muchos productos. Este hecho, unido a su concentración operativa y económica, le otorga una gran influencia, tanto a nivel de la cadena productiva como comercial. Por ello, los procesos de concentración e internacionalización tienen consecuencias sobre productores, proveedores y consumidores.

Según Mascaretti (2010), el modelo de la gran distribución llegó de la mano de grandes empresas extranjeras al país mediante la forma de hipermercados. Este proceso se profundizó con la fuerte expansión registrada por las grandes empresas del sector y con el arribo de nuevos competidores agudizando el problema de las formas de competencia imperantes. La reorganización del circuito comercial desplazó el núcleo dinámico y estructurador de los sistemas agroalimentarios hacia las etapas más cercanas a los consumidores finales –las grandes cadenas de hipermercados y supermercados–. Bajo estas circunstancias, se promovió la reestructuración productiva, tecnológica y comercial en todas las etapas del sistema agroalimentario, lo que significó un cambio cualitativo muy importante.

Mascaretti (2010) también señala que mientras ingresaban nuevas cadenas, las ya existentes se expandían considerablemente, acrecentándose la competencia y dando lugar a un intenso proceso de salidas de la actividad de varias empresas y de compraventas de algunas por capitales extranjeros. La expansión de la gran distribución minorista se tradujo en la apertura de nuevos puntos de venta, la remodelación y/o relocalización de las bocas existentes y la construcción de infraestructura que requería grandes inversiones. La expansión de la gran distribución minorista produjo la declinación y desplazamiento del sector minorista tradicional y la pérdida de relevancia de los canales mayoristas de la distribución.

A medida que la IED se expandió en el comercio minorista, las cadenas nacionales realizaron inversiones competitivas y los minoristas tradicionales sobrevivientes trabajaron para competir en costo y calidad. En consecuencia, la competencia del comercio minorista aumentó. Competir significaba reducir los costos a fin de penetrar el mercado masivo y aumentar la calidad para poder mantenerse y profundizar el mercado entre los clientes de clase media (Reardón y Berdegué, 2008).

Surgieron también tensiones y conflictos entre la gran distribución minorista y los proveedores, que se tradujeron en requerimientos cada vez más estrictos de los primeros con respecto a volúmenes, calidad, costos y prácticas comerciales (Reardón y Berdegué, 2008). Otras tensiones, del tipo conductuales, constituyeron prácticas discrecionales de las cadenas individuales que afectaron a sus proveedores caracterizadas por demoras importantes en los pagos, imposición de comisiones (concesión de espacios y tarifas de promoción), aportes y descuentos para eventos especiales (aperturas de tiendas), requerimientos de una amplia gama de servicios post cosecha de los proveedores (empaques especiales, entrega de productos, etc.). Además, la exigencia a los proveedores de cumplimiento de estrictos estándares de calidad y, a veces, de seguridad puede requerir un alto nivel de especificidad de activos.

5. Características del consumo de alimentos

Como se mencionó, en la década de los 90 se produjo una internacionalización del sistema agroalimentario y la Argentina pasó a formar parte de las tendencias mundiales. Asimismo, el Estado no cumplió con la función de garantizar el abastecimiento de alimentos básicos. Debido a la caída de la

capacidad de compra de una parte importante de la población, se registró un aumento de la pobreza, lo cual se tradujo en una creciente polarización social.

En base a un análisis de Encuestas de Gastos de los Hogares, Aguirre (2011) sostiene que se rompió el patrón de consumo unificado que cortaba transversalmente la estructura social hasta registrar dos canastas que se oponen especularmente. En la segunda mitad de los 90, se diferencia una “comida de pobres” y una “comida de ricos”. La primera de ellas basada en hidratos de carbono, grasas y azúcares, y la segunda compuesta por carnes, lácteos, frutas y verduras, lo cual implica dos tipos de consumo que prefiguran dos tipos de cuerpos: “pobres gordos y ricos flacos”. La autora considera que la oferta alimentaria no responde a la demanda, sino que la genera y en sociedades polarizadas crea mercados segmentados (por ingresos, género, edad e, incluso, estado de salud) que proveen a cada sector con el tipo de productos que puede pagar (Aguirre, 2011). La máxima segmentación se verificó en el “mercado de los pobres” (segundas marcas con menor calidad, envase pequeño y menor precio) y el “mercado gourmet” (productos con alto valor agregado y fuerte diferenciación). A su vez, el proceso de extranjerización contribuyó al cambio del patrón alimentario y contribuyó a la homogeneización dietaria global y la pérdida de la identidad (Aguirre, 2011).

En un trabajo anterior, Aguirre (2004) afirma que comer es un hecho social que tiene en cuenta la forma de conseguir, preparar, distribuir, compartir y gustar aquello concebido como alimento en un tiempo y en un lugar en esta sociedad. En este sentido, identifica ciertas estrategias que permiten a los hogares pobres acceder a una mayor cantidad y/o calidad de los alimentos. Entre ellas se distinguen:

- (i) Diversificación de las fuentes de ingresos: recurriendo a distintos mercados de trabajo urbano (formal e informal), a la asistencia social alimentaria, a las redes de amigos vecinos y parientes y, en menor medida, a la autoproducción.
- (ii) Diversificación de los circuitos de abastecimiento: recurriendo al mercado formal donde la gran distribución encontró un nicho de mercado en la producción fabricada con menor calidad (más grasas, azúcares y sal), buena seguridad biológica, envasado en pequeñas cantidades y menores precios destinada a sectores de bajos recursos (“el mercado de los pobres”) y al mercado informal (vendedores ambulantes, locales multifunción, quintas, tambos habilitados, mataderos clandestinos, revendedores, etc.) donde cambian precio por riesgo sanitario ya que su seguridad biológica es nula.
- (iii) Manejo de la composición doméstica: agrandando las familias en épocas de bonanza o reduciéndola ante situaciones de crisis.

Para cerrar este capítulo, es importante dejar planteada la necesidad de democratizar el sistema agroalimentario planteada por Guarco (2018). Este autor manifiesta que dicha democratización

“se logrará si los consumidores podemos cuestionar las pautas alimentarias que nos imponen las cadenas multinacionales de supermercados asociadas a la industria alimenticia concentrada, si las comunidades podemos defendernos de las prácticas depredadoras del ambiente propias de los modelos extractivistas y si los agricultores y trabajadores que producimos alimentos podemos potenciar nuestras culturas y saberes con los extraordinarios avances de la ciencia sin someternos a la lógica cortoplacista propia del capital concentrado, degradante de la biodiversidad y sin compromiso territorial” (Guarco, 2018).

Y agrega que promover la democratización del sistema agroalimentario es un requisito para alcanzar la seguridad alimentaria y proteger al ambiente. También destaca que:

“El poder económico controla al sistema agroalimentario en todos sus componentes, pero el nudo está en la relación de dominación que construye con el consumidor. La alianza entre las cadenas de distribución minorista transnacionales, las empresas concentradas de alimentación y los medios hegemónicos de comunicación construyen pautas de consumo donde la prioridad no es la nutrición sino la adicción a productos alimenticios estandarizados. Es necesario analizar y repensar el tema alimentario desde la realidad de cada comunidad, con su ecología y con su cultura. Revisar nuestra forma de consumir exige un cambio cultural, que debe comenzar por relacionarnos de otra forma con el entorno. La alimentación es nuestra relación más directa con el territorio. Replantearnos nuestra forma de alimentarnos es replantear nuestra relación con la naturaleza, de la que formamos parte como seres vivos” (Guarco, 2018).

Bibliografía

- Agencia Española de Seguridad Alimentaria y Nutrición. (2009). *Guía para la aplicación del sistema de trazabilidad en la empresa agroalimentaria*. Recuperado de: http://infoalimenta.com/.../65_guia-aplicacion-trazabilidad.pdf
- Aguirre, P. (2004). Seguridad alimentaria. Una visión desde la antropología alimentaria. Córdoba, Argentina: Fundación CLACYD.
- Aguirre, P. (2011). Consecuencias del ajuste en la alimentación. *Voces del Fénix*, 7: 52-59.
- Bellinger, G. (2002). Systems. Change management. The Columbo theory. Recuperado de: <http://outights.com/systems/columbo/>.
- Castellano, A., Ghezán, G. y Goizueta, M. (2005). Caracterización de los acuerdos interempresariales en el sistema agroalimentario argentino. IV Jornadas Interdisciplinarias de Estudios Agrarios y Agroindustriales. Noviembre de 2005. Buenos Aires, Argentina.
- Di Nucci, J. y Lan, D. (2008). Globalización y modernización del comercio minorista argentino en la década de los noventa. *Huellas*, 12: 176-197.
- Ghezán, G., Brieva, S. e Iriarte, L. (1999). *Análisis prospectivo de la demanda tecnológica en el sistema agroindustrial*. La Haya, Países Bajos: Servicio Internacional para la Investigación Agrícola (ISNAR).
- Ghezán, G. y Mateos, M. (1999). La reestructuración del sistema agroalimentario argentino y la diferenciación de los modelos de consumo. Primeras Jornadas Interdisciplinarias de Estudios Agrarios y Agroindustriales. Noviembre de 1999. Buenos Aires, Argentina.
- Gorenstein, S. (2000). Rasgos territoriales en los cambios del sistema agroalimentario pampeano (Argentina). *EURE*, 26(78): 51-75. Recuperado de: <https://dx.doi.org/10.4067/S0250-71612000007800003>
- Guarco, A. (2018). Democratizar el sistema agroalimentario. *Revista IDELCOOP*, 226: 119-125. Recuperado de: <https://www.idelcoop.org.ar/revista/226/democratizar-sistema-agroalimentario>
- Gutman, G. y Gorenstein, S. (2005). Las transnacionales alimentarias en Argentina. Dinámica reciente e impactos territoriales. Primeras Jornadas de Economía Regional Comparada. Porto Alegre, Brasil.
- Hernández Moreno, M.C. y Villaseñor Medina, A. V. (2014). La calidad en el sistema agroalimentario globalizado. *Revista Mexicana de Sociología*, 76(4): 557-582.
- Hurtado Briceño, A. J. (2013). Importancia del sistema y de la industria agroalimentaria en la economía venezolana. En: Gutiérrez, S.A. (Coord.). *El Sistema Alimentario Venezolano a comienzos del Siglo XXI. Evolución, balance y desafíos*. (pp. 167-210). Mérida, Venezuela: Facultad de Ciencias Económicas y Sociales-Consejo de Publicaciones de la ULA.

- Iglesias, D. (2000). *Competitividad de las pequeñas y medianas empresas agroalimentarias pampeanas productoras de commodities en Argentina*. Tesis doctoral. Universidad de Córdoba, España.
- León Vega, X. A. (2018). *Soberanía alimentaria. Sistema Agroalimentario, movimientos campesinos y políticas públicas. El caso de Ecuador*. Tesis doctoral. Instituto de Estudios sobre Desarrollo y Cooperación Internacional, España.
- Mascaretti, S. (2010). Evolución del comercio minorista en Argentina. Distribución de alimentos y productos en general a gran escala: 1990-2005. En: Liberali, A. y Gejo, O. (Eds.). *La Argentina como geografía. Procesos productivos e impacto social (1990-2008)*. (pp. 109-138). Buenos Aires, Argentina: Editorial Centro de Estudios Alexander von Humboldt.
- Mateos, M. (2006). Las transformaciones en el sistema agroalimentario argentino en la última década. En: Ghezán, G., A.M., Acuña, A.M. y Mateos, M. (Eds.). *Estrategia y dinámica de la innovación en la industria alimentaria argentina*. (pp. 45-66). Buenos Aires, Argentina: Astralib Cooperativa Editora.
- Reardon, T. y Berdegú, J. (2008). El papel del comercio minorista en la transformación de los sistemas agroalimentarios. Implicancias para las políticas de desarrollo. Santiago, Chile: RIMISP, Centro Latinoamericano para el Desarrollo Rural. Debates y Temas Rurales N° 10.
- Rodríguez Vázquez, G. (2006). *Industria Alimentaria Argentina. Análisis del sector*. 9ª ed.) Buenos Aires, Argentina: Dirección de Industria Alimentaria, SAGPyA.

Agricultura post-industrial. El modelo agrario en discusión

CAPÍTULO

12

Francisco Pescio

1. Introducción

Esta etapa histórica puede definirse bajo el concepto de “Antropoceno” (Crutzen, 2006; Steffen *et al.*, 2011). Bajo esta noción, se plantea que la especie humana ha desarrollado la capacidad de generar acciones que pueden transformar el funcionamiento biofísico a escala planetaria con tal magnitud que dejará huellas geológicas. En ese sentido, esta Era marca que los modos de producción no dan cuenta sólo sobre cómo se estructura la producción, las relaciones sociales implícitas en ella o el intercambio de mercancías; sino que se trata fundamentalmente de cómo se relaciona la especie humana con el entorno biofísico (Moore, 2017).

El capitalismo, en el marco de la Modernidad, se convirtió en el sistema económico dominante. Hardt y Negri (2002) plantearon hace unas décadas que el estadio actual del Capitalismo podría ser definido como Globalización, dado el progresivo proceso de interconexión entre diferentes regiones del mundo, y la consolidación de ciertos procesos macroeconómicos a escala planetaria. Sin embargo, la integración e interconexión no es reciente, sino que ya se planteó a partir de la colonización europea de América, África y Asia. Sin embargo, los avances en las telecomunicaciones y la progresiva uniformización de los procesos económicos la distinguen de otros períodos históricos. De acuerdo con Overbeek y Van Apeldoorn (2012) el proyecto político-económico hegemónico de la Globalización se basa en prácticas discursivas y económicas: retórica antiestado combinado con apertura comercial (aunque solo para algunos bloques regionales y productos), privatización de lo público y común, desregulación y ajuste estructural.

Otro elemento particular del capitalismo actual es el predominio del capital financiero sobre la producción de bienes o servicios. Si bien la idea-guía del capitalismo siempre ha sido lograr la acumulación (materializado en la noción de la tasa de ganancia¹), a partir de la utilización *in extremo* de herramientas financieras se generó una progresiva independencia del mundo material para incrementar los ciclos de acumulación. Esto permite desvincular, hasta cierto punto, la acumulación de capital de los procesos biofísicos. El predominio financiero implica que parte importante de la ganancia ya no está restringida por el acto de producir bienes sino por los ciclos de valorización e intercambio de activos financieros.

Desde la perspectiva ambiental, la Humanidad enfrenta diferentes desafíos que pueden modificar la vida tal como la conocemos en la actualidad. Entre los mayores desafíos de esta época se encuentran los múltiples procesos de deterioro ambiental, donde el fenómeno del Cambio Climático Global es uno de los más relevantes. Se trata de una crisis a la que la humanidad no se ha enfrentado previamente como especie, al menos en esta magnitud. Lo particular en este caso, es que la actividad humana tiene la responsabilidad de este deterioro. Esta situación se articula con otras problemáticas socioeconómicas, que ya se

¹ Se entiende como Tasa de Ganancia al Costo de Oportunidad del Capital. Es decir, es el beneficio neto obtenido en función del capital inmovilizado

arrastraban secularmente, y que se puede englobar en un contexto de gran inequidad. Gran parte de este proceso se ha desarrollado en el marco de la modernidad, bajo una forma de organización económica y social dominante denominada capitalismo². En ese sentido, la producción agropecuaria es un elemento central y esencial de este análisis, en tanto se vincula de manera directa con los sistemas biofísicos, y tiene una función básica: generar alimentos y otros bienes básicos esenciales para la vida.

A continuación, se señalarán algunas premisas, que se desarrollan en el capítulo:

1. De no mediar cambios drásticos en los modos de producción y consumo, muy probablemente se alcanzará un punto de no retorno, es decir, una situación de desequilibrio ambiental permanente. Esto no implica la destrucción planetaria ni la extinción de la especie humana, pero sí un cambio total, radical y absoluto en las condiciones de existencia tal cual se conocen; y en las que la crisis COVID19 es sólo un indicio.² Aún existe, para una vasta proporción de la población, restricciones para acceder a una alimentación digna, suficiente y saludable. Si bien han generado avances en la provisión de alimentos (desde una perspectiva histórica), los modos actuales de producción agropecuaria no lograron generar, al momento, la resolución a este problema. Además, los modelos de desarrollo agrario son responsables, del deterioro ambiental.

Esto lleva a que ciclos continuos de crisis. De hecho, las crisis se consolidan cuando existen preguntas para las cuales los sistemas sociales no tienen respuestas. Ante esto, surgieron distintos planteos de contestación que, como se verá en este capítulo, tampoco han logrado, hasta el momento, dar una respuesta a esas preguntas. Es por esto que este trabajo será moderadamente pesimista.

La sociedad contemporánea global se basa en el crecimiento económico como elemento básico de sostenimiento. Sin embargo, esto lleva a una contradicción, ya que para sostener este crecimiento es necesario apropiarse de cada vez más flujos y cantidades de materia y energía de fuentes no renovables, los cuales son cada vez más escasos. El problema se puede resumir, finalmente, en que en el marco de estos límites; el planeta en general, y la Argentina en particular, requiere producir alimentos, generar riquezas, generar una mayor justicia social y mejorar las condiciones sociales de las vastas mayorías de la población

Esto lleva a las siguientes preguntas: ¿Es posible una mayor expansión en base al modelo actual de utilización del entorno biofísico? ¿A qué costo? Estas interrogantes serán abordadas en dos momentos. El primero, presenta la caracterización global y nacional de posibles alternativas o soluciones que se plantean como respuesta. En este punto, es necesario aclarar que la perspectiva con la que está escrito este capítulo se inserta en los esquemas analíticos de los enfoques “sistema-mundo y “ecología-mundo”, siendo Wallerstein (2005), el principal exponente que ahonda en la interconexión que se da en la economía-sociedad-ambiente, considerando diferentes escalas temporales y espaciales, cuyas contradicciones llevan a crisis de distinta índole.

2. Caracterización de la agricultura post-industrial

La producción agropecuaria argentina se encuentra vinculada e interrelacionada con la economía nacional e internacional. Por ello, de acuerdo con la noción clásica de la economía, para realizar el

² Capitalismo: forma de organización social compleja, difícil de definir. Su rasgo distintivo es la lógica de acumulación como eje rector.

análisis de la estructura económica se deben incluir las esferas de producción, circulación y consumo. En este esquema, las esferas o dimensiones se encuentran en un momento histórico común y en un lugar particular. Es muy frecuente que la producción agropecuaria sea analizada sólo desde alguna perspectiva o dimensión: desde un punto de vista tecnológico, bajo la forma de productividad o innovación; por sus impactos sociales o económicos; o por sus impactos ambientales. Sin embargo, analizar una sola esfera o dimensión - como la producción - puede no tener carácter explicativo de los procesos integrales.

Para el mundo agrario, los procesos biofísicos implican llevar adelante cultivos, alimentar animales, etc. Esto significa un tiempo mínimo de inmovilización del capital (al menos 6 meses) y riesgos no controlables (sequías, inundaciones, etc.). Con la valorización financiera, los tiempos para lograr dichas ganancias se reducen exponencialmente.

Por otra parte, la dinámica económica-financiera descrita generó un proceso de concentración económica sin precedentes. Las 10 empresas más grandes a nivel global tienen un volumen de negocios que supera al Producto Bruto Interno (PBI) de 180 países, siendo la cadena minorista Wal-Mart Stores la empresa multinacional con mayor facturación (Fortune, 2021).

Desde la perspectiva alimentaria, la formación internacional de los precios de los alimentos y “commodities” de origen agrario no se vincula simplemente con su escasez relativa en el mercado (*i.e.* la relación oferta-demanda), sino a procesos de valorización y especulación financiera. Esto puede estar vinculado a otros productos (*e.g.* petróleo) o simplemente a expectativas económicas. Por ejemplo, en 2008-2009, la crisis financiera desatada por la burbuja de las hipotecas en Estados Unidos (EE.UU.), determinó consecuencias políticas y económicas de gran magnitud que impactaron en los precios de los principales “commodities” agrícolas, generando un importante alza en el valor de los mismos (UNCTAD, 2011).

Este proceso financiero, de concentración de la economía y hegemonía de grandes actores también tiene su correlato en la producción agropecuaria. Según Sevilla Guzmán (2008), se pasó de una etapa industrial de la agricultura³ a una de agricultura post-industrial. Son varias las características que caracterizan este fenómeno a nivel global. Por un lado, se observa un afianzamiento de las empresas transnacionales agroalimentarias (ETAs) (Teubal y Rodríguez, 2002; Teubal, 2006). Estas empresas generan complejos que integran los sistemas agroalimentarios en varias regiones del mundo y controlan varias de las etapas críticas del proceso: (i) producción de insumos para la producción (fertilizantes, agroquímicos, recursos genéticos), (ii) producción primaria (como es el caso de la industria aviar) y (iii) las diferentes etapas del circuito económico (comercialización y venta minorista).

Un excelente análisis del funcionamiento de estos actores económicos lo realiza Pollan (2006) quien indica que seis empresas concentran el 80% del intercambio mundial en productos e insumos agropecuarios. En el caso del mercado de las semillas, la mitad de la comercialización mundial está en manos de tres empresas (Hilmi, 2012). Son paradigmáticos los procesos de acaparamiento de tierras en escalas masivas en países subdesarrollados, motorizado por el flujo de capitales extra-agrarios vin-

3 Agricultura Industrial: proceso agropecuario que ocurrió a mediados del siglo XX, con la aplicación de la metodología de producción masiva en serie utilizada en las industrias: aplicación de insumos industriales (fertilizantes, biocidas, etc.), mecanización, incorporación de cultivares híbridos. Todos estos elementos se asociaron al paquete tecnológico denominado “Revolución Verde”.

culados a fondos de inversión y orientados a la producción de “commodities”, como aceite de soja o palma (el denominado fenómeno de “*land grabbing*”) (Borras Jr. *et al.*, 2012).

En la Argentina, de acuerdo con Gras y Hernández (2009; 2013), el modelo de agronegocios fue la formación dominante de la agricultura en los últimos veinte años, cuyos principales rasgos fueron similares a los que se observan a nivel general: la dominancia relativa del sector financiero, la predominancia de grandes actores (muchos de ellos extra-agrarios) y el auge de la biotecnología. Por otra parte, hubo un proceso de concentración en la producción y en la especialización en ciertos productos, como la soja.

A su vez, tanto el consumidor como el productor han ido perdiendo paulatinamente el control decisorio sobre las funciones básicas del sistema agroalimentario (van der Ploeg, 2009; Carballo, 2011). Así, la definición de variables sensibles (qué y cómo se consume y, por lo tanto, dónde, cómo y quién produce) está dada por sectores concentrados, que suelen manejar tanto la provisión de insumos estratégicos, como la comercialización mayorista y minorista de los alimentos. Asociado a este cambio surge el hipermercadismo como actor clave en la gobernanza del sistema (Hernández, 2009).

Para el caso argentino, en 2010 cinco empresas concentraban el 85% de las ventas minoristas de alimentos en los grandes centros urbanos (Chiodo, 2010), especialmente de aquellos con algún grado de procesado o transformación⁴. Esta situación no tuvo modificaciones sustantivas para el año 2021⁵. De este modo, al igual que a nivel global, las decisiones se concentran en pocas empresas, muchas de las cuales son filiales nacionales de empresas multinacionales (Pollan, 2006; Weis, 2010).

Por último, tal como indica Harvey (2014), el capitalismo como proceso global es susceptible a crisis periódicas. Estas se generan por las dinámicas propias de los ciclos de acumulación (que se vinculan a reducciones progresivas en las tasas de ganancia). Las crisis recurrentes permiten restablecer dichos procesos de acumulación, en un continuo devenir de auges y depresiones (o bien de fases de creación y destrucción). Sin embargo, estas crisis se materializan en cuestiones ambientales y alimentarias. Es necesario entonces estudiar algunos aspectos de este proceso, e indagar sobre la magnitud de la crisis a las que se enfrenta la sociedad en breve.

3. Crecimiento económico, población y alimentos

3.1. Crecimiento y población

Uno de los debates más frecuentes está dado por el crecimiento demográfico, la producción agropecuaria y la capacidad de abastecimiento alimentario a nivel global. En este sentido, las estimaciones indican que la población mundial es de alrededor de 7,2 billones de personas (Gerland *et al.*, 2014), donde Latinoamérica representa el 8,4% de la población (ONU, 2019). Sin embargo, la tasa de crecimiento demográfico se ha reducido notablemente en las últimas décadas, esperándose un pico de 9 billones de personas para las próximas décadas para luego darse una sensible reducción poblacional.

4 Dada la complejidad del sector agrario nacional y sus cadenas de transformación, la situación de cada producto (leche, carne, hortalizas, farináceos, bebidas, etc.) requiere un análisis diferencial que escapa a los alcances de este trabajo.

5 <https://www.pagina12.com.ar/330763-la-fuerte-concentracion-de-mercados-y-la-inflacion>

La Argentina presenta una población cercana a los 44 millones de habitantes, con una tasa demográfica relativamente baja (1,1% anual), y un nivel alto de urbanización (superior al 92%) concentrado en tres áreas: Área Metropolitana de Buenos Aires, Córdoba y Santa Fe (60% del total nacional). Dicha superficie no supera el 22% del total del país.

El despoblamiento de las zonas rurales es uno de los problemas agrarios centrales. A nivel global, a partir de 2005-2006 la población urbana fue superior a la rural (ONU, 2018). En la Argentina, lejos de ser un fenómeno reciente, la reducción en la población rural tiene ya más de 70 años, con un proceso continuo de urbanización de la población con su contraparte, que es el despoblamiento de las áreas rurales (Nussbaumer, 2004). En 2018, en Argentina había alrededor de 40,62 millones de habitantes en zonas urbanas⁶, y sólo 3,62 en zonas rurales (ONU, 2018). Las proyecciones indican que la población en zonas rurales tiende a seguir disminuyendo. Esta situación tiene implicancias directas en el planteo de políticas públicas de desarrollo, y en el acceso a los alimentos, en tanto se modifican sustantivamente las estrategias posibles para abastecer con alimentos a pueblos, pequeñas ciudades o megápolis.

La población en áreas rurales, a su vez, determina la oferta potencial de fuerza de trabajo agrario, en una relación dinámica con la demanda de trabajo, ya que deben existir alternativas productivas que necesiten emplear esa masa laboral. Al analizar la capacidad de generación de empleo por parte del sector agropecuario en la Argentina, este representa alrededor del 10% del total de demanda de mano de obra (Banco Mundial, 2021) siendo además uno de los países con mayor productividad sectorial de la mano de obra. Esto genera una situación paradójica. Por un lado, la productividad sectorial, especialmente en cultivos extensivos, es elevada; lo que indica un alto nivel de competitividad internacional e incorporación de tecnología. Sin embargo, esta productividad, asociada a la tecnificación representa también a uno de los factores asociados a la expulsión de mano de obra agraria; tanto por reducir la demanda de trabajo por unidad de superficie como por modificar el perfil de las competencias laborales exigidas. De esta manera, la posibilidad de generar fuentes de trabajo en ámbitos rurales se acota notoriamente.

Los datos históricos muestran que a medida que los países mejoran la calidad de vida y el ingreso *per cápita* de sus habitantes, se reduce el aporte porcentual del sector agropecuario al PBI, se incrementa la productividad de la mano de obra agraria pero se reduce la generación sectorial de empleo (Roser, 2013). Desde una mirada espacial, esta evolución del patrón de ocupación territorial nacional plantea un escenario caracterizado por vastas zonas dedicadas a la producción agropecuaria, pero con bajísima densidad poblacional; y la existencia de aglomeraciones urbanas, con altísima densidad poblacional.

3.2. Producción y acceso a los alimentos

Una buena aproximación al estudio del abastecimiento alimentario puede ser el análisis de la oferta y la demanda de alimentos. Desde la perspectiva de la oferta, desde la década de 1970, la producción mundial de calorías y proteínas ha sido superior al crecimiento poblacional. Si se contabiliza

6 Se considera como Urbanas a aquellas localidades con más de 2.000 habitantes.

la producción de alimentos y de mercancías de origen agropecuario con posibles fines alimentarios, los volúmenes actuales totales podrían satisfacer las demandas mundiales de calorías y proteínas. De acuerdo con las estimaciones realizadas por Feeney y MacClay (2016), la producción agropecuaria argentina actual podría abastecer potencialmente con calorías a una población de 300 M de personas. Sin embargo, no todos los países pueden garantizar su autonomía alimentaria. A nivel global, existe un flujo de productos alimentarios, desde los países superavitarios hacia aquellos deficitarios. Este intercambio se da a través del comercio internacional (D'Odorico *et al.*, 2014). La Argentina forma parte de la categoría de países superavitarios. Para los alimentos farináceos o aceites, que aportan calorías y cuyas materias primas son granos (girasol, maíz, trigo), la producción argentina excede ampliamente la demanda del país. Para otros productos, que son fuente de proteínas o vitaminas; como carnes, lácteos u hortalizas, la producción se encuentra muy cercana a la demanda potencial aparente, aunque no llegaría a cubrirla completamente. Este análisis no incorpora la exportación de dichos productos. Es decir, si se quisiera garantizar el acceso a una alimentación saludable y adecuada a toda la población argentina, sería necesaria una reconfiguración de su matriz productiva.

En ese sentido, un discurso que frecuentemente se utiliza en la Argentina es la construcción del imperativo moral de producir alimentos para el mundo (“Somos el granero del mundo”, “Nuestra tarea es producir alimento para el mundo”). Despojado de ese velo romántico e idealista y, al decir de Marx, introduciéndonos en “*las aguas heladas del cálculo egoísta*”, un análisis más realista indicaría que, en todo caso, la producción agropecuaria nacional se inserta en un marco global de intercambio mercantil. Así, se generan mercancías de origen agrario que eventualmente pueden ser utilizadas para fines alimentarios (ya sea de humanos u otras especies), y que para ello se intercambian dichas mercancías por dinero u otro elemento de valor que permitan realizar la ganancia normal u ordinaria. Llegado este punto, la producción agropecuaria no se trata de un deber moral o una misión metafísica, sino de una actividad mercantil, y por lo tanto, la transacción se realizará con quienes puedan pagarlo, como ocurre con toda mercancía. Con lo cual, nuestra frase idealista podría reescribirse como “Producimos mercancías de origen agrario para todo aquel que pueda pagarlo, y eventualmente puede destinarlo para consumo humano, si es su interés”. Solo por la acción del mercado no se garantizará el derecho universal a una alimentación saludable. Es entonces que surgen los Estados como agentes reguladores y garantes de los derechos individuales y sociales.

Desde la perspectiva de la demanda alimentaria, es posible distinguir entre hambre⁷, desnutrición⁸ y malnutrición⁹. A nivel planetario, alrededor de 820 M de personas presentan condiciones extremas de hambre (FAO, 2019). Si se incluyen las situaciones moderadas de inseguridad alimentaria, esto alcanza al 26,4% de la población mundial, de las cuales, la mayoría son mujeres y niñas/os. En la última década, los problemas de subnutrición se incrementaron en África subsahariana, debido principalmente a situaciones recurrentes de sequía. Paralelamente, el 38,9% de la población adulta mundial tiene sobrepeso, de los cuales un 30% de los mismos son obesos. Para Latinoamérica, a partir

7 Hambre: escasez generalizada de alimentos básicos que se padece de forma intensa y prolongada.

8 Desnutrición: deficiencia en la ingesta de calorías y proteínas.

9 Malnutrición: deficiencia, exceso o desbalance en la ingesta de uno o varios nutrientes que el cuerpo necesita (proteínas, calorías, vitaminas, minerales).

de la implementación de políticas públicas específicas, el problema de la malnutrición se redujo del 8,1% en 2005 a 5,7% en 2018.

En la Argentina, el Observatorio de la Deuda Social indicó que, en 2018, el 29,3% de niñas y niños entre 0 a 17 años presentaban situaciones moderadas de inseguridad alimentaria, y un 13%, situaciones severas (Tuñón *et al.*, 2018). En 2019, el 67,9% de la población adulta argentina presentaba sobrepeso, y la mitad de ese porcentaje correspondía a población obesa (Secretaría de Salud de la Nación, 2019). De acuerdo con este informe, el consumo diario de alimentos que podrían englobarse dentro de una dieta saludable (frutas frescas y hortalizas no farináceas, carnes, leche, yogur o queso), es menor al recomendado por los organismos internacionales. En el caso de las frutas y verduras, menos del 30% de la población consume una cantidad aceptable. En los grupos de niveles educativos bajos y en los de menores ingresos, el consumo de alimentos saludables es proporcionalmente más bajo, siendo reemplazado por aquellos no recomendados (procesados, farináceos, azúcares, etc.) (Secretaría de Salud de la Nación, 2019).

3.3. Costo de los alimentos y las tecnologías de producción

La vinculación entre el crecimiento económico y la provisión de alimentos ya fue planteada por autores clásicos, como David Ricardo. En su obra se manifiesta que gran parte de la “fuerza motriz” del capitalismo es el logro de la tasa de ganancia, la cual se vincula de manera directa con el crecimiento económico. Esta expansión económica precisa a su vez del abaratamiento continuo de los bienes de producción (*i.e.* recursos naturales y humanos) (Patel y Moore, 2017; Hickel, 2020a).

Independientemente de posibles fluctuaciones coyunturales en el precio de los alimentos, la tendencia general del costo relativo de los mismos mostró una progresiva disminución en el largo plazo. Esto se relacionó, en gran medida, con (i) la intensificación agropecuaria que generó mayores rendimientos por unidad de superficie a partir de la incorporación de mayores dotaciones de capital-tecnología, y (ii) la expansión de la superficie agropecuaria.

En lo que respecta a la superficie cultivable, gran parte de la misma ya se encuentra en uso, tanto en Argentina como a nivel global. En base a datos de la FAO, se estima que el 50% de las tierras habitables del mundo están destinadas a la agricultura, y un 37% a bosques o selvas. De este 50% de tierras agrícolas, el 77% se destina a ganadería, y el 23% restante, a cultivos (Ritchie y Roser, 2013). El crecimiento poblacional y el estancamiento en superficie disponible llevó a que la superficie cultivable disponible per cápita se reduzca progresivamente, aun cuando Latinoamérica es la región con mejor relación (1,52 ha persona⁻¹). El sudeste asiático, por el contrario, presenta una relación de 0,18 ha personas⁻¹. Esta expansión, así como el rol económico-productivo asignado a cada región, se dio principalmente a partir de la segunda mitad del siglo XIX, a partir de la Revolución Industrial y el esquema global de provisión de materias primas. El desmonte realizado para incorporar nuevas tierras a la producción agraria tuvo su máximo durante el siglo XX y principios del siglo XXI, especialmente en las zonas boscosas y selváticas (Ellis *et al.*, 2010). En la Argentina, la superficie cultivable disponible ya se encuentra cercana a su límite, con lo cual es poco probable un crecimiento de dicha área.

En lo que refiere a la intensificación, ésta se vincula de manera directa con la tecnología utilizada. Los patrones tecnológicos son el factor clave que modifica la eficiencia de uso de los recursos. En este

caso, la tecnología desarrollada aumentó generalmente la productividad del trabajo y de la tierra (mayores rendimientos), incrementando la cantidad de capital por superficie y reduciendo la demanda de trabajo. Sin embargo, la incorporación de tecnología no es un fenómeno aséptico y neutro, sino que la posibilidad o no de incorporar determinada tecnología (y, por lo tanto, de intensificación) dependen de la relación que existe entre el tipo de productor, el producto y la tecnología utilizada.

En términos generales, para algunas especies cultivadas los rendimientos esperables ya se encuentran cercanos a sus límites potenciales, mientras en otras especies (y en ciertas regiones del planeta) aún existe margen para la intensificación (Ray *et al.*, 2012). En ese sentido, generalmente las propuestas de intensificación se centran en aquellas unidades productivas con alto nivel de capitalización e incorporación tecnológica. Con lo cual, la incorporación de nuevas unidades de capital (y tecnología) en estas empresas/establecimientos, sólo genera incrementos muy moderados en los rendimientos (bajos rendimientos marginales). Es poco aun lo que se ha explorado la intensificación en unidades de menor tamaño, y con estrategias de intensificación que no se centren exclusivamente en la relación capital/trabajo.

En la historia de la agricultura, es posible identificar hitos tecnológicos que, en las diferentes civilizaciones y momentos históricos, permitieron generar revoluciones agrarias, donde los rendimientos dieron importantes saltos cuantitativos (Mazoyer y Roudart, 2006). Para los últimos cien años, se destacan, la Revolución Verde¹⁰ y la Revolución Biotecnológica. Esta última, se focalizó especialmente en los transgénicos (organismos genéticamente modificados). Sin embargo, también se la denomina Revolución Fallida (Moore, 2010) en tanto sus resultados se encuentran lejos de sus expectativas iniciales. En términos generales, la introducción de eventos transgénicos logró reducir los costos de producción, pero no mejoraron sustantivamente los rendimientos por hectárea debido a esta tecnología *per se* (transgénesis). En este mismo camino, en la actualidad, existen diferentes técnicas vinculadas a la biología molecular (marcadores moleculares, CRISPR, etc.) que abren ventanas de nuevos saltos en los rendimientos y el comportamiento de los cultivos.

4. Desarrollo y ambiente. La relación entre desarrollo económico e impacto ambiental

Uno de los elementos más complejos que enfrenta la producción industrial es su relación con el entorno biofísico y con los procesos de modificación de los ecosistemas y de apropiación de los bienes naturales a escala planetaria (Moore, 2010). En este punto se presentarán algunos de los aspectos destacados de estos impactos.

Independientemente de la forma de organización social, el crecimiento económico y la distribución de la riqueza producida son dos elementos claves de toda sociedad contemporánea. Ambos aspectos están relacionados, ya que el crecimiento económico permite generar riqueza y es producto de la actividad económica humana. Por otra parte, hay hipótesis que indican que mejoras en el crecimiento económico implican mejoras en otros parámetros económicos, sociales y ambientales. Sin

¹⁰ La Revolución Verde se basó principalmente en la introducción de cultivos híbridos, incorporación sistemática de fertilizantes de origen sintético y aplicación masiva de biocidas.

embargo, también es relevante cómo se distribuye la riqueza generada por dicho crecimiento. Así, en las últimas décadas, la tasa de ganancia global fue positiva, pero la distribución de esta ganancia se dio de manera crecientemente desigual, determinando un fuerte proceso de concentración de riquezas (UNCTAD, 2018). Al igual que en el acceso a los alimentos, el funcionamiento desregulado de la economía -tal como es en el modelo hegemónico global- no genera una distribución equitativa. Sin embargo, las sociedades con mayor nivel de equidad tienden a mejorar su desempeño económico general, además de otras variables sociales (Milanovic, 2016). Con lo cual, no solo se debe crecer, sino también mejorar la distribución de la riqueza; lo cual lleva a mejoras integrales en la calidad de vida de los pueblos.

De acuerdo con Moore (2010; 2017), el crecimiento económico como objetivo del desarrollo ha tenido consecuencias en el plano biofísico. Dos de los procesos claves globales a nivel ambiental son, por un lado, la extracción masiva de bienes naturales, el denominado extractivismo (Gudynas, 2009) y, por el otro, el deterioro ambiental acumulado. Cabe señalar que si bien este proceso de degradación no se explica por lo ocurrido en los últimos años, el proceso de deterioro se ha acelerado en las últimas décadas. Los siguientes apartados analizan la situación global y nacional de: (i) el consumo de energía fósil, (ii) la emisión de GEI, (iii) la degradación del suelo (pérdida de fertilidad y erosión del suelo), (iv) el desmonte y la pérdida de biodiversidad, y (v) la presencia de plaguicidas en el ambiente.

4.1. Dependencia energética y consumo de bienes no renovables

De acuerdo con los escenarios planteados por Maggio y Cacciola (2012), las máximas tasas de extracción de petróleo ocurrieron entre 2009 y 2015, con una progresiva disminución en las reservas mundiales disponibles. La fuerte dependencia en el uso de bienes naturales no renovables, principalmente petróleo y otros minerales, constituye uno de los grandes puntos débiles del desarrollo económico contemporáneo, y en ella se incluye a la producción agropecuaria. En la Argentina, la situación de dependencia con respecto a los bienes no renovables no difiere del contexto mundial. Para el caso del petróleo, si bien se fueron encontrando nuevas reservas, los stocks estimados -aun con estas nuevas reservas- muestran una caída progresiva desde mediados de la década del 2000, tanto en la Argentina como a nivel mundial (Patrouilleau, 2012).

La productividad anual de los ecosistemas, basada exclusivamente en la captación y conversión de la radiación solar, no alcanza a sostener los niveles de producción actuales. Es por esto que los agroecosistemas requieren importantes aportes de otras fuentes energéticas. De acuerdo con Gerber (2020), quien cita a Georgescu-Roegen, hay dos fuentes energéticas disponibles de baja entropía: los stocks finitos de petróleo (que no es más que energía solar acumulada por millones de años) y los flujos de energía solar actual. Si bien las fuentes de energía renovables han tenido una importante expansión relativa en la última década, al año 2019 representaban sólo el 11% de la energía utilizada total, incluyendo la energía hidroeléctrica dentro de ellas (British Petroleum, 2020). Por ello, es esencial utilizar energía fósil para sostener los patrones de producción y consumo actuales (Weis, 2010). En la producción agropecuaria, esta dependencia se materializa en el extendido uso de la maquinaria agrícola, la producción de fertilizantes (principalmente aquellos de base nitrogenada) y, en menor medida, la aplicación de plaguicidas.

Al analizar la evolución histórica de la eficiencia energética en los sistemas productivos agropecuarios, se observa que con la consolidación de la agricultura post-industrial hay una relación contradictoria. Por un lado, la incorporación y consolidación de sistemas productivos basados en energía fósil ha permitido incrementar dramáticamente la productividad del suelo y del trabajo; no pareciendo ser sencillo hacer un reemplazo por otras fuentes energéticas sin una caída drástica en estas variables. Sin embargo, la eficiencia se ha reducido, con un incremento sostenido del consumo energético de petróleo por unidad producida (Pimentel y Pimentel, 2008). Para el caso de Estados Unidos, estos autores plantean que se utilizan 4 kcal de combustible para producir 1 kcal de alimentos. Esta pérdida de eficiencia está distribuida tanto por la producción de fertilizantes (principalmente nitrogenados), como por las etapas de distribución global de las materias primas y alimentos.

El consumo de bienes naturales no renovables es esencial para sostener las actividades humanas. En las últimas décadas aumentó exponencialmente su consumo, destacándose el de minerales destinados a la construcción y usos industriales (Krausmann *et al.*, 2009). Hickel y Kallis (2020) indican que existe un patrón de consumo desigual entre países. Esto significa que el consumo de materiales es profundamente desigual entre países. En ese sentido, el concepto de huella ecológica global compara el balance entre recursos disponibles y consumidos por un país o región a lo largo de un año (Global Footprint Network, 2021). Si bien a nivel planetario la demanda es superior a los recursos disponibles (para satisfacer las demandas actuales serían necesarias 1,6 planetas), en el caso de la Argentina la biodisponibilidad es superior al consumo nacional. Esto abre la pregunta sobre los límites para la extracción de bienes no renovables, sus posibles destinos y beneficiarios

En la Argentina, el debate vinculado al uso de los bienes naturales no renovables no está saldado, encontrándose dos posturas diferenciadas. Un sector que indica la imposibilidad de mantener ciclos económicos sin utilizar bienes no renovables, sin importar la forma en que estos se obtengan (fuentes energéticas, extracción de minerales, agricultura de alta intensidad de capital, etc.), relegando la cuestión ambiental y social a un segundo plano (“productivistas”). En contraposición, otro sector plantea la necesidad de conservación extrema de los bienes naturales, aun cuando la capacidad de sostenimiento actual de la población quede completamente restringida (“ambientalistas”).

4.2. Calentamiento global y crecimiento económico

La gran dependencia de fuentes energéticas no renovables marca un horizonte de restricción en las próximas décadas. Sin embargo, existen otros fenómenos que están siendo visibles, antes de que la escasez de petróleo sea notoria. El uso de la energía fósil está vinculado con una de las mayores amenazas ambientales, que es el calentamiento global.

Existen evidencias de una relación entre las emisiones antrópicas de determinados gases y el proceso de calentamiento global, caracterizado, entre otros aspectos, por un incremento progresivo de las temperaturas medias y extremas (IPCC, 2018). Este escenario podría conducir a una situación de permanente inestabilidad climática con altas temperaturas, eventos climáticos extremos y, debido al calentamiento global, drásticos cambios en los regímenes hídricos -derretimiento de los polos, sequías e inundaciones, etc.- (Steffen *et al.*, 2016; 2018), hasta llegar al punto que se denomina “Tierra Invernadero” (Schröder y Storm, 2020). Esta condición no impediría la supervivencia de la especie humana, pero sí modificaría sus condiciones actuales de existencia.

Entre las previsiones de los impactos generados por este proceso de deterioro, se estiman importantes reducciones en la producción agropecuaria, que implicarían aún mayores dificultades para la obtención de alimentos. Para contrarrestar estos efectos, el límite máximo de incremento en las temperaturas medias globales de las próximas décadas no debería superar los 1,5 °C (IPCC, 2018). Sin embargo, de acuerdo a las emisiones actuales, y de no mediar acciones concretas antes de 2030, los escenarios plantean incrementos de 3 a 4 °C.

Si se observa la composición de las emisiones globales de GEI, la producción y consumo de energía fósil explican la mitad de las emisiones totales, principalmente de dióxido de carbono, del cual sólo el 40% puede ser absorbido por los distintos procesos naturales (Maggio y Cacciola, 2012). La producción agropecuaria es responsable del 24% de las emisiones (IPCC, 2018). Dentro del sector agropecuario, el ganado vacuno representa el 65% de las emisiones totales de GEI. De estos, el ganado para carne representa el 41% de las emisiones, mientras que la producción de leche produce el 20% de las emisiones sectoriales.

Las emisiones de GEI tienen una relación directa con la actividad económica, que a su vez se relaciona con el crecimiento económico. A partir de esta cuestión, surge el concepto de desacople económico que refiere al fenómeno de separación entre las emisiones de GEI y la actividad económica -estimada como PBI- (Fletcher y Rammelt, 2017). De no producirse el desacople, la reducción de los GEI implica restringir el crecimiento económico, lo que se traduce en un proceso de ajuste económico y recesión. Esto, como se ha visto en otras ocasiones -como en la Crisis COVID19- perjudica principalmente a los sectores más pobres y vulnerables.

El desacople efectivo es la base de la denominada “Economía Verde”. De acuerdo con esta corriente, este desacople se puede lograr a través de incorporación de tecnologías con baja emisión de GEI, el reemplazo por fuentes energéticas menos contaminantes y energías renovables, el aumento proporcional de actividades con baja o nula emisión de GEI (servicios, por ejemplo) o bien mediante la reducción y mitigación de aquellas actividades fuertemente generadoras de GEI. No obstante, la mayor barrera para lograr estos procesos de reducción progresiva de emisiones es el propio sistema socioeconómico dominante, basado en el alto uso de energías fósiles (Steffen *et al.*, 2016; Fletcher y Rammelt, 2017). De hecho, las principales empresas petroleras, se encuentran entre las 10 empresas con mayor nivel de facturación global.

Para la Argentina, según el Inventario Nacional de Gases de Efecto Invernadero, la extracción y consumo de energías fósiles generó el 53% de la emisión de GEI, el sector agropecuario el 37% y el sector industrial 6% (Moreira Muzio *et al.*, 2019). En el caso del sector agropecuario, la ganadería (41%) es la actividad con mayor nivel de emisión, especialmente metano y óxido nitroso. La agricultura genera el 36%, principalmente por la descomposición de residuos de cosecha y los fertilizantes de síntesis química (bajo la forma de óxido nitroso). Finalmente, el cambio de uso del suelo genera el 23% de las emisiones, principalmente por los desmontes y quemas de biomasa para convertir tierras naturales en tierras de cultivo y pastoreo. Cabe señalar que la expansión progresiva de la frontera agropecuaria en Argentina ha desencadenado un proceso creciente de emisión de GEI no sólo por el desmonte y la quema de biomasa, sino también por la creciente intensificación de procesos productivos que favorecen la emisión de metano y óxido nitroso debido al aumento de la carga animal y al uso creciente de fertilizantes nitrogenados (Carreño *et al.*, 2010).

En ese sentido, es necesario considerar no sólo las emisiones, sino también los mecanismos de secuestro de los GEI, especialmente de dióxido de carbono. Existen algunos componentes de los sistemas, como los pastizales o la forestación, que pueden tener un fuerte rol en la acumulación de estos gases. Para ello, se debe incluir la relación entre el impacto ambiental de una actividad, los planteos tecnológicos utilizados y el nivel de intensificación o tecnología utilizada; todo esto vinculado con sujetos agrarios determinados y específicos.

4.3. ¿Todos los países tienen la misma responsabilidad?

La función o identidad de Kaya (*Ecuación 12.1*) fue desarrollada por Yoshi Kaya (1990) para cuantificar las emisiones totales de dióxido de carbono de origen antrópico. Esta fórmula tiene gran importancia, en tanto vincula las emisiones con los modelos de crecimiento económico y desarrollo y permite trabajar con diferentes escalas de análisis (global, regional, país, etc.). Esto la hace un instrumento muy útil como fuente de información para la generación de políticas públicas ambientales y económicas.

$$F = P \times \frac{G}{P} \times \frac{E}{G} \times \frac{F}{E} = P \times \frac{G}{P} \times \frac{E}{G} \times \frac{F}{E}$$

Ecuación 12.1

Donde, F= Emisiones Globales de CO₂ de origen humano, P= Población, G/P= PBI per cápita, E/G= Consumo Energético/PBI ~ Intensidad Energética, F/E= Intensidad de Carbono del Consumo Energético.

A partir de esta ecuación, se desprende que las emisiones totales son el resultado de cuatro componentes. Los dos primeros son variables netamente económicas y demográficas: la cantidad de población y la riqueza per cápita. Las otras dos variables se vinculan con los modos de desarrollo: la intensidad energética (la cual varía de acuerdo con el país o región y depende de sus características económicas, clima, eficiencia energética, etc.) y la intensidad de carbono (que se relación con las formas de generación de la energía, ya sea esta nuclear, fósil, etc.).

A partir de esto se desprende que, si bien el problema es planetario, no todos los países tienen el mismo grado de responsabilidad. Según un análisis de la evolución histórica de las emisiones de dióxido de carbono, EE.UU. ha sido el mayor responsable de las emisiones acumuladas en los últimos 100 años (40% de las emisiones históricas) (Hickel, 2020b). Los países del G8 representan al 85% de las emisiones históricas globales. En lo que se refiere a las emisiones actuales, China genera el 29%, EE.UU. el 15% e India el 7%. Para Latinoamérica, las emisiones de dióxido de carbono durante 2019 representaron el 3,2% de las emisiones globales.

Profundizando la relación entre el nivel de riqueza y deterioro, un argumento muy utilizado, especialmente por la corriente Economía Verde, se basa en la interpretación de la curva de carbono de Kusnetz. Inicialmente, a medida que aumenta la riqueza en una sociedad, por una mayor actividad económica, el deterioro aumenta. Sin embargo, de acuerdo a esta interpretación, el deterioro alcanzaría un valor máximo a partir del cual comenzaría a mostrar disminuciones graduales. Esto se explicaría porque, a partir de dicho punto de inflexión, los aumentos en la riqueza generarían un nivel de bienestar tal que permitía a los países reducir sus emisiones mediante la incorporación de tecnologías más eficientes y el desarrollo de una mayor “conciencia ambiental”. De esta manera, debería apoyarse el crecimiento económico y esto se traduciría en menores emisiones futuras.

Sin embargo, esta hipótesis cuenta con escaso sustento. Una de las razones tiene que ver con la disponibilidad de información. Por ejemplo, la medición del PBI es una práctica relativamente reciente y los países en vías de desarrollo presentan dificultades para su registro. Por otra parte, los países desarrollados trasladaron gran parte de sus actividades más agresivas a nivel ambiental a otros subdesarrollados. Esto implica que las emisiones de GEI producidas por estas actividades no se contabilicen como propias (y que se observe, en consecuencia, una reducción en las emisiones propias). Esto es una suerte de socialización de los daños y privatización de los beneficios.

Si los países subdesarrollados lograran niveles de actividad comparables a la de los países desarrollados, utilizando los mismos sistemas tecnológicos –con balances negativos de dióxido de carbono–, los GEI generados superarían ampliamente los límites pactados a nivel global (Hickel, 2020b). Con lo cual, desde lo ambiental no parece factible que los países subdesarrollados puedan desarrollarse utilizando el mismo patrón que los países ya desarrollados. Esto tiene varias derivaciones: el crecimiento implica actividad económica; es necesario crecer para poder distribuir más equitativamente (Piketty, 2014); es necesario distribuir más equitativamente porque mejora el bienestar de las personas; las responsabilidades son mayores en los países con mayor desarrollo, y es necesario además generar una matriz que permita el fenómeno del desacople. Esto es, generar crecimiento económico, distribuir equitativamente esa riqueza, producir alimentos y reducir las emisiones netas de GEI.

5. Otras agendas pendientes ambientales para el agro argentino

En lo que respecta a cambios en el uso del suelo, la expansión de la superficie agropecuaria se vincula claramente con los procesos de desmonte. Especialmente en los pastizales de la región pampeana, la transformación de biomas prístinos se dio relativamente temprano, con la llegada de los españoles y las sucesivas oleadas migratorias. En cambio, en las regiones extra pampeanas, principalmente en el Chaco Seco, el desmonte fue posterior (UMSEF; 2022). Durante las últimas décadas, se estima una superficie desmontada equivalente a 156.000 ha aunque en los últimos años la tasa de deforestación se redujo sensiblemente (Moreira Muzio *et al.*, 2019).

Otro elemento importante es el proceso de degradación de suelos. De acuerdo con Casas y Damiano (2019) de los 100 millones de hectáreas que presentan algún grado de erosión, solamente el 3% de la superficie (2.062.939 ha) está bajo algún control. Una de las cuestiones clave en los procesos de intensificación agrícola está dada por el balance entre la extracción y la reposición de nutrientes. Trabajos como los de Viglizzo (2010), Viglizzo y Frank (2010) y Cruzate y Casas (2009) dan cuenta de la progresiva pérdida de la fertilidad. De acuerdo con Casas y Damiano (2019) la reposición de fósforo, a nivel nacional alcanzó en el 2017 el 52% del fósforo exportado con los granos. El fósforo es un recurso no renovable. La fuente principal lo constituyen depósitos minerales en Marruecos, China y EE.UU., cuyos “picos de extracción” ocurrirán en los próximos 20 o 30 años, con su posterior declinación (Cordell *et al.*, 2009). Esta situación llevará seguramente a una reconfiguración radical de los planteos productivos.

Un punto de importancia en el agro argentino es el manejo de las adversidades sanitarias, para lo cual se utilizan habitualmente distintos tipos de productos de síntesis química, como herbicidas, fungicidas e insecticidas. El uso de este tipo de productos se asocia con diferentes riesgos de (i) pérdida de biodiversidad, (ii) contaminación de aire y agua, (iii) exposición crónica o aguda de la población y/o (iv) ingesta de productos con residuos en cantidades superiores a los límites permitidos. En el caso de

los seres humanos, la exposición aguda o crónica a pesticidas está vinculada a un amplio rango de enfermedades: desde intoxicaciones agudas a enfermedades crónicas, como desórdenes reproductivos, disfunción del sistema endocrino, o cáncer (Weisenburger, 1993).

En lo que respecta al uso de pesticidas, hay gran disparidad según la actividad productiva en cuestión. Así, la actividad que más utiliza productos, tanto en tipo de productos como cantidad de aplicaciones es la floricultura, aunque la superficie total es reducida (Sarandón *et al.*, 2013). De acuerdo con este mismo autor, la horticultura, por ejemplo, utiliza 20 veces más pesticidas que los cultivos extensivos, aunque estos últimos representan la mayor proporción de superficie agrícola. La ganadería extensiva, si bien utiliza algunos productos, presenta volúmenes muy bajos en contraste con la agricultura.

En lo que respecta a los productos utilizados, el glifosato ha sido uno de los más extendidos de las últimas décadas y representaba hasta 2012 alrededor del 75% del total de productos comercializados en Argentina¹¹. Si bien desde ciertos sectores de la sociedad se ha generado una suerte de condena pública por su uso, se puede destacar que no existe consenso en la comunidad científica sobre su impacto real en el ambiente¹². Una profundización en el estado del debate requiere un desarrollo que escapa a este capítulo. En lo que refiere a posibles residuos en los productos agropecuarios para consumo humano directo, en la Argentina, se han detectado residuos de pesticidas en concentraciones superiores a los límites máximos permitidos en frutas y verduras (Mac Loughlin *et al.*, 2018), principalmente clorpirifós (insecticida organofosforado). Lo notorio es que en este trabajo también se detectaron productos ya prohibidos. Esto mismo ocurre en agua de ríos y fuentes de agua (Rovedatti *et al.*, 2001) generando daño a las especies acuáticas (Carriquiriborde, 2017).

En lo que respecta a los riesgos de contaminación por exposición generada por deriva, este es uno de los mayores problemas de la convivencia entre la agricultura con los espacios de residencia (Agost y Velázquez, 2020). A partir de esta problemática se han planteado discusiones sobre la regulación del espacio agropecuario (*i.e.* sobre ordenamiento territorial) y especialmente en las zonas de bordes entre áreas urbanas y rurales, con la pertinencia de establecer franjas de prohibición en el uso de determinados agroquímicos, las denominadas “franjas de no fumigación”.

Se observa que hubo una evolución favorable con respecto al tipo de productos utilizados, los cuales han disminuido su riesgo toxicológico en las últimas décadas. Sin embargo, más allá de la clasificación toxicológica de los productos utilizados (que exceden ampliamente al glifosato), en los últimos 20 años se registró un dramático incremento en el uso total de plaguicidas, especialmente herbicidas.

6. A modo de cierre

La producción agropecuaria, como otras ramas de la economía, se ha configurado de acuerdo con los esquemas generales de desarrollo económico a nivel global. Entre estos procesos, se destaca:

11 La Cámara de Sanidad Agropecuaria y Fertilizantes (CASAFE) discontinuó la publicación de datos estadísticos en 2012

12 Se recomienda la lectura del Informe CONICET sobre Glifosato, disponible en DONADÍO DE GANDOLFI, M.C., GARCÍA, S., GHERSA, C., HAAS, A., LARRIPA, I., MARRA, C., RICCA, A.J.E.B.A.A. 2016. Evaluación de la Información Científica vinculada al glifosato en su incidencia sobre la salud humana y el ambiente. Consejo Nacional De Investigaciones Científicas Y Técnicas. Comisión Nacional de Investigación sobre Agroquímicos. Julio, 2009.

- o El sistema económico global presenta crisis recurrentes, las cuales forman parte inherente del mismo y permiten el mantenimiento de las tasas de ganancia. Sin embargo, una característica actual es que el planeta presenta una serie de restricciones biofísicas (disponibilidad limitada de bienes, acumulación de GEI, por ejemplo) sobre las que el sistema económico no pareciera tener mecanismos internos que permitan modificar adecuadamente las pautas o esquemas que deterioran al ambiente. Esto lleva a una crisis ambiental de envergadura. Su evolución dependerá de la capacidad de respuesta a los mismos actores responsables de generar la crisis ambiental.
- o Una mayor dependencia de los sectores financieros, y un fuerte proceso de concentración.
- o El fortalecimiento del proceso de migración hacia los centros urbanos.
- o La agricultura adquiere la función de producir alimentos para las poblaciones urbanas, dedicadas a actividades industriales o servicios.
- o En el caso de la Argentina, tiene lugar una especialización hacia un reducido grupo de mercancías exportables (soja, maíz, trigo, girasol), junto con un incremento de la productividad, tanto física (rendimiento/superficie) como del trabajo (mano de obra/superficie). Esto tiene que ver con la organización geopolítica presentada a partir de la revolución industrial.
- o Pese a los grandes incrementos en la producción de mercancías de origen agropecuario, no se resolvió el problema del “Hambre”. De hecho, en la Argentina, con la generación de grandes excedentes, no se puede garantizar el derecho social a una alimentación saludable y digna a una parte sustantiva de la población, que presenta severas dificultades para acceder a una alimentación adecuada.

Por otra parte, el desarrollo económico en general, y agropecuario en particular, han tenido un gran impacto sobre el ambiente. En este sentido, este capítulo resaltó que:

- o El impacto ambiental se refleja en la alta dependencia de fuentes energéticas no renovables que presentan los países para crecer económicamente y en el fenómeno de cambio climático global generado como consecuencia de las altas emisiones de GEI causadas. En lo que respecta al sector agropecuario argentino, estos dos problemas, si bien acuciantes, no tienen la magnitud de otras regiones del planeta.
- o No todos los países tienen la misma responsabilidad en este proceso. Así como los países desarrollados plantean una agenda ambiental, los países subdesarrollados también deben afrontar una situación adicional de problemáticas alimentarias y necesidad de desarrollo económico; además de las cuestiones ambientales. Sin embargo, en el caso del Calentamiento Global, es claro que quienes deben llevar adelante la mayor parte de las acciones son los países desarrollados (ya que engloban el mayor porcentaje de emisiones).

Existen varias propuestas para disminuir el impacto de esta crisis ambiental: decrecimiento, economía verde, intensificación sustentable, soberanía alimentaria, intensificación agroecológica, agroecología ¿Pueden ellas dar cuenta de esta crisis?

Bibliografía

- Agost, L. y Velázquez, G. A. (2020) Peri-urban pesticide contamination risk index. *Ecological Indicators*, 114: 106338. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106338>
- Banco Mundial. (2021). World Development Indicators. Recuperado de: <http://data.worldbank.org/indicator/SL.AGR.EMPL.ZS>
- Borras Jr., S. M., Franco, J. C., Gómez, S., Kay, C. y Spoor, M. (2012). Land grabbing in Latin America and the Caribbean. *Journal of Peasant Studies*, 39(3-4): 845-872. doi: <https://doi.org/10.1080/03066150.2012.679931>
- British Petroleum. (2020). *Statistical Review of World Energy 2020*. Londres. Recuperado de: <https://www.bp.com/en/global/corporate/energy-economics/statistical-review-of-world-energy.html>.
- Carballo, C. (2011). Soberanía alimentaria y producción de alimentos en Argentina. En: Gorbam, M. (Ed.). *Seguridad y Soberanía Alimentaria*. Buenos Aires, Argentina: Colección Cuadernos.
- Carreño, L., Pereyra, H. y Ricard, F. (2010). Captura y emisión de gases de efecto invernadero. En: Viglizzo, E. y Jobaggy, E. (Eds.). *Expansión de la frontera agropecuaria en Argentina y su impacto ecológico-ambiental*. (pp. 31-36). Buenos Aires, Argentina: Ediciones INTA. Recuperado de: https://inta.gob.ar/sites/default/files/script-tmp-expansin_frontera_agropecuaria_2010.pdf
- Carriquiriborde, P. (2017). Evaluación de riesgo ecológico de plaguicidas en ecosistemas acuáticos pampeanos: impactos estimados sobre la comunidad de peces. En: Aparicio, V. C., Mayoral, G. y Costa, J. L. (Eds.). *Plaguicidas en el ambiente*. Buenos Aires, Argentina: Ediciones INTA. Recuperado de: <http://hdl.handle.net/20.500.12123/2354>
- Casas, R. y Damiano, F. (2019). *Buenas prácticas de manejo y conservación del suelo y del agua en la Argentina*. En: Casas, R. y Damiano, F. (Eds.). *Manual de Buenas Prácticas de Conservación del Suelo y del Agua en Áreas de Secano. Tomos I y II*. Buenos Aires, Argentina: Centro para la Promoción del Suelo y del Agua-PROSA, Fundación para la Educación, la Ciencia y la Cultura-FECIC.
- Chiodo, L. (2010). *Hipermercados en América Latina. Historia del comercio de alimentos, de los autoservicios hasta el imperio de cinco cadenas multinacionales*. Buenos Aires, Argentina: Antropofagia.
- Crutzen, P. J. (2006). The "Anthropocene". En: Ehlers, I.E. y Krafft, T. (Eds.). *Earth System Science in the Anthropocene*. (pp. 13-18). Heidelberg, Berlín, Alemania: Springer.
- Cruzate, G. A. y Casas, R. (2009). Extracción de Nutrientes en la Agricultura Argentina. *Informaciones Agro-nómicas del Cono Sur*, 44: 21-26. Recuperado de: <http://inta.gob.ar/documentos/extraccion-de-nutrientes-en-la-agricultura-argentina/>
- D'Odorico, P., Carr, J.A., Laio, F., Ridolfi, L. y Vandoni, S. (2014). Feeding humanity through global food trade. *Earth's Future*, 2(9): 458-469. doi: <https://doi.org/10.1002/2014EF000250>
- Donadio de Gandolfi, M. C., García, S., Ghersa, C., Haas, A., Larripa, I., Marra, C., y Ricca, A. (2009). *Evaluación de la Información Científica vinculada al glifosato en su incidencia sobre la salud humana y el ambiente*. Buenos Aires, Argentina: Comisión Nacional de Investigación sobre Agroquímicos. CONICET.
- Ellis, E.C., Klein Goldewijk, K., Siebert, S., Lightman, D. y Ramankutty, N. (2010). Anthropogenic transformation of the biomes, 1700 to 2000. *Global Ecology and Biogeography*, 19(5): 589-606. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2010.00540.x>
- FAO, FIDA, OMS, y UNICEF (2019). *El estado de la seguridad alimentaria y la nutrición en el mundo 2019. Protegerse frente a la desaceleración y el debilitamiento de la economía*. Roma: FAO.
- Feeney, R. y MacClay, P. (2016). Food security in Argentina: A production or distribution problem? *International Food and Agribusiness Management Review*, 19(2): 1-32. Recuperado de: <https://www.ifama.org/resources/Documents/v19i2/120150169.pdf>
- Fletcher, R. y Rammelt, C. (2017). Decoupling: A key fantasy of the post-2015 sustainable development agenda. *Globalizations*, 14(3), 450-467. doi: <https://doi.org/10.1080/14747731.2016.1263077>
- Fortune. (2021). *Global 500*. Recuperado de: <https://fortune.com/global500/>

- Gerber, J.F.(2020). Degrowth and critical agrarian studies. *The Journal of Peasant Studies*, 47(2):, 235-264. doi: 10.1080/03066150.2019.169560
- Gerber, P. J., Steinfeld, H., Henderson, B., Mottet, A., Opio, C., Dijkman, J. y Tempio, G. (2013). Tackling climate change through livestock: a global assessment of emissions and mitigation opportunities. Roma: Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO).
- Gerber, P.J., Raftery, A. E., Ševčíková, H., Li, N., Gu, D., Spoorenberg, T. y Lalic, N. (2014). World population stabilization unlikely this century. *Science*, 346(6206): 234-237. doi: 10.1126/science.1257469
- Global Footprint Network. (2021). National Footprint and Biocapacity Accounts 2021 edition. Recuperado de: <https://www.footprintnetwork.org/>
- Gras, C. y Hernández, V. (2009). El fenómeno sojero en perspectiva: dimensiones productivas, sociales y simbólicas de la globalización agrorural en la Argentina. En: Gras, C. y Hernández, V. (Eds.). *La Argentina rural. De la agricultura familiar a los agronegocios*. Buenos Aires, Argentina: Biblos.
- Gras, C. y Hernández, V. (2013). Los pilares del modelo “agribusiness” y sus estilos empresariales. En: Gras, C. y Hernández, V. (Eds.). *El agro como negocio: producción, sociedad y territorios en la globalización*. Buenos Aires, Argentina: Biblos.
- Gudynas, E. (2009). Diez tesis urgentes sobre el nuevo extractivismo. Extractivismo, política y sociedad. Quito, Ecuador: Centro Andino de Acción Popular (CAAP) de Ecuador y Centro Latino Americano de Ecología Social (CLAES). Recuperado de: <http://extractivismo.com/2009/11/extractivismo-politica-y-sociedad/>
- Hardt, M. y Negri, A. (2002). *Imperio*. Barcelona, España: Paidós Ibérica.
- Harvey, D. (2014). Diecisiete contradicciones y el fin del capitalismo. Quito, Ecuador: AEN. Recuperado de: <https://www.traficantes.net/sites/default/files/pdfs/Diecisiete%20contradicciones%20-%20Traficantes%20de%20Sue%C3%B1os.pdf>
- Hernández, V. (2009). La ruralidad globalizada y el paradigma de los agronegocios en las pampas gringas. En: Gras, C. y Hernández, V. (Eds.). *La Argentina rural. De la agricultura familiar a los agronegocios*. Buenos Aires, Argentina: Biblos.
- Hickel, J. (2020a). *Less is more: How degrowth will save the world*. Londres, UK: Random House.
- Hickel, J. (2020b). Quantifying national responsibility for climate breakdown: an equality-based attribution approach for carbon dioxide emissions in excess of the planetary boundary. *The Lancet Planetary Health*, 4(9): e399-e404. doi: [https://doi.org/10.1016/S2542-5196\(20\)30196-0](https://doi.org/10.1016/S2542-5196(20)30196-0)
- Hickel, J. y Kallis, G. (2020). Is green growth possible? *New Political Economy*, 25(4): 469-486. doi: <https://doi.org/10.1080/13563467.2019.1598964>
- Hilmi, A. (2012). *Agricultural Transition: a different logic*. Noruega: The More and Better Network. Recuperado en https://ag-transition.org/pdf/Agricultural_Transition_en.pdf
- Intergovernmental Panel on Climate Change-IPCC. (2018). Global warming of 1.5 °C. An IPCC Special Report on the impacts of global warming of 1.5 °C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change, sustainable development, and efforts to eradicate poverty. En: Masson-Delmotte, V., Zhai, P., Pörtner, H.O., Roberts, D., Skea, J., Shukla, P.R., Pirani, A., Moufouma-Okia, W., Péány, C., y Pidcock, R. (Eds.). Ginebra, Suiza: World Meteorological Organization. Vol. 1. Recuperado de: <https://www.ipcc.ch/sr15/>
- Kaya, Y. (1990). *Impact of Carbon Dioxide Emission Control on GNP Growth: Interpretation of Proposed Scenarios* (mimeo). París, Francia: Paper presented to the IPCC Energy and Industry Subgroup, Response Strategies Working Group.
- Krausmann, F., Gingrich, S., Eisenmenger, N., Erb, K. H., Haberl, H. y Fischer-Kowalski, M. (2009). Growth in global materials use, GDP and population during the 20th century. *Ecological Economics*, 68(10): 2696-2705. Doi: 10.1016/j.ecolecon.2009.05.007
- Mac Loughlin, T. M., Peluso, M. L., Etchegoyen, M. A., Alonso, L. L., de Castro, M. C., Percudani, M. C. y Marino, D. J. G. (2018). Pesticide residues in fruits and vegetables of the argentine domestic market: Occurrence and quality. *Food Control*, 93: 129-138. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.foodcont.2018.05.041>

- Maggio, G. y Cacciola, G. J. F. (2012). When will oil, natural gas, and coal peak? *Fuel*, 98: 111-123. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2012.03.021>
- Mazoyer, M. y Roudart, L. (2006). *A history of world agriculture: from the neolithic age to the current crisis*. Nueva York, USA: NYU Press.
- Milanovic, B. (2016). *Global inequality: A new approach for the age of globalization*. Cambridge, Massachusetts, USA: Harvard University Press.
- Moore, J. W. (2010). The end of the road? Agricultural revolutions in the capitalist world-ecology, 1450-2010. *Journal of Agrarian Change*, 10: 389-413. Doi: <https://doi.org/10.1111/j.1471-0366.2010.00276.x>
- Moore, J. W. (2017). World accumulation and planetary life, or, why capitalism will not survive until the 'last tree is cut'. *IPPR Progressive Review*, 24(3): 175-202.
- Moreira Muzio, M., Gaioli, F. y Galbusera, S. (2019). Inventario Nacional de Gases de Efecto Invernadero: Argentina. Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina: Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación. Recuperado de: <https://inventariogei.ambiente.gob.ar>
- Naciones Unidas-ONU. (2018). UN World Population Prospects 2018. World Population Prospects. United Nations, Department of Economic and Social Affairs, Population Division. Recuperado de: <https://population.un.org/wpp/>
- Naciones Unidas-ONU. (2019). World Population Prospects: The 2019 Revision. Department of Economic Social Affairs, Population Division United Nations. Recuperado de: <https://population.un.org/wpp/>.
- Nussbaumer, B. (2004). Impact of Migration Processes on Rural Places. Cases from the Chaco Region - Argentina. doctoral Humboldt-Universität, Berlin : Verlag
- Overbeek, H. y Van Apeldoorn, B. (2012). Neoliberalism in crisis. Londres, UK: Palgrave Macmillan.
- Patel, R. y Moore, J. W. (2017). *A history of the world in seven cheap things: A guide to capitalism, nature, and the future of the planet*. Berkeley, California, USA: University of California Press.
- Patrouilleau, R. D. (2012). Prospectiva del Desarrollo Nacional al 2015. Las fuerzas que impulsan los futuros de la Argentina. Buenos Aires, Argentina: Ediciones INTA.
- Pimentel, D. y Pimentel, M. (2008). *Food, energy, and society*. 3ª ed.. Boca Ratón, Florida, USA: CRC Press.
- Pollan, M. (2006). *The omnivore's dilemma: a natural history of four meals*. Nueva York, USA: Penguin Press.
- Tuñón, I., Poy, S. y Salvia, A. (2018). La privación más urgente en la infancia: déficit alimentario y protección social. Informe del Observatorio de la Deuda Social Argentina. Barómetro de la Deuda Social de la Infancia. Universidad Católica Argentina. Recuperado de: <https://repositorio.uca.edu.ar/handle/123456789/8239>
- Ray, D. K., Ramankutty, N., Mueller, N. D., West, P. C. y Foley, J. (2012). Recent patterns of crop yield growth and stagnation. *Nat Commun*, 3: 1293. Doi: <https://doi.org/10.1038/ncomms2296>
- Ritchie, H. y Roser, M. (2013). Land Use. Our World in Data.
- Roser, M. (2013). Employment in agriculture. Our World in Data.
- Rovedatti, M. G., Castañé, P. M., Topalián, M. L. y Salibián, A. (2001). Monitoring of organochlorine and organophosphorus pesticides in the water of the Reconquista river. Buenos Aires, Argentina. *Water Research*, 35(14): 3457-3461. Doi: [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(01\)00058-6](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(01)00058-6)
- Sarandón, S. J., Flores, C. C., Abbona, E., Iermanó, M. J., Blandi, M. L., Oyhamburu, M. y Raimundi, G. (2013). Análisis del uso de agroquímicos asociado a las actividades agropecuarias de la Provincia de Buenos Aires. Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires. Recuperado de: <http://sedici.unlp.edu.ar/handle/10915/54451>
- Schröder, E. y Storm, S. (2020). Economic Growth and Carbon Emissions: The Road to "Hothouse Earth" is Paved with Good Intentions. *International Journal of Political Economy*, 49(2): 153-173. Doi: <https://doi.org/10.1080/08911916.2020.1778866>
- Secretaría de Gobierno de Salud de la Nación. (2019). *2º Encuesta Nacional de Nutrición y Salud*. Buenos Aires, Argentina: Ministerio de Desarrollo Social de la Nación.
- Sevilla Guzmán, E. (2008). Agroecología y Agricultura Ecológica: Hacia una "Re" construcción de la Soberanía Alimentaria. *Agroecología*, 1: 7-18. Recuperado de: <http://revistas.um.es/agroecologia/article/view/13>

- Steffen, W., Grinevald, J., Crutzen, P. y McNeill, J. J. (2011). The Anthropocene: conceptual and historical perspectives. *Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences*, 369(1938): 842-867. Doi: <http://doi.org/10.1098/rsta.2010.0327>
- Steffen, W., Leinfelder, R., Zalasiewicz, J., Waters, C.N., Williams, M., Summerhayes, C., Barnosky, A.D., Cearreta, A., Crutzen, P., Edgeworth, M., Ellis, E.C., Fairchild, I.J., Galuszka, A., Grinevald, J., Haywood, A., Ivar do Sul, J., Jeandel, C., McNeill, J., Odada, E., Oreskes, N., Revkin, A., Richter, D.d., Syvitski, J., Vidas, D., Wagemann, M., Wing, S.L., Wolfe, A.P. and Schellnhuber, H. (2016), Stratigraphic and Earth System approaches to defining the Anthropocene. *Earth's Future*, 4: 324-345. <https://doi.org/10.1002/2016EF000379>
- Steffen, W., Rockström, J., Richardson, K., Lenton, T. M., Folke, C., Liverman, D. y Crucifix, M. (2018). Trajectories of the Earth System in the Anthropocene. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 115(33): 8252-8259. Doi: <https://doi.org/10.1073/pnas.1810141115>
- Teubal, M. (2006). Expansión del modelo sojero en la Argentina. De la producción de alimentos a los commodities. *Realidad Económica*, 220: 71-96.
- Teubal, M. y Rodríguez, J. (2002). Agro y alimentos en la globalización: una perspectiva crítica. 1^{ra} ed. Buenos Aires, Argentina: La Colmena.
- Unidad de Manejo del Sistema de Evaluación Forestal (2022) Sistema de Monitoreo de Bosques Nativos Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. Recuperado en <https://www.argentina.gob.ar/ambiente/bosques/umsef>
- United Nations Conference on Trade and Development-UNCTAD. (2011). Price Formation in Financialized commodity markets: the role of information. Nueva York y Ginebra: Secretariat of the United Nations Conference on Trade and Development. Recuperado de: https://unctad.org/system/files/official-document/gds20111_en.pdf
- United Nations Conference on Trade and Development-UNCTAD. (2018). Power, Platforms and The Free Trade Delusion. Trade and Development Report 2018. Ginebra, Suiza: United Nations Conference on Trade and Development. Recuperado de: https://vi.unctad.org/resources-mainmenu-64/digital-library?task=dl_doc&doc_name=1279_trade_and_de
- Van der Ploeg, J. D. (2009). The new peasantries: struggles for autonomy and sustainability in an era of empire and globalization. Londres, UK: Earthscan.
- Viglizzo, E. (2010). El avance de la frontera agropecuaria y el stock de nutrientes (C, N y P). En: Viglizzo, E. y Jobaggy, E. (Eds.). Expansión de la frontera agropecuaria en Argentina y su impacto ecológico-ambiental. Buenos Aires, Argentina: Ediciones INTA. Recuperado de: https://inta.gob.ar/sites/default/files/script-tmp-expansin_frontera_agropecuaria_2010.pdf
- Viglizzo, E. (2020). Producción agropecuaria y ambiente en la región pampeana argentina. Diplomatura en cuestiones agronómicas y jurídicas del suelo y el agua. Buenos Aires, Argentina: FECIC.
- Viglizzo, E. F. y Frank, F. C. (2010). Erosión del suelo y contaminación del ambiente. En: Viglizzo, E. y Jobaggy, E. (Eds.). *Expansión de la frontera agropecuaria en Argentina y su impacto ecológico-ambiental*. Buenos Aires, Argentina: Ediciones INTA. Recuperado de: https://inta.gob.ar/sites/default/files/script-tmp-expansin_frontera_agropecuaria_2010.pdf
- Wallerstein, I. M. (2005). *Análisis de sistemas-mundo: una introducción*. Buenos Aires, Argentina: Siglo XXI.
- Weis, T. (2010). The accelerating biophysical contradictions of industrial capitalist agriculture. *Journal of Agrarian Change*, 10(3): 315-341. Doi: <https://doi.org/10.1111/j.1471-0366.2010.00273.x>
- Weisenburger, D. D. (1993). Human health effects of agrichemical use. *Human Pathology*, 24(6): 571-576. Doi: [https://doi.org/10.1016/0046-8177\(93\)90234-8](https://doi.org/10.1016/0046-8177(93)90234-8)

1. Introducción

En este capítulo se analizarán (i) distintas propuestas alternativas al sistema agroalimentario actual, (ii) diferentes planteos productivo-tecnológicos a los que acceden los componentes del sistema. Para ello, se realizará un recorrido sobre los principales aspectos de los modelos de desarrollo en disputa. Posteriormente, se desarrollará el estado de situación de algunas actividades agropecuarias relevantes de la Argentina y las múltiples formas que puede tomar la agroecología. Finalmente, se plantearán algunos ejes para la integración y discusión de las problemáticas más relevantes.

2. Crecimiento, decrecimiento y desarrollo

Los marcos conceptuales de desarrollo son útiles para partir en el análisis sobre las opciones y disputas vinculadas a las formas de producción en el agro. Los mismos permiten marcar la trayectoria o rumbo a seguir por las sociedades: que variables son fundamentales para el desarrollo, y quiénes son los sujetos económicos y sociales protagonistas.

Caron *et al.* (2014) plantean dos modelos antagónicos de sistema agroalimentario que disputan las formas de producción y los mecanismos posibles para abastecer de alimentos a la población. Estos autores reconocen una primera propuesta que se basa en la producción alimentaria concentrada en pocas empresas con alto nivel técnico y capitalización; con procesos de acaparamiento de tierras y alto uso de insumos. La justificación está dada por las posibles economías de escala y la necesidad de incrementar la productividad ante la amenaza del cambio climático y la inseguridad alimentaria. La segunda propuesta se basa en el desarrollo a partir de unidades campesinas, con producción en pequeña escala; con un acceso democratizado a los recursos de producción y centrado en la producción local y descentralizada de alimentos. Entre estos dos extremos se desenvuelven en realidad un gradiente de diferentes posibilidades.

Uno de los conceptos más difundidos que dan cuenta de la relación entre conservación ambiental y la producción es el desarrollo sustentable. El mismo fue creado a partir del denominado Informe Brundtland (1987), generado por la Comisión de Desarrollo y Medio Ambiente de la Asamblea de las Naciones Unidas en 1983. El Desarrollo Sustentable consiste en la capacidad de generar riqueza conservando los recursos para las generaciones futuras. Se conforma con la conjunción de las dimensiones económicas, sociales y ambientales. Sin embargo, este enfoque presenta algunas debilidades. Entre los inconvenientes conceptuales se destaca la dificultad para determinar sus límites temporales y jerárquicos. Es decir, a partir de qué lapso temporal (años, décadas) o jerárquico (nicho, lote, predio, región, etc.) se puede incluir este atributo. Además, como presenta implícitamente una connotación positiva (¿Quién se asumiría como no sustentable?), enfoques totalmente divergentes suelen incluirlo en sus propuestas. No se profundizará demasiado ni en este concepto ni en su análisis crítico, pero sí es posible retomar la observación de Lélé (1991), que señala que “su formulación por el “mainstream”

contiene debilidades significativas. Estas incluyen una incompleta percepción de los problemas de la pobreza y la degradación ambiental, y confusión acerca del rol del crecimiento económico y los conceptos de sostenibilidad y participación”.

Para abordar los distintos enfoques posibles de desarrollo, otras cuestiones requieren ser incluidas: (i) el cambio climático, (ii) el crecimiento económico y (iii) el acceso de la población a una alimentación adecuada y saludable. Estas tres cuestiones (i, ii y iii) pueden ser integradas a través de la producción agropecuaria. Con relación a (i), por ejemplo, en el sector agrario la continua expansión de tecnologías que reemplazan procesos ecosistémicos por insumos se vincula con incrementos en las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) (Viglizzo, 2017). En el mismo sentido se puede mencionar a la deforestación vinculada a la expansión de la frontera agraria como un fuerte factor que reduce la capacidad de secuestrar Carbono. Se llega así a una encrucijada: Se hace imperioso modificar el patrón de uso de los recursos biofísicos planetarios y reducir las emisiones de GEI, pero a su vez es esencial generar crecimiento económico, reducir el nivel de inequidad socioeconómica (a nivel global y nacional) y, además, producir alimentos suficientes y adecuados para toda la población. A partir de esto, hay varias alternativas en pugna. Un enfoque se centra en lograr reducir las emisiones de GEI manteniendo el actual patrón productivo y tecnológico. Esto implicaría fijar límites al crecimiento, reduciendo la actividad económica (y la producción de alimentos) hasta llegar a estados estacionarios. Otra posibilidad sería mejorar el balance de GEI, como propone el enfoque del desacople energético (ver capítulo 12), reduciendo las emisiones y aumentando el secuestro de gases, sin reducir el crecimiento económico. Esto se lograría modificando la matriz energética (con la incorporación progresiva de tecnologías basadas en energías renovables o de bajas emisiones -cómo es la economía de servicios-) y los patrones tecnológicos utilizados (mejorando la eficiencia en el uso de recursos) (Schröder y Storm, 2020). A continuación, se desarrollan estos enfoques con mayor detalle

2.1. Crecimiento verde

El concepto de crecimiento verde (“Green Growth”) se consolida a partir de la Conferencia Río+20 (2012) y se trata de una estrategia basada en el proceso de desacople energético y en la hipótesis de la curva de carbono de Kusnetz, El crecimiento verde hace referencia a la posibilidad de incrementar el PBI en base a la incorporación de tecnologías limpias, incrementar la eficiencia en el uso de los recursos naturales, reemplazar actividades económicas contaminantes y centrarse en fuentes energéticas renovables (OECD, 2020). Sin embargo, esta propuesta presenta una serie de críticas:

- (i) El análisis se basa en las emisiones de dióxido de carbono por país, sin considerar la relocalización productiva regional o “outsourcing”, los países desarrollados suelen trasladar parte de sus actividades ambientalmente más agresivas a los países subdesarrollados.
- (ii) En la actualidad ningún país desarrollado satisface sus necesidades de bienestar humano y económicas manteniéndose en los límites planetarios totales (O’Neill *et al.*, 2018), lo cual implica que utilizar los patrones tecnológicos actuales claramente no puede reducir el deterioro ambiental.
- (iii) De aplicarse el criterio de la curva de Kusnetz, varios países emergentes, como China e India, deberían incrementar su nivel de emisiones de GEI hasta lograr un crecimiento tal que les

permita transformar su matriz energética. Sin embargo, ese nivel no sería compatible con las tolerancias futuras recomendadas por los organismos internacionales. Esto implica que los países subdesarrollados y en vías de desarrollo no puedan crecer y generar bienestar a su población (garantizando una alimentación adecuada), utilizando los patrones tecnológicos actuales.

- (iv) Los modelos de desarrollo implícitos en el crecimiento verde deberían ser diferenciales según los países, ya que los países desarrollados son quienes tendrían que hacer el mayor esfuerzo, en tanto su mejor situación relativa y su mayor responsabilidad histórica sobre la problemática.
- (v) De acuerdo con Hickel y Kallis (2020), no hay indicios que la estrategia basada exclusivamente en la incorporación tecnológica permita que ocurra un proceso de crecimiento económico y mejora en el balance de GEI.

2.2. Economía circular

La economía circular, sin realizar planteos completamente disruptivos, incluye particularidades interesantes en la discusión vinculada a modelos económicos alternativos. Este enfoque propone realizar una transición de sistemas económicos lineales a circulares. En el enfoque circular es clave el diseño de los procesos de producción y consumo; los cuales deben eliminar o reducir los residuos y la polución, extender la vida útil de los bienes y materiales y permitir la recuperación de los ecosistemas (Stahel, 2019). La economía circular forma parte de los diez principios agroecológicos propuestos por la FAO (2018). De acuerdo con la Fundación Ellen Mac Arthur, principal grupo promotor de la Economía Circular, esta propuesta surge de la combinación de distintas escuelas de pensamiento, entre las que se incluyen la economía del rendimiento de Stahel, el diseño “De la Cuna a la Cuna” de McDonough, la Biomimética, entre otras.

Para el sector agroalimentario, la propuesta de la economía circular hace hincapié, entre otros aspectos, en: (i) promover la producción de alimentos mediante prácticas regenerativas, y centradas en sistemas locales (donde fuera posible), (ii) alentar la producción al interior de las ciudades, junto con la reducción de residuos agropecuarios (convertirlos en bioenergía, abonos, etc.) y (iii) facilitar el acceso a alimentos saludables (Fundación Ellen Mac Arthur, 2019). De acuerdo con esta Fundación, por cada dólar consumido en productos alimentarios generados por el sistema alimentario industrial -de enfoque lineal-, la sociedad debe utilizar dos dólares para resolver los problemas generados por cuestiones medicas o contaminación. A partir de esto, es fundamental generar profundos cambios en el sistema agroalimentario.

2.3. Decrecimiento

En base a los planteos críticos al crecimiento verde, se consolida una posición que sostiene la necesidad de un paradigma de desarrollo basado en el decrecimiento. Gerber (2020) plantea que el decrecimiento es el campo de investigación científica y activismo que reconoce que en la economía hay una distribución inequitativa de los flujos de materiales y energía, los cuales son generalmente sobre utilizados por los países industrializados; con lo cual se deben reducir ambos flujos. Según este autor el decrecimiento hace referencia a una reorganización político-económica radical, que genere

organizaciones sociales más pequeñas y justas. En esa misma línea, Buch-Hansen (2018) plantea que el decrecimiento requiere de una transición democrática hacia un sistema económico más pequeño, que funcione dentro de los límites ecológicos, y, por lo tanto, promueve profundos cambios socioeconómicos. Como se puede observar, esta propuesta de desarrollo implica llevar adelante profundas transformaciones económicas, sociales, culturales y políticas. Este no implica el no crecimiento, sino que se redistribuyan de manera más equitativa los procesos de acumulación desiguales a nivel planetario. Para ello, los países más desarrollados deben reducir drásticamente su consumo, basado además en fuentes no renovables.

Sin embargo, el decrecimiento no consiste en la reducción del PBI. Esta situación, sin modificar otras variables, no es decrecimiento; sino simplemente una recesión económica (Gerber, 2020). Sin embargo, una fracción teórica del decrecimiento retoma la idea de “estado estacionario”, acuñado originalmente por Daly (1974). Esta postura enuncia que la actividad económica total de base biofísica se debe mantener a un nivel constante: el crecimiento se daría por actividades inmateriales y no contaminantes. Como el criterio inicial para la redistribución es el crecimiento, en el caso de las situaciones estacionarias, la desigualdad social quedaría estabilizada (Piketty, 2014), a no ser que la distribución de la riqueza tenga lugar distribuyéndose activamente “de los que más tienen a los que menos tienen”. Tomando esta lógica, esto implicaría en el mundo agrario, por ejemplo, un ejercicio de redistribución masiva de la tierra. En el contexto contemporáneo, el acceso a los bienes está mediado *-Orbis et orbi-* por la institución de la propiedad privada. Un planteo de este tipo sólo sería factible en un contexto revolucionario, o con el derrumbe de varias instituciones centrales de una organización social histórica (como es la propiedad privada). Si bien hay eventos históricos donde esto ocurrió¹, no es una situación frecuente. Con lo cual, los planteos estacionarios corren el riesgo de parecer solo posturas teóricas.

En lo que respecta a las transiciones hacia el decrecimiento, Buch-Hansen (2018) plantea ciertos prerequisites:

- (i) Una profunda crisis que no puede ser solucionada a través de los mecanismos institucionales configurados por el proyecto político hegemónico. En este caso, la crisis en cuestión sería el cambio climático.
- (ii) Una o más proyectos políticos alternativos que presentan alternativas de solución a la crisis.
- (iii) Intelectuales orgánicos y una alianza de fuerzas sociales y económicas que pueden plantear una lucha político-económico-ideológico para la deconstrucción del proyecto político hegemónico y la construcción del proyecto político alternativo.
- (iv) Un consentimiento lo suficientemente amplio para que este proyecto alternativo sea dominante.

1 Como referencia, se puede tomar la mayor pandemia registrada del mundo occidental moderno, la Peste Negra. En pocos años, se redujo un tercio la población total europea y fue uno de los catalizadores del pasaje del Medioevo a la Edad Moderna, con profundos cambios en la estructura social y económica. Otro ejemplo fue el proceso de invasión europea sobre América. En menos de cien años, la mitad de la población originaria fue diezmada y grandes civilizaciones terminaron arrasadas en pocas décadas. Se debe prestar atención que, en ninguno de estos casos, los emergentes fueron más equitativos o justos en lo que se refiere al acceso a los recursos. Es decir, ante procesos de crisis, de no mediar acciones concretas orientadas por parte de los Estados, los sectores populares son los que más sufren sus consecuencias, y no viceversa.

Overbeek y Van Apeldoorn (2012), sin embargo, plantean que todo proyecto político que busque la hegemonía debe plantear una estrategia coherente de acumulación en un escenario de disputas globales. Martínez-Alier (2012) y Gerber (2020) sostienen que hay una relación directa entre el decrecimiento y la soberanía alimentaria, en tanto el primero proporciona el marco conceptual donde se desenvuelve la soberanía alimentaria.

La propuesta del decrecimiento no está exenta de profundas críticas. Resulta especialmente interesante el debate entre las interpretaciones desarrollistas (en sus vertientes de izquierda y liberales), que plantean la necesidad de mantener el crecimiento como variable fundamental (junto a la equidad, en su vertiente de izquierda) y las orientadas al decrecimiento; especialmente en la relación entre crecimiento, inequidad, justicia ambiental y posibilidades prácticas de aplicación². En lo que respecta a la producción agropecuaria, hay varios elementos a considerar. Por un lado, la producción de bienes agropecuarios y alimentos van a requerir, al menos, mantener los niveles físicos actuales para las próximas décadas. Además, es frecuente que las posturas del decrecimiento hagan referencia a la soberanía alimentaria y a la agroecología como alternativas en los sistemas agroalimentarios.

3. Soberanía alimentaria

Dentro de las perspectivas alternativas que han surgido con más potencia en el sistema agroalimentario (SAA) y la agricultura se destaca la soberanía alimentaria. La misma se cristaliza como concepto en 1996, a partir del Movimiento Internacional Campesino *La Vía Campesina*, en el marco del Foro Mundial de la Alimentación de FAO en Roma. Se originó como una búsqueda integradora de aspectos políticos, económicos, sociales y ambientales en oposición a las definiciones y propuestas de acción generadas en los foros internacionales. No se trata de una definición estática, sino que ha sufrido una evolución a lo largo del tiempo. En ese sentido, Patel (2009) indica que la construcción de esta definición, elaborada en sucesivos foros por *La Vía Campesina*, fue expresando la evolución de las discusiones acerca de los sistemas agroalimentarios y visibilizando los conflictos internos de dicha organización. La definición original estableció que la soberanía alimentaria es:

“El derecho de los pueblos a definir sus políticas agroalimentarias garantizando el derecho a alimentos nutritivos y culturalmente adecuados, producidos de forma sustentable y ecológica, distribuidos de forma democrática y accesible a toda la población, y consumidos de forma consciente y responsable. Implica el derecho del pueblo a controlar su propio sistema alimentario y productivo, el derecho de los pueblos campesinos a producir alimentos y el derecho de los pueblos consumidores a poder decidir lo que quieren consumir, como y quien se los produce, respetando la gestión de los espacios rurales, en los cuales la mujer desempeña un papel fundamental” (*La Vía Campesina*, 2008).

La soberanía alimentaria surge como contraposición al discurso dominante del crecimiento verde, que hace referencia a la seguridad alimentaria. Esta última fue utilizada habitualmente por organismos internacionales (como la FAO) y se centra en la distribución de alimentos, sin indagar en las formas de producción y los sujetos involucrados durante la producción y distribución (Carballo,

² Para profundizar, se recomienda el debate entre Milanovic (2017) y Hickel (202) en sus trabajos académicos y en las páginas web de ambos investigadores

2011), además de los patrones culturales asociados a la alimentación. De acuerdo con Patel (2009) en su definición se evitó consciente y sistemáticamente la discusión sobre el control (social) del sistema agroalimentario, ya que la noción clave es la de eficiencia y productividad, asociada generalmente a la producción de agricultura post-industrial.

A diferencia de la seguridad alimentaria, la soberanía alimentaria reconoce la existencia de sistemas agroalimentarios complejos donde la producción, transformación, comercialización, distribución y consumo de alimentos se encuentran profundamente relacionados entre sí, debiéndose actuar sobre todas las esferas económicas (Carballo, 2011) cuando se piensa en transformaciones reales. Un elemento para destacar en la noción de soberanía alimentaria es la de considerar a la alimentación como un derecho individual y social, en contraposición a un privilegio, como lo convierte la perspectiva neoliberal sobre los alimentos (*Come quien pueda pagarlo*).

De acuerdo con la perspectiva de la soberanía alimentaria planteada por La Vía Campesina, existen una serie de dimensiones que son claves en la construcción de este concepto (Carballo, 2011; Wittman, 2009). Entre ellas se destaca el acceso equitativo a la tierra, la protección de los bienes naturales, la reorganización del comercio de alimentos para priorizar los mercados locales y domésticos, garantizar la paz social, generar mecanismos de control democrático sobre los sistemas agroalimentarios y la oposición a los organismos multilaterales financiero y el capital especulativo en los sistemas agroalimentarios. Además, se hace también particular hincapié en los derechos de género, de indígenas y de minorías. En esta conformación de los sistemas agroalimentarios, es clave la discusión sobre el rol del Estado, el tipo de tecnología utilizada para producir alimentos, los actores involucrados y los ejes principales de la soberanía.

La construcción de la soberanía alimentaria presupone la soberanía política, económica y cultural de las naciones. Por otra parte, la soberanía alimentaria no se plantea una meta a alcanzar, sino que se establece como un mecanismo de construcción social, para lo cual son fundamentales las estrategias de construcción de dicho proceso. De acuerdo con Calle Collado (2011) entre las bases de la soberanía alimentaria son fundamentales los mecanismos de construcción política, a partir de la democracia participativa, la constitución de organizaciones sociales con acción local pero que realicen articulaciones en red, la visibilización de la problemática de género, entre otras. En ese sentido surge el interrogante sobre qué ocurre en aquellas situaciones donde haya acciones que tiendan a la soberanía alimentaria, pero que no necesariamente tomen estos mecanismos de acción política.

En lo que respecta a aspectos económicos y comerciales, la soberanía alimentaria prioriza la producción orientada a mercados locales y domésticos, la distribución justa de los excedentes por parte de todos los actores de la cadena y plantea el control de decisión sobre los factores productivos (tierra, agua) y genéticos (Desmarais, 2008). De acuerdo con Alkon y Mares (2012) la soberanía alimentaria genera un corrimiento del acceso a alimento suficiente al reclamo por los derechos de las comunidades.

La materialización de la soberanía alimentaria requiere de un proceso progresivo de acciones y mejoras concretas. La agroecología es uno de los tres pilares en la construcción de la soberanía alimentaria, junto con la defensa de la tierra y territorios y los mercados nacionales y locales (Martínez-Torres y Rosset, 2014). Rosset (2003) propone algunos mecanismos y acciones para avanzar hacia esta situación:

- (i) Fortalecimiento de la producción de cultivos para consumo interno, en lugar de productos exportables. Generar canales cortos, con la creación y fortalecimiento de mercados locales, en desmedro de la creciente liberalización de la economía.
- (ii) Utilización de subsidios que no perjudiquen a otros países (vía “dumping”) y fortalezcan la agricultura familiar.
- (iii) Considerar a la alimentación un derecho humano. Los alimentos deben ser saludables, nutritivos, asequibles, culturalmente apropiados.
- (iv) Establecer el manejo local y comunitario de los recursos naturales.
- (v) Fortalecer procesos de democracia directa y participativa.
- (vi) Establecimiento de programas de reforma agraria para democratizar el acceso y uso de la Tierra.
- (vii) Respeto por la naturaleza y los procesos que en ella ocurren.
- (viii) Prohibición del uso de organismos genéticamente modificados (OGM).

4. La agroecología y la soberanía alimentaria

Al analizar la esfera de la producción, la agroecología puede ser considerada la cristalización más acabada de soberanía alimentaria. Sin embargo, la soberanía alimentaria no se construye exclusivamente con la agroecología; y la realización de prácticas agroecológicas no necesariamente siempre lleva a la construcción de la soberanía alimentaria.

Definir la agroecología no se reduce a una discusión puramente teórica, sino que a partir de su definición y delimitación conceptual se establece el marco de análisis y abordaje, fundamental para la generación de políticas públicas. Uno de los elementos que suelen generar disputas es el alcance de la agroecología, dado que la misma, según Gliessman (2018), es tanto una disciplina científica, un movimiento o prácticas concretas.

Resulta muy clarificador el trabajo de Wezel *et al.* (2009) quienes presentan un recorrido en la evolución conceptual del término y la producción científica vinculada al mismo, ya que las definiciones y campos de intervención de la agroecología han variado con el tiempo. Una periodización podría situar a la agroecología como ciencia desde 1970 a 1980; ubicar su institucionalización y consolidación como disciplina a partir de los 90; y definirla como movimiento social a partir del 2000, con la incorporación progresiva de nuevas dimensiones y enfoques analíticos. También fue modificándose la escala de análisis. En una primera etapa se centraba exclusivamente en variables biofísicas y técnico-productivas a nivel predial (perspectiva “tranqueras adentro”). Posteriormente, se incorporó la escala de paisaje (perspectiva ecosistémica). Finalmente, sumó escalas más amplias y nuevas dimensiones (perspectiva socioeconómica, política, etc.).

Como forma de ejemplificar el amplio y heterogéneo abanico conceptual, es posible citar tres autores. En un inicio, las definiciones se centraban en el carácter científico de la agroecológica, con los agroecosistemas como unidades analíticas. La primera definición es de Gliessman (2002), para quien se trata de “la aplicación de conceptos y principios ecológicos para el diseño y manejo de agroecosistemas sustentables”. En el mismo sentido, Altieri (2000) expresa que:

“la disciplina científica que enfoca el estudio de la agricultura desde una perspectiva ecológica se denomina ‘Agroecología’ y se define como un marco teórico cuyo fin es analizar los procesos agrícolas de manera más amplia. El enfoque agroecológico considera a los ecosistemas agrícolas como las unidades fundamentales de estudio”. (Altieri, 2000)

Posteriormente, Francis *et al.* (2003) definieron la agroecología como “la ecología de los sistemas alimentarios”, ampliando la unidad de análisis a los sistemas alimentarios. A su vez, esta definición hace un recorte a la alimentación, donde el resto de las funciones de los agroecosistemas quedarían relegadas. Por último, Sevilla Guzmán (2006), define a la agroecología política como el manejo ecológico de los recursos naturales a través de formas de acción social colectiva. Esta definición incluye propuestas participativas, desde los ámbitos de la producción a la circulación alternativa de sus productos, con el objeto de establecer formas de producción y consumo que no causen el deterioro ecológico y social generado por el neoliberalismo actual.

Algunas de estas definiciones toman un claro posicionamiento ideológico y normativo, además de plantear acciones sobre las dimensiones de producción, circulación, y consumo. Otras, por el contrario, plantean un marco más acotado, al ámbito productivo, basadas en el conocimiento científico.

Ante esta variedad de definiciones, surgen varias dudas sobre cómo se pueden implementar procesos agroecológicos en situaciones donde no se cumplan los elementos previstos en dichas definiciones (como el manejo democrático de la tierra, la comercialización solidaria, etc.); o bien cómo se compatibilizarían estas diferentes visiones en una práctica común.

4.1. Los distintos caminos de la Agroecología

Existen diferentes formas de interpretar la agroecología, que podrían llamarse escuelas o corrientes agroecológicas. Si bien hay elementos que son comunes a todas las vertientes, existen también diferencias significativas entre ellas. Por lo general, el eje unificador se centra en algunas prácticas productivas y de manejo del ecosistema: la importancia de la biodiversidad, el acento en las regulaciones y funcionamientos ecosistémicos como reemplazo de la aplicación de insumos de síntesis química, entre otras. Luego, comienza a haber diferencias en su materialización, las cuales en algunos casos pueden ser sutiles, pero en otros, son la manifestación de profundos contrastes, no sólo en las técnicas, sino también en la cosmovisión planteada.

Por lo tanto, las diferentes escuelas que se enumeran a continuación evidencian que no existe una única agroecología, sino diferentes perspectivas. Existen algunos puntos en común entre las diferentes corrientes propuestas, especialmente en prácticas y tecnologías de manejo a nivel predial³. Sin embargo, las tecnologías no son un simple conjunto de prácticas, sino que llevan implícitas relaciones estructurales, conflictos y cosmovisiones de las sociedades y grupos que las llevan adelante. Las tecnologías responden a problemáticas específicas, en contextos agroambientales específicos, para condiciones históricas y sociales particulares. Esto determina que no es conveniente la aplicación de una tecnología de manera descontextualizada y de manera ahistórica, lo cual es una práctica relativamente usual en la agroecología.

3 Entre estas prácticas se destaca la asociación y rotación de cultivos, el no uso de fitosanitarios de síntesis química, etc.

- (i) **Intensificación sustentable.** Consiste “en mantener o aumentar los rendimientos agrícolas de las tierras más productivas, liberando otras tierras con la finalidad de reconstruir una reserva de carbono y una fuente de servicios ecosistémicos” (Viglizzo, 2017: p. 104). La intensificación sustentable es la propuesta agropecuaria del crecimiento verde, y se autodefine como el camino sustentable para la producción de alimentos. Sus principales pilares tecnológicos son la optimización de las prácticas ya existentes, junto con la incorporación de la agricultura de precisión, tecnologías digitales y la difusión de cultivos biotecnológicos (Tittonell, 2014). En la práctica, la intensificación sustentable hace referencia a que la producción debería ser realizada por unidades con alto nivel de capitalización y superficie, con alta productividad física (rendimientos), de capital y en mano de obra; mientras que las unidades de pequeña escala o campesinas -responsables del deterioro ambiental, siguiendo la hipótesis de la curva de carbono de Kusnetz- deben migrar a centros urbanos. Así el espacio rural debería quedar destinado a ámbitos de alta productividad, y grandes generar áreas de reserva ambiental. Un ejemplo de esta propuesta para la Argentina se puede encontrar en Grau *et al.* (2005; 2007).
- Sin llegar a estos planteos extremos, existen algunas líneas dentro de la intensificación sustentable que proponen la incorporación de prácticas vinculadas al funcionamiento ecosistémico, en sintonía con la agroecología, como es el uso de sistemas silvopastoriles (para secuestro de carbono), cultivos de cobertura, franjas de no labranza, etc. Estas propuestas se suelen centrar en acciones técnicas a nivel predial, pero no se realizan observaciones sobre las formas de producción o los sistemas agroalimentarios. Las miradas más críticas indican que este tipo de propuestas no son más que “los expertos de la Revolución Verde vendiendo su viejo vino en nuevas botellas” (Lélé, 1991).
- (ii) **Intensificación ecológica.** Esta propuesta se origina desde distintos organismos e institutos de ciencia y tecnología y consiste en la mejora del desempeño productivo a través de la intensificación de los procesos ecológicos. Para ello se busca potenciar las funcionalidades naturales de los ecosistemas⁴, que permiten generar productos utilizados por los seres humanos, y además proveer servicios ecosistémicos (Caron *et al.*, 2014; Tittonell, 2014). De acuerdo con Tittonell (2014) la intensificación ecológica no consiste en un paquete consolidado de prácticas de manejo, pero si presenta propuestas generales, que van variando de acuerdo con las condiciones agroclimáticas de cada región del planeta. En este enfoque es esencial la escala de análisis, que no puede centrarse únicamente a nivel establecimiento, sino que debe incluir aplicaciones a nivel paisaje.
- (iii) **Biodinámica.** Esta corriente planteada originalmente por el pensador alemán Rudolf Steiner a principios del siglo XX, y se inserta en una propuesta filosófica más amplia denominada Antroposofía. Se hace referencia, entre otros aspectos, a la existencia de distintos planos o dimensiones (físico-material, energético, espiritual) vinculados entre sí. De esta manera, los alimentos no sólo tienen un aspecto físico (medido en rendimiento, cantidad de nutrientes, etc.) sino también energético y supraterrrenal.

4 Entre estas funcionalidades se destacan la biodiversidad y los flujos de nutrientes, carbono, agua

Las prácticas agropecuarias presentan una combinación de acciones comunes al resto de las corrientes: asociaciones, rotaciones, promoción de la biodiversidad, mejora en la fertilidad edáfica, etc. Además, incorporan otras prácticas, que, según esta corriente, se orientan al manejo y aprovechamiento de ciclos energéticos naturales. Los elementos más representativos han sido el uso de distintos preparados naturales y la utilización de calendarios con posiciones astronómicas para la toma de decisiones productivas. A nivel agropecuario global, cuentan con sistemas de certificaciones específicos (Sello Deméter). Entre sus principales autores, es posible destacar al propio Steiner, Maria Thun y Ehrenfried Pfeiffer.

- (iv) **Permacultura (o sistema diseñado de cultivo permanente)**. Escuela propuesta originalmente en Australia por Mollison y Holmgren a mediados de la década del 70 (Mollison y Holmgren, 1978). A partir de un escenario de crisis energética (occurrido en 1973), los autores plantearon alternativas para escenarios con similares, basadas en descensos progresivos y planificados en el uso de energías fósiles (Holmgren, 2012), en consonancia con los sistemas estacionarios propuestos por Daly desde la década de 1970 (Daly, 1974).

La permacultura implica una serie de principios generales que van desde la tenencia de la tierra (que debe ser comunitaria), educación y cultura, economía, herramientas y tecnologías (que deben basarse en energías renovables), bienestar físico y espiritual, entre otros. En el caso de la producción agropecuaria, toman elementos de la biodinámica (ítem iii) y la agricultura natural, la cual se describirá en el ítem (v). En términos prácticos, propone la constitución de comunidades agrarias en una superficie común, con edificaciones realizadas con materiales naturales y donde se prioriza la autonomía grupal. Resultaría interesante tomar estos puntos para evaluar cuáles son las posibilidades concretas que tienen encuadres de este tipo para instaurarse como alternativa efectiva a la agricultura post-industrial.

- (v) **Agricultura natural**. Basada en las obras de Masanobu Fukuoka, de origen japonés (principalmente “La revolución de una brizna de paja” y “La senda natural del cultivo”). La propuesta de agricultura, de origen filosófico-taoísta, se basa en el *No Hacer*, es decir, cultivar reproduciendo los procesos y ciclos de la naturaleza y minimizando la intervención humana. Esto implica: no arar, no utilizar abonos ni fertilizantes, no realizar control de malezas, entre otros.

- (vi) **Agricultura orgánica**. Es tal vez una de las corrientes agroecológicas más antiguas. Sus orígenes pueden rastrearse al texto pionero de Albert Howard (“Un testamento agrícola”). Esta corriente realiza propuestas ecológicas productivas similares al resto de las corrientes (asociación de cultivos, control biológico de plagas, etc.), pero no aborda la dimensión económica y social. De acuerdo con Rigby (2001) la característica diferencial del orgánico con otras corrientes agroecológicas es su fuerte contenido regulatorio o normativo. La producción orgánica cuenta con protocolos específicos para los procesos de producción, el uso de insumos autorizados y la acreditación del sistema, el cual es certificado por terceras partes.

La superficie mundial destinada a la producción orgánica certificada es cercana al 0,3% de la superficie agrícola total (Connor, 2008). La Argentina es uno de los que mayor superficie presenta bajo esta modalidad con un total de 70.446 ha agrícolas y 3,4 M ha de producción ganadera, distribuidas en 1269 unidades productivas (SENASA, 2020). Casi el total de los productos certificados se destinan a exportación (EE. UU. y CEE). Los productos con mayor participación son, cereales y oleaginosas. En la Argentina, los primeros antecedentes de producción orgánica datan

de la década de los 70, y las normativas son responsabilidad del SENASA, de acuerdo con la Ley 25.127 y su Decreto Reglamentario 97/2001 carne bovina y ovina, frutas de pepita. Se destina al mercado interno el 2% de la producción. Por lo general, los estudios comparativos entre agricultura convencional y agroecológica suelen hacer referencia a la agricultura orgánica.

La producción orgánica certificada está asociada directamente a sujetos agrarios con una dotación de capital tal que pueden acceder a los mecanismos de certificación y cumplimentar las complejas exigencias de estos. Existe un consenso generalizado que este tipo de certificación es excluyente de pequeños productores (lo cual difiere del discurso más generalizado en la agroecología). Por otra parte, es frecuente que el precio de los productos certificados sea superior al de los convencionales, lo cual actúa como una barrera para su expansión en el consumo, especialmente en los sectores populares.

- (vii) Propuesta FAO. Consiste en diez elementos que conforman la agroecología en relación con los objetivos de desarrollo sostenible (ODS) (FAO, 2018): la diversidad, las sinergias eficiencia, la resiliencia, el reciclaje y la creación conjunta y el intercambio de conocimientos; los valores humanos y sociales, las culturas, y las tradiciones alimentarias (que ponen de manifiesto aspectos contextuales), la economía circular y solidaria y la gobernanza responsable (que tratan sobre generar entornos favorables para su desarrollo). Se trata de una serie de directrices que integran dimensiones económicas, sociales y productivas.

4.2. Transición agroecológica ¿Revolución o reforma?

Un punto clave en los procesos hacia formas de producción más sostenibles lo constituye el pasaje desde sistemas con alto uso de insumos (agroquímicos, fertilizantes, etc.) hacia aquellos con planteos ecológicos. En las ciencias sociales han existido varias discusiones que pueden ser útiles para pensar este tipo de procesos. Dos ideas contrastantes plantean que las transformaciones sociales deben realizarse de manera abrupta y radical (la perspectiva de la revolución) o de manera gradual y paulatina (la reforma). En términos agropecuarios, esto significaría modificar drásticamente las formas de producción en tiempos muy acotados, reemplazando los insumos externos por manejo ecosistémico, modificando los canales de comercialización, etc.; o bien generar cambios progresivos escalonados dentro en una ventana temporal más extensa.

Por lo general, han prosperado los enfoques graduales (reformistas), aun cuando una corriente importante de la agroecología manifiesta que este pasaje debe tener un carácter radical. En este punto, es necesario notar que los cambios abruptos pueden ser generados tanto por condiciones internas de los sistemas (la decisión de pasaje a la agroecología, por ejemplo); o bien externas, ya sea por falta de combustibles fósiles o insumos (como fue el caso cubano), o por modificación en las normativas (como es el caso de las franjas de no fumigación).

La bibliografía suele recomendar los pasajes graduales (“La Reforma”), destacándose la propuesta de transiciones agroecológicas. Uno de los autores que más ha desarrollado esta propuesta ha sido Gliessman (2014), quien indica que un proceso de estas características debería contemplar una secuencia de etapas. Los tres primeros niveles están al alcance directo de los productores (son “tranque-ras adentro”) mientras que los últimos dos niveles consideran escalas jerárquicas superiores y requieren una acción organizada (Gliessman, 2016). Las etapas serían:

- (i) Incrementar la eficiencia de las prácticas, aun de aquellas vinculadas a insumos convencionales o de la agricultura industrial, de manera de reducir el consumo de insumos costosos, escasos o ambientales dañinos. El objetivo es realizar, aún en el marco de los métodos convencionales, el uso más eficiente y con menor daño posible (agricultura de precisión, TICs, etc.).
- (ii) Reemplazar prácticas e insumos convencionales por prácticas e insumos alternativos. El objetivo es reemplazar insumos externos y productos ambientalmente perjudiciales por alternativas renovables, naturales y ambientalmente menos perjudiciales. Las prácticas habituales de la agroecología se pueden incluir en este nivel: uso de cultivos de cobertura, ciclo de rotaciones, control biológico de plagas y enfermedades, uso de abonos para mejorar la calidad del suelo.
- (iii) Rediseñar agroecosistemas en base a procesos ecológicos. Este nivel comienza a incluir acciones desde un nivel jerárquico de paisaje. Son fundamentales los cambios estructurales que eliminan las causas de los problemas de los sistemas. El análisis está centrado a nivel de estructura y funcionamiento de los agroecosistemas.
- (iv) Restablecimiento de una conexión más directa entre quienes cultivan alimentos y quienes lo consumen. En tanto las unidades de producción se encuentran insertas en contextos culturales y económicos, debe haber modificaciones que acompañen y promuevan la transición hacia prácticas más sustentables. Gliessman (2016) habla de la “ciudadanía alimentaria”, redes alternativas alimentarias y los canales cortos como mecanismos para promover los cambios en el sistema agroalimentario.
- (v) Construcción de un nuevo sistema global alimentario basado en los principios de equidad, participación, democracia y justicia. Deben generarse “cambios que son globales en su alcance y llevan más allá del sistema alimentario a la naturaleza de la cultura humana, la civilización, el progreso y el desarrollo” (Gliessman, 2016: p. 3).

Por otra parte, de acuerdo con Marasas *et al.* (2012), el diseño y planificación de procesos de transición debería incluir los siguientes criterios:

- Mirada sistémica: se debe trabajar sobre el sistema completo y no en una actividad o rubro determinado (incluyendo al productor y su familia).
- Sistemas autónomos: debe buscarse autonomía en términos energéticos, económicos, conocimientos, insumos e intermediaciones. Se debe reducir (*i.e.* no implica la eliminación total, pero sí una reducción) toda forma de dependencia, incluyendo germoplasma comercial, saberes técnicos especializados, energía fósil, agroquímicos, mercados oligopolios.
- Sistemas de bajo riesgo: esto implica minimizar la incertidumbre, aumentando la cantidad de opciones productivas y/o diversificando los mecanismos de comercialización o transformación.
- Optimizar recursos locales: refiere a poner en valor recursos propios, locales y regionales. Estos recursos suelen ser más accesibles que aquellos importados o de zonas lejanas.
- Sistemas diversificados: implica sistemas de mayor complejidad ecológica, lo cual aporta a la disminución del riesgo y mejora la estabilidad y resiliencia de estos.

- Acompañamiento estatal: es fundamental que el Estado apoye las experiencias de transición, fortaleciendo la comercialización, generando o validando tecnologías específicas, etc.
- Generación de mercados alternativos: la comercialización de los productos es uno de los grandes puntos críticos del sistema. Los precios obtenidos y calidades exigidas pueden facilitar o dificultar las estrategias de transición.
- Organización comunitaria: los procesos de transición deben realizarse en forma participativa y grupal. Las transiciones toman mayor potencia cuando se realizan a nivel grupal o regional.

La principal crítica a la transición por etapas es la rigidez de este enfoque, ya que el pasaje de una etapa a otra atravesar pasos regulados. Sin embargo, Marasas *et al.* (2012) alertan sobre la no linealidad de este proceso, la importancia de no aplicar recetas universales y los riesgos de centrarse únicamente en variables de manejo o productivas, sin intervenir en las esferas de distribución o consumo. Uno de los mayores riesgos de esta propuesta gradualista es la de mantenerse indefinidamente en las etapas de reducción y sustitución de insumos, realizándose simplemente una agricultura de sustitución de insumos que no integra soluciones en profundidad.

Los desafíos de las transiciones agroecológicas no son sólo para aquellos sistemas con alto uso de insumos, que se encuentran en los extremos superiores de las curvas de eficiencia de uso de recursos. En aquellas unidades o sistemas con bajo uso de insumos o baja productividad, la transición debería orientarse también a incrementar la productividad general.

5. Discusiones vinculadas a la agroecología y a la soberanía alimentaria

Hay un conjunto de discusiones que conforman un núcleo problemático en la agroecología y las transiciones a sistemas más sostenibles y justos. En este punto se va a retomar parte de esta discusión.

5.1. Productividad, trabajo y escala de la agroecología

Una de las piedras de toque en el debate de la agroecología (y sus múltiples variantes) es la capacidad real para generar excedentes que permitan abastecer a la población actual (y a los 9 billones de habitantes esperados en 2050). Esto implica discutir la productividad real y potencial de los sistemas agropecuarios y las distintas productividades del trabajo, tierra y capital.

El primer elemento en el debate sobre la productividad es la definición de los elementos a contrastar. Al analizar la productividad agroecológica, ésta se contrasta con aquella obtenida en planteos de la agricultura post-industrial. Dentro de esta última se engloban los planteos vinculados al paquete de la revolución verde donde además suelen utilizarse modelos tecnológicos de los estratos superiores de producción, es decir, aquellos que cuentan con altos niveles de eficiencia y productividad (y que no necesariamente representan la media de los productores). En lo que respecta a la agroecología, por lo general suele utilizarse la agricultura orgánica como sinónimo de agricultura agroecológica. Esto es así porque sus prácticas se encuentran claramente normadas y existen registros específicos sobre su producción. Esto es más complejo con el resto de las escuelas agroecológi-

cas (agricultura natural, permacultura, propuesta FAO o enfoques similares), dado que no hay un sistema productivo similar a otro.

Entre los antecedentes, Connor (2008; 2013) indica que la productividad del sistema orgánico es inferior al del sistema industrial (revolución verde) y no puede reemplazarlo ni alimentar a la población mundial. De Ponti *et al* (2012) y Seufert *et al.* (2012) realizan sendos meta-análisis para un gran número de casos alrededor del mundo. Estos estudios concluyen que los rendimientos promedio de la agricultura convencional superan en un 20% a los de la agricultura orgánica, pero que esto depende del producto en cuestión y los planteos tecnológicos que se comparen. Esto muestra que se trata de un análisis fuertemente contextual, en tanto estas posibles diferencias dependen del tipo de producción, ambiente, entre otras variables productivas.

En este debate, se debe poner en consideración si el sendero de incremento en los excedentes (mejoras en la productividad física) se debe realizar a partir de las unidades que ya se encuentran con altos niveles de productividad (donde lograr una mejora marginal es cada vez más costoso), o bien si las mejoras tecnológicas no tendrían que centrarse en la mayor cantidad de unidades productivas, que presentan niveles tecnológicos bajos o medios; y se encuentran en estadios de eficiencias marginales ascendentes. Con lo cual, se podría mejorar el desempeño de las unidades más chicas, con usos subóptimos de recursos, con un menor niveles de inversión o insumos.

Esto lleva a un segundo elemento en discusión, que se relaciona con la escala, el tipo de unidad productiva y el trabajo. Una de las observaciones más frecuentes es que los planteos agroecológicos toman como actor protagónico a la producción campesina y la pequeña escala. En ese sentido, Holt-Giménez (2006) señala que la agroecología debe centrar su propuesta en unidades pequeñas altamente diversificadas, con comunidades locales que generen y escalen innovaciones a través de la investigación-participación. Esto se basa en la denominada “Low External Input Sustainable Agriculture” (LEISA), que plantea una situación agraria ideal, basada en unidades productivas pequeñas y autónomas, con bajo uso de insumos externos, fuerte presencia de trabajo familiar y capacidad de producir alimentos para las comunidades.

En las propuestas agroecológicas es fundamental el trabajo humano. Se utiliza proporcionalmente una mayor dotación de trabajo -y menor de capital- que en los sistemas con alto nivel de tecnificación. Además, en el caso de las unidades de la Agricultura Familiar, ese trabajo es provisto por fuerza familiar y, por lo tanto, las personas deben residir en el lugar de producción o en sus cercanías. Con lo cual, al debate sobre la productividad de la tierra (rendimiento/superficie) se debe incorporar el trabajo. Es necesaria la generación de tecnologías que generen trabajo, pero que a su vez hagan que este sea más productivo y además sean accesibles a los estratos más pequeños de unidades productivas. En tanto la productividad obtenida es el resultado de la energía total aplicada al sistema y su eficiencia de uso, los sistemas de baja energía generaran bajo nivel de producción. Woodhouse (2010) plantea los intercambios (“trade-off”) entre trabajo y escala, donde la pequeña producción es más eficiente en términos energéticos, y demanda mayor cantidad de mano de obra, pero implica menor productividad laboral; y donde los volúmenes finales producidos pueden ser sensiblemente inferiores. Por otra parte, si se busca reemplazar al capital por trabajo, es clave que haya población residiendo en zonas rurales. Sin embargo, en la Argentina el despoblamiento rural fue relativamente más temprano que en otros países y la mayor parte de la población vive en grandes centros urbanos. Promover un esquema de agroecología a nivel masivo implicaría que mayor cantidad de población deba residir en zonas rurales, lo cual,

si bien puede ser un escenario deseable, implicaría modificar los procesos de ocupación territorial de los últimos 80 años. Esto, si bien no es imposible, resulta muy difícil de lograr, en tanto el carácter multidimensional del proceso migratorio.

Con lo cual, la combinación de estas propuestas (agroecología, trabajo familiar, pequeña producción) si bien son importantes, también pueden constituir una barrera si se piensa en la universalización de la agroecología. En gran parte de la Argentina, el espacio rural se encuentra con una muy baja densidad poblacional, los sujetos económicos son heterogéneos y gran parte de ellos no responden a la figura del campesinado.

En línea con estas discusiones sobre productividad y trabajo; diferentes autores de distintas vertientes ideológicas plantean que utilizar sistemas agroecológicos sería el retorno a modos de producción precapitalistas y el regreso a tecnologías neolíticas, que implican baja productividad e incapacidad de generar excedentes mínimos para abastecer a toda la población (Connor, 2013; Bernstein, 2014b). Otros autores, por el contrario, plantean que los modelos agroecológicos LEISA son los planteos tecnológicos por seguir (Rosset, 2013).

5.2. El rol del Estado

El Estado es un actor fundamental en la problemática alimentaria. Se trata del garante del cumplimiento del derecho básico a la alimentación, pero también es el responsable de fijar las reglas de funcionamiento para el acceso a la tierra, la generación y regulación de las políticas agrarias, el fomento a la investigación y el apoyo para los procesos de incorporación tecnológica. Resulta poco factible que el Estado reemplace la acción colectiva de los individuos, pero sí puede direccionar parte de sus fuerzas.

Kallis (2018) marca varias restricciones estructurales -dependientes de los marcos de ordenamiento jurídicos y de cada Estado- para el desarrollo de la soberanía alimentaria. Un ejemplo es la tenencia de la tierra que ya se encuentra regulada y es de difícil modificación, especialmente por los sectores subordinados. Como contraparte, las ETAs pueden tener mayor peso que muchos Estados nacionales, fijando e imponiendo una agenda global de acuerdo con sus propios intereses. Así, los Estados son en realidad la arena de confrontación para la consolidación, o no, de la soberanía alimentaria u otros procesos emancipatorios nacionales. Existen ejemplos claros de esta confrontación en América Latina, como es la presión para la firma de tratados multilaterales de comercio que incluyen normas de liberalización de los sistemas agroalimentarios y el ambiente; la inclusión de la soberanía alimentaria en cartas constitucionales, como es la nueva Constitución de la República del Ecuador; o bien, la sanción de leyes que regulan procesos de concentración de los bienes naturales.

En este punto, se da una paradoja. Los sectores vinculados a las perspectivas más neoliberales marcan que el Estado debe reducirse a su mínima expresión. Por el otro lado, fracciones vinculadas a la agroecología en sus vertientes más radicalizadas expresan que los procesos de construcción de la soberanía alimentaria deben estar liderados por las organizaciones sociales, donde el Estado no debe involucrarse con la agroecología o la soberanía alimentaria, en tanto sólo busca cooptar a sus líderes y domesticar los procesos sociales (Giraldo y Rosset, 2016; Giraldo, 2018).

5.3. Sujetos sociales en la agroecología

Una de las características centrales en las propuestas de la agroecología (y la soberanía alimentaria), es que presenta un discurso centrado en un sujeto agrario específico: las y los campesinos. La definición en sí del campesinado es bastante compleja, en tanto se trata de una categoría social, económica y política, sobre la cual hay abundante material disponible en la economía y sociología agraria (e.g. Archetti y Stølen, 1975). En todo caso, una aproximación que se observa en los planteos agroecológicos es la de van der Ploeg (2010), que hace referencia a los “nuevos campesinados”, una categoría -controversial- que incluye a un amplio espectro de sujetos sociales.

La soberanía alimentaria y la agroecología es planteada por, para y a partir del campesinado. Esto los convierte en los sujetos de la transformación agraria por antonomasia. Si se piensa en la soberanía alimentaria o la agroecología desde y para el campesinado exclusivamente, se corre el riesgo de excluir otras categorías económicas o sujetos agrarios⁵; pero en los cuales no habría un antagonismo directo a primera vista en un proceso de construcción colectivo de la soberanía alimentaria. Sin embargo, existen ciertos actores sociales del mundo agrario que en un principio se presentarían como antagónicos al campesinado o a procesos de soberanía alimentaria: grandes empresas agropecuarias, capitales concentrados, latifundios, etc. Sin embargo, en este ese proceso se termina por construir una categoría que agrupa a los “otros”, que es el “Agronegocio”.

A partir de este análisis surgen varios interrogantes. En las regiones donde no hay campesinado: ¿Cómo se desarrolla la agroecología? ¿Qué sujeto agrario debe liderar estos cambios en las regiones donde no hay campesinado? En muchas regiones, predominan cultivos orientados a la exportación, con canales de comercialización ya establecidos y consolidados (soja, maíz, trigo, etc.): ¿Cómo se plantea un proceso de construcción de soberanía alimentaria en estos casos? En el caso de los sujetos antagónicos, los poseedores de gran parte del capital, el agua y la tierra: ¿qué ocurre con estos sujetos agrarios? ¿Cuál es la propuesta para ellos? ¿Puede existir convivencia entre ambos actores? Con relación a la transición: ¿cómo se logra democratizar el acceso a los recursos productivo? ¿Puede tener lugar una estrategia de transición inclusiva?

Tal como indica Jansen (2015) sobre el análisis de Bernstein (2014a), la soberanía alimentaria se centra en una dicotómica capital vs campesinado. Sin embargo, este escenario simplifica una realidad bastante compleja, donde el mismo campesinado presenta diferentes grados de inserción en sistemas mercantiles amplios (de mercancías o trabajo). Por otro lado, si la perspectiva de la soberanía alimentaria busca ser hegemónica, debe presentar una propuesta para aquellas unidades no campesinas. En la Argentina, una parte sustantiva de las unidades productivas no son campesinas, si bien pueden formar parte de la agricultura familiar. Es más, de acuerdo con el Censo Nacional Agropecuario 2002, la pequeña producción es mayoritaria (65% de EAPs⁶), con una participación en el PBI equivalente al 15,2% del total en el sector (Tsakougmakos *et al.*, 2009). En la Región Pampeana, el 60% de la tenencia de la tierra está en manos del 10% de las unidades productivas superiores. Con lo cual, ¿qué se debe realizar con todas estas unidades? ¿Qué propuestas forman parte de lo realizable?

5 Se incluyen categorías desde la producción (agricultura familiar, pequeña producción, agricultura familiar capitalizada, PyMES), servicios (trabajadoras/es rurales, contratistas, cooperativas de servicios y comercialización) o bien desde la propiedad de la tierra (pequeños y medianos rentistas).

6 Establecimiento Agropecuario

5.4. Algunos casos argentinos para la discusión

Al analizar el contexto actual, se observa un crecimiento en el caudal de conocimientos y sistematización de experiencias agroecológicas tanto en la Argentina como en Latinoamérica⁷. Desde de 2010, la agroecología comenzó a practicarse, de manera progresiva en organizaciones sociales de segundo y tercer grado y a incorporarse en diversos organismos estatales de investigación, educación y extensión agraria. Puede ser conveniente utilizar algunos sistemas agropecuarios argentinos de relevancia para analizar el estado de situación.

Agricultura extensiva pampeana. Las actividades productivas más usuales en la región pampeana argentina son los cultivos de cereales y oleaginosas y, en menor medida, la ganadería, cuyos productos se canalizan principalmente a la exportación. De acuerdo con lo observado en el capítulo 12, la difusión masiva de paquetes tecnológicos y organizativos vinculados a la revolución verde y la agricultura post-industrial (como son los cultivos transgénicos, alto uso de plaguicidas, la tecnificación en base a combustibles fósiles, los “pools” de siembra, etc.), han generado procesos de degradación ambiental y concentración de la producción, aunque con la contraparte de la generación de excedentes exportables.

La proyección a largo plazo de estos modos de producción es, al menos, incierta; con lo cual deberían alentarse procesos que modifiquen esta situación. La producción agroecológica podría ser un camino. Sin embargo, su difusión es aún marginal en comparación con los sistemas convencionales. Si bien tanto la ganadería (bovina y ovina) y el cultivo de cereales y oleaginosas son las actividades que aportan la mayor superficie bajo manejo orgánico, es mínimo en comparación a los volúmenes y superficies bajo manejo convencional. Una de las observaciones es que el nivel de investigación para las prácticas agroecológicas es proporcionalmente muy reducido en comparación a la de las propuestas convencionales. En el caso de la Agricultura, existen experiencias relativamente consolidadas que muestran resultados muy positivos vinculados a los rendimientos (en cantidad y estabilidad), salud ecosistémica, etc.

Hay numerosas prácticas agropecuarias que históricamente fueron utilizadas, pero que a partir de los procesos de intensificación se fueron dejando de lado. Entre las mismas se encuentran rotaciones de cultivos y ciclos agrícola-ganaderos; abonos verdes y cultivos de cobertura, selección de genética adecuada. Para la ganadería bovina, se destacan sistemas forrajeros extensivos con planteos mixtos y silvopastoriles. Estos presentan varios elementos positivos vinculados al balance de GEI, ciclo de nutrientes, regulación de plagas y enfermedades, etc. Entre los antecedentes, es posible enumerar a Palmisano (2018), quien realizó un relevamiento de casos para Buenos Aires; Cerdá y Sarandon (2015) y Aparicio *et al.* (2018). Entre los elementos relevantes, se observa una ligera merma en los rendimientos, pero con una mejora en los balances de nutrientes, estabilidad de los rendimientos y mejora en los parámetros económicos.

Una parte sustantiva de las experiencias se encuentra vinculada a través de la Red Nacional de Municipios y Comunidades que Fomentan la Agroecología (RENAMA). También desde el Instituto

⁷ La sistematización de alguna de ellas es posible encontrarla en el Observatorio de Soberanía Alimentaria y Agroecología Emergente (OSALA; www.osala-agroecologia.org).

Nacional de tecnología Agropecuaria se han desarrollado ensayos y experiencias a largo plazo, con resultados positivos.

Agricultura periurbana. La agricultura periurbana hace referencia a la producción agropecuaria, ubicada en los bordes o fronteras de las zonas urbanizadas. En el Área Metropolitana de Buenos Aires (AMBA) está asociada principalmente a la producción hortícola y, en menor medida, a floricultura y animales de granja. Abastecen entre el 60 y 90% de la verdura de estación de la región, según la época (Benencia, 2002).

Los productores asociados al sector hortícola del Gran Buenos Aires presentan rasgos muy particulares, ya que combinan características campesinas, familiares y empresariales (Le Gall y García, 2010). La actividad hortícola presenta alta rotación de capital (ciclos cortos) y uso intensivo de mano de obra. Estas características implican una presencia constante y cotidiana del productor y los trabajadores en cada parcela.

La horticultura convencional realiza un uso intensivo de plaguicidas, lo cual lleva muchas veces a diversas situaciones conflictivas vinculadas a su uso, como intoxicaciones agudas por parte de los mismos productores o trabajadores y el reclamo de vecinos, siendo este es uno de los puntos de mayor tensión de la actividad. Entre las principales razones del alto uso de agroquímicos se destaca la necesidad de lograr altos rendimientos con la menor cantidad posible de problemas sanitarios, los cuales reducen la calidad visual de los productos (Souza Casadinho, 2009). Esto se explica por el bajo precio que reciben los productores y la fuerte penalización en el precio por menor presentación del producto. Desde la perspectiva laboral, las condiciones de trabajo suelen ser muy deficientes, con un elevado porcentaje de trabajadores bajo autoexplotación laboral y condiciones de hábitat regular. Pese a estos problemas, esta actividad tiene varios rasgos que se encuentran en sintonía con la propuesta agroecológica: alta diversidad de cultivos, utilización de fertilizantes de base biológica (abonos) y presencia constante de mano de obra en la finca, entre otros.

Una de las cuestiones clave identificadas para la horticultura es la comercialización de los productos. Hasta ahora, la mayoría de los productores, aún los agroecológicos, utilizan canales comerciales tradicionales para su producción⁸, recibiendo un bajo precio tanto para productos convencionales como agroecológicos. Esto ha llevado a que los grupos que realizan agroecología vayan avanzando hacia sistemas de integración vertical, que incluyen la comercialización de sus productos, la generación de bioinsumos, etc. Estos canales de comercialización han sido denominados Redes Alimentarias Alternativas, e incluyen canales cortos (del productor al consumidor), como ferias verdes, bolsones de hortalizas, puntos minoristas propios, etc.

En este contexto, están dadas las condiciones para el inicio de procesos masivos de transición agroecológica de productoras/es hortícolas. De hecho, la agroecología se convirtió en un movilizador para diferentes organizaciones sociales. En algunos casos, el interés por el pasaje a la agroecología está vinculado por las tensiones relacionadas al uso de agroquímicos en zonas pobladas; por el proceso de concientización de las/os propias/os productoras/es y los riesgos de exposiciones agudas y crónicas a

8 Principalmente mercado concentrador y compra por intermediarios directos, modalidad también conocida como “cullata de camión”. Actualmente la búsqueda de canales alternativos de comercialización la realizan tanto productores con manejo convencional como agroecológico, ya que los precios que reciben en los canales tradicionales son bajos en proporción al precio final de los productos.

este tipo de productos. En otros casos, la conversión se explica fundamentalmente por la progresiva descapitalización del productor, que, al no contar con capital suficiente para adquirir los insumos, comenzó un proceso forzado de producción con bajo uso de insumos externos, lo cual fue convirtiéndose paulatinamente en tecnologías agroecológicas.

Así hay casos de conformación de agrupamientos productivos, tendientes hacia la creación de colonias agrícolas, especialmente en el oeste del AMBA (Luján y Mercedes). Sin embargo, aún no se observa un proceso masivo de transición. Tal vez esto tenga varias causas explicativas. Una de ellas puede ser los condicionantes “tranqueras afuera” de las explotaciones tienen alto peso (esferas de circulación, distribución y consumo). Otro elemento puede estar dado porque la mayor parte de las unidades productivas se trata de productores aislados, sin ningún grado de organización. El proceso de transición requiere acompañamiento técnico (desde lo productivo y comercial). Este tipo de organizaciones sociales cumplen con varios de estos roles. Otra cuestión fundamental está dada por el acceso a la tierra. En tanto la mayor parte de las unidades acceden a la tierra mediante arrendamientos en condiciones irregulares. Esto restringe fuertemente iniciar cualquier tipo de acción a mediano o largo plazo, con la presión constante de maximizar los rendimientos para cubrir las cuotas mensuales del canon de arrendamiento (Defensoría del Pueblo de la Provincia de Buenos Aires, 2020).

Periurbanos y franjas de no fumigación. Asociado a la producción periurbana, y rural, se destaca una situación que está comenzando a tomar cada vez más peso. Se trata del progresivo establecimiento de franjas de no fumigación en zonas periurbanas de centros poblados. Si bien es objeto de investigación y debate el alcance o riesgos de dichas prácticas, a partir de la sensibilización social comenzaron a establecerse normativas municipales o distritales que establecen un “área de exclusión” donde se prohíbe la fumigación aérea y terrestre de plaguicidas. Esto afecta a la agricultura convencional extensiva e intensiva (hortícola y florícola) y a algunas prácticas de manejo en pasturas implantadas, para el caso de la ganadería. Las áreas de exclusión dependen del mecanismo de aplicación (aérea o terrestre) y son producto del debate, pero las propuestas van desde los 50 m hasta los 2.000 m de los centros poblados.

Las provincias con mayor cantidad de distritos bajo normativa equivalente son Santa Fe, Córdoba y Buenos Aires. En esta última, la Corte Suprema solicitó una uniformización de criterios mediante la sanción de una normativa provincial que regule las distancias entre las pulverizaciones y los centros poblados. Un caso de gran interés fue el del cordón de la ciudad de Mar del Plata, donde la sanción de normativas restrictivas generó fuertes conflictos entre el sector productivo y las nuevas urbanizaciones.

Estudiar y conocer este tipo de situaciones es de vital interés porque se trata de restricciones concretas a la producción convencional o a que se utilicen insecticidas. Esta restricción externa a la unidad productiva puede generar distintas trayectorias locales: (i) que efectivamente se comiencen a implementar estrategias agroecológicas, (ii) que las tierras queden fuera de producción por abandono de los productores, o (iii) que comiencen a urbanizarse, generándose generalmente barrios cerrados. Sin embargo, el abandono de las tierras (ítem ii) ha sido la situación más frecuente. Esto demuestra que la sanción de estas normativas implica abordar un sistema de ordenamiento territorial, con énfasis en la restricción al tipo de tecnología a utilizar y requieren información clara y precisa sobre los impactos reales de su aplicación.

Agricultura urbana. Se denomina agricultura urbana a la producción agropecuaria en el interior de zonas urbanas, esto es, en las ciudades. Las producciones más frecuentes son la horticultura y la cría de pequeños animales de granja. Los productos se destinan mayoritariamente al autoconsumo y, en menor medida, a la venta o intercambio de los posibles excedentes producidos. Las personas productoras habitualmente poseen otras actividades laborales, y utilizan la actividad para generar productos para autoconsumo y/o diversificar ingresos.

En Argentina existen varias experiencias institucionalizadas de agricultura urbana, las cuales sostienen al enfoque agroecológico como propuesta técnica. Es interesante destacar que además se menciona explícitamente la soberanía alimentaria como marco de referencia. El ejemplo más importante a nivel nacional es el Programa Pro-Huerta, financiado por el Ministerio de Desarrollo Social de la Nación Argentina y ejecutado por el INTA. Este programa se ejecuta desde hace más de 20 años, con un alcance de más del 90% de los municipios y una población involucrada de aproximadamente 3,4 M de habitantes (INTA, 2009). Un ejemplo exitoso a nivel distrital es el Programa de Agricultura Urbana de la Municipalidad de Rosario, Santa Fe (PAU, 2012). Estas dos experiencias se encuentran debidamente documentadas, aunque la producción urbana de carácter *traspatio*⁹ excede claramente la propuesta institucionalizada.

Es interesante destacar que, en el caso de la agricultura urbana, el enfoque agroecológico es el más difundido. Bajo dicho esquema, los fertilizantes de síntesis química y los plaguicidas tienen un uso casi inexistente. En ambas experiencias (Pro-Huerta y PAU), se suman además esquemas económicos alternativos, que incluyen la distribución y consumo. Utilizan como enfoque teórico la economía social y solidaria. La producción se destina principalmente al autoconsumo de los grupos familiares. En el caso de la venta de excedentes, la misma se suele realizar por canales de comercialización no formales, como ferias verdes, redes, etc. (Cittadini *et al.*, 2010).

6. A modo de cierre

El modelo histórico de desarrollo ha tenido al crecimiento económico como factor clave. El mismo se ha basado principalmente (o al menos en los últimos 150 años), en un proceso expansivo de apropiación y consumo de bienes no renovables, con consecuencias ambientales (como la emisión de GEI) que tienen impactos globales como el Cambio Climático.

La evolución del sistema agroalimentario permitió la expansión de la producción de materias primas destinadas a alimentos. Hubo un aumento en la productividad física, con excedentes alimentarios crecientes. Sin embargo, estos excedentes no fueron distribuidos con un criterio de equidad, sino mediado simplemente por el mercado (lo que lleva a que sigan existiendo personas con hambre, aun en la Argentina).

Es esencial modificar el patrón de apropiación y consumo de bienes y recursos no renovables. El mismo sigue un aumento exponencial en las últimas décadas. Se deben modificar los patrones globales, especialmente de los países desarrollados y aquellos con mayor tasa de expansión en las emisiones de GEI (China e India). Las restricciones externas al sistema humano marcan un límite a la expansión

9 Producción realizada en el propio lugar de residencia.

de esta forma de producción y distribución de alimentos. El Cambio Climático Global ya es un hecho, y las posturas tecno-optimistas parecieran no tomar real dimensión de la amenaza.

Es importante diagnosticar que el modelo actual de desarrollo está en crisis. Es necesario también contar con una propuesta alternativa lo suficientemente consolidada que pueda dar respuesta a dicha crisis. Esta propuesta debe ser lo suficientemente amplia y general para que incluya a las múltiples sociedades y actores económicos y políticos, tanto de la Argentina, como del resto de América Latina y el planeta.

Las formas de producción agropecuaria también se enmarcan en este proceso de crisis. Surgen dos miradas en pugna: (i) la intensificación sostenible, que pareciera orientarse a mayores aplicaciones de tecnología, aunque seguramente con el efecto de generar mayor concentración por la exclusión de quienes “queden afuera”; y, por el otro, (ii) la agroecología en diferentes vertientes.

La agroecología tiene la particularidad de no tener conformada aún un cuerpo teórico acabado, sino que está frente a un proceso de plena expansión e institucionalización incipiente. La amplitud ideológica y tecnológica de la agroecología constituye una fortaleza y una debilidad. Una parte sustantiva de quienes realizan prácticas agroecológicas no forman parte específica y activa de una de las corrientes establecidas (biodinámica, permacultura, etc.); o bien, toman distintos elementos y los van organizando y conjugando localmente. Eso le imprime una gran vitalidad creadora a la agroecología; que termina siendo una disciplina, movimiento y práctica; y se nutre tanto del conocimiento científico como de las prácticas y saberes de agricultoras/es. Pero, por otra parte, esto hace complejo su delimitación y estructuración. Es decir, si todo puede ser agroecológico, ¿qué cosas no lo es? ¿Cuáles elementos le dan su sentido último? ¿Es el hecho de no utilizar agroquímicos? ¿Se trata de trabajar sobre procesos ecosistémicos? ¿Es la búsqueda de una sociedad más justa?

El origen y devenir plebeyo de la agroecología es un fuerte dolor de cabeza para los guardianes de la ortodoxia. Están aquellos que no niegan (porque ya no pueden) su existencia, pero que reclaman que debe ser exclusivamente “científica”, y centrada en tecnologías, y sólo a nivel establecimiento. Los otros, exigen la mayor radicalización y rupturismo posible: la agroecología debe ser anti-estado, campesina (aunque en su región sea difícil de encontrar estos sujetos agrarios) y solo puede nutrirse de conocimientos ancestrales. De lo contrario, no será, dicen ambos.

Y, finalmente, se desenvuelve la agroecología que, entre ambas posiciones, con certezas y descubrimientos, va construyendo diferentes formas de agricultura, que buscan ser ambiental, económica y socialmente más justas. Estas formas toman sentido en tanto se orientan a la soberanía alimentaria. La soberanía alimentaria puede existir si se integra a una acción superior, la de la soberanía nacional. La misma tiene que incluir una perspectiva económica, tecnológica y alimentaria, debe plantear una mirada superadora e integradora para toda la sociedad, que sea justa y equitativa. Para ello, debe ir más allá de la dicotomía entre el crecimiento verde y decrecimiento, un modelo de desarrollo nacional inclusivo.

Bibliografía

- Alkon, A. H. y Mares, T. M. (2012). Food sovereignty in US food movements: radical visions and neoliberal constraints. *Agriculture and Human Values*, 29(3): 347-359. Doi: 10.1007/s10460-012-9356-z
- Altieri, M. y Nicholls, C. (2000). Agroecología. Teoría y práctica para una agricultura sustentable. México, México: PNUMA.
- Aparicio, V. C., Zamora, M., Barbera, A., Castro-Franco, M., Domenech, M., De Geronimo, E. y Costa, J. L. (2018). Industrial agriculture and agroecological transition systems: A comparative analysis of productivity results, organic matter and glyphosate in soil. *Agricultural Systems*, 167: 103-112. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2018.09.005>
- Archetti, E. P. y Stølen, K. A. (1975). Explotación familiar y acumulación de capital en el campo argentino. Buenos Aires, Argentina: Siglo XXI.
- Benencia, R. (2002). Transformaciones en la horticultura periurbana bonaerense en los últimos cincuenta años. El papel de la tecnología y la mano de obra. Actas del XIII Economic History Congress. Buenos Aires, Argentina.
- Bernstein, H. (2014). Food sovereignty via the 'peasant way': a sceptical view. *Journal of Peasant Studies*, 41(6): 1031-1063. Doi: <https://doi.org/10.1080/03066150.2013.852082>
- Buch-Hansen, H. (2018). The Prerequisites for a Degrowth Paradigm Shift: Insights from Critical Political Economy. *Ecological Economics*, 146: 157-163. Doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2017.10.021>
- Calle Collado, A. (2011). Aproximaciones a la democracia radical. En: Calle Collado, A. (Ed.). *Democracia radical: entre vínculos y utopías*. (15-52.). España: Icaria.
- Carballo, C. (2011). Soberanía alimentaria y producción de alimentos en Argentina. En: Gorbam, M. (Ed.). *Seguridad y Soberanía Alimentaria*. (11-49). Buenos Aires, Argentina: Colección Cuadernos.
- Caron, P., Biénabe, E. y Hainzelin, E. (2014). Making transition towards ecological intensification of agriculture a reality: the gaps in and the role of scientific knowledge. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 8: 44-52. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2014.08.004>
- Cerdá, E. y Sarandón, S. J. (2015). Producción extensiva de cereales y carne bovina en forma agroecológica. Congreso Latinoamericano de Agroecología. La Plata. Recuperado de: <http://sedici.unlp.edu.ar/handle/10915/52645>
- Cittadini, R., Caballero, L., Moricz, M. y Mainella, F. (2010). Economía social y agricultura familiar. Hacia la construcción de nuevos paradigmas de intervención. Buenos Aires, Argentina: Ediciones INTA. Recuperado de http://online.inta.gov.ar/prohuerta/archivos/libro_economia_social_22-04-2010.pdf
- Connor, D. J. (2008). Organic agriculture cannot feed the world. *Field Crops Research*, 106(2): 187-190. Doi:10.1016/j.fcr.2007.11.010
- Connor, D. J. (2013). Organically grown crops do not a cropping system make and nor can organic agriculture nearly feed the world. *Field Crops Research*, 144: 145-147. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2012.12.013>
- Daly, H. (1974). The economics of the steady state. *The American Economic Review*, 64(2): 15-21. Recuperado de: <http://www.jstor.org/stable/1816010>
- de Ponti, T., Rijk, B., y van Ittersum, M. K. (2012). The crop yield gap between organic and conventional agriculture. *Agricultural Systems*, 108: 1-9. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2011.12.004>
- Defensoría del Pueblo de la Provincia de Buenos Aires. (2020). Documento diagnóstico. Arrendamientos rurales en el Partido de La Plata. La Plata: Defensoría del Pueblo de la Provincia de Buenos Aires. Recuperado de: <https://www.defensorba.org.ar/pdfs/informes-tecnicos-upload-2019/documento-diagnostico-arrendamientos-rurales-agosto-2018.pdf>
- Desmarais, A. A. (2008). The power of peasants: Reflections on the meanings of La Vía Campesina. *Journal of Rural Studies*, 24(2), 138-149. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.jrurstud.2007.12.002>
- Ellen MacArthur Foundation. (2019). *Cities and Circular Economy for Food*. Londres, UK: Ellen MacArthur Foundation. Recuperado de: https://www.ellenmacarthurfoundation.org/assets/downloads/Cities-and-Circular-Economy-for-Food_280119.pdf

- Ellen MacArthur Foundation. (2021). What is a circular economy? Recuperado de: <https://www.ellenmacarthurfoundation.org/circular-economy/concept>
- FAO. (2018). Los 10 elementos de la agroecología: guía para la transición hacia sistemas alimentarios y agrícolas sostenibles. Roma: FAO. Recuperado de: <http://www.fao.org/family-farming/detail/es/c/1147773/>
- Francis, C., Lieblein, G., Gliessman, S., Breland, T. A., Creamer, N., Harwood, R. y Poincelot, R. (2003). Agroecology: The Ecology of Food Systems. *Journal of sustainable agriculture*, 22(3): 99-118. Doi: 10.1300/J064v22n03_10
- Gerber, J. F. (2020). Degrowth and critical agrarian studies. *Journal of Peasant Studies*, 47(2): 235-264. Doi: 10.1080/03066150.2019.1695601
- Giraldo, O. F. (2018). *Ecología política de la agricultura: Agroecología y posdesarrollo*. México, México: El Colegio de la Frontera Sur.
- Giraldo, O. F. y Rosset, P. M. (2016). La agroecología en una encrucijada: entre la institucionalidad y los movimientos sociales. *Guaju*, 2(1): 14-37. Doi: <http://dx.doi.org/10.5380/guaju.v2i1.48521>
- Gliessman, S. (2016). Transforming food systems with agroecology. *Agroecology and Sustainable Food Systems*, 40(3): 187-189. Doi: <http://dx.doi.org/10.1080/21683565.2015.1130765>
- Gliessman, S.R. (2018). Defining Agroecology. *Agroecology and Sustainable Food Systems*, 42(6): 599-600. Doi: 10.1080/21683565.2018.1432329
- Gliessman, S.R. (2002). *Agroecología: procesos ecológicos en agricultura sostenible*. Costa Rica: CATIE.
- Gliessman, S. R. (2014). *Agroecology: the ecology of sustainable food systems*. 3ª ed. Boca Ratón, Florida, USA: CRC Press.
- Grau, H. R., Gasparri, N., Morales, M., Grau, A., Araoz, E., Carilla, J. y Gutiérrez, J. (2007). Regeneración ambiental en el noroeste argentino. *Ciencia Hoy*, 17(100): 46-60.
- Grau, H. R., Gasparri, N. y Aide, T. M. (2005). Cambios ambientales y responsabilidad de los científicos: el caso del noroeste argentino. *Ciencia Hoy*, 15(87): 17-18.
- Hickel, J. (2020). *Less is more: How degrowth will save the world*. Nueva York, USA: Random House.
- Hickel, J. y Kallis, G. (2020). Is green growth possible? *New Political Economy*, 25(4): 469-486. Doi: <https://doi.org/10.1080/13563467.2019.1598964>
- Holmgren, D. (2002). *Permaculture: Principles & pathways beyond sustainability*. Australia: Holmgren Design Services.
- Holmgren, D. (2012). *Future scenarios: how communities can adapt to peak oil and climate change*. Londres, UK: Chelsea Green Publishing.
- Holt-Giménez, E. (2006). *Campeño a campesino: voices from Latin America's farmer to farmer movement for sustainable agriculture*. Food First Books.
- Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria-INTA. (2009). Presentación Institucional Programa Pro-Huerta. Recuperado de: <http://www.inta.gov.ar/extension/prohuerta/ins/institucional.htm>
- Jansen, K. (2015). The debate on food sovereignty theory: Agrarian capitalism, dispossession and agroecology. *Journal of Peasant Studies*, 42(1): 213-232. Doi: <https://doi.org/10.1080/03066150.2014.945166>
- Kallis, A. (2018). Populism, Sovereignism, and the Unlikely Re-Emergence of the Territorial Nation-State. *Fudan Journal of the Humanities and Social Sciences*, 11(3): 285-302. Doi: 10.1007/s40647-018-0233-z
- La Vía Campesina. (2008). Documentos políticos de La Vía Campesina. V Conferencia Mozambique, del 17 al 23 de octubre, 2008. Recuperado de: <https://viacampesina.org/es/documentos-politicoslvc/>
- Le Gall, J. L. y García, M. (2010). Reestructuraciones de las periferias hortícolas de Buenos Aires y modelos espaciales ¿Un archipiélago verde? *EchoGéo*, 11. Recuperado de: <http://echogeo.revues.org/11539>
- Lélé, S. M. (1991). Sustainable development: a critical review. *World development*, 19(6): 607-621. doi: [https://doi.org/10.1016/0305-750X\(91\)90197-P](https://doi.org/10.1016/0305-750X(91)90197-P)
- Marasas, M. E., Cap, G. B., De Luca, L. C., Pérez, M. y Pérez, R. A. (2012). *El camino de la transición agroecológica*. Buenos Aires, Argentina: Ediciones INTA.

- Martínez-Alier, J. (2012). Environmental Justice and Economic Degrowth: An alliance between two movements. *Capitalism Nature Socialism*, 23(1), 51-73. Doi: 10.1080/10455752.2011.648839
- Milanovic, B. (2017). The illusion of “degrowth” in a poor and unequal world. Recuperado de: <http://glineq.blogspot.com/2017/11/the-illusion-of-degrowth-in-poor-and.html>
- Mollison, B. y Holmgren, D. (1978). *Permaculture*. Australia: Lesmurdie Progress Association.
- O'Neill, D., Fanning, A., Lamb, W. y Steinberger, J. (2018). A Good Life for All Within Planetary Boundaries. *Nature Sustainability*, 1(2): 88-95. Doi: <https://doi.org/10.1038/s41893-018-0021-4>
- Organisation for Economic Co-operation and Development-OECD. (2020). *Towards Sustainable Land Use: Aligning Biodiversity, Climate and Food Policies*. Paris, Francia: OECD Publishing. doi: <https://doi.org/10.1787/3809b6a1-en>
- Overbeek, H. y Van Apeldoorn, B. (2012). *Neoliberalism in crisis*. Londres, UK: Palgrave Macmillan.
- Palmisano, T. (2018). Las agriculturas alternativas en el contexto del agronegocio. Experiencias en la provincia de Buenos Aires, Argentina. *Estudios sociales*, 28(51). Doi: <http://dx.doi.org/10.24836/es.v28i51.513>
- Patel, R. (2009). Food sovereignty. *Journal of Peasant Studies*, 36(3): 663-706. Doi: <https://doi.org/10.1080/03066150903143079>
- Programa de Agricultura Urbana-PAU. (2012). Información Institucional. Recuperado de: http://www.rosario.gov.ar/sitio/desarrollo_social/empleo/programa_au.jsp
- Piketty, T. (2014). *El capital en el siglo XXI*. Buenos Aires, Argentina: Fondo de Cultura Económica.
- Rigby, D. y Cáceres, D. (2001). Organic farming and the sustainability of agricultural systems. *Agricultural Systems*, 68(1): 21-40. doi: [https://doi.org/10.1016/S0308-521X\(00\)00060-3](https://doi.org/10.1016/S0308-521X(00)00060-3)
- Rosset, P. (2003). Food Sovereignty: Global rallying cry of farmer movements. *Institute for Food and Development Policy Background*, 9(4): 1-5. Recuperado de: https://foodfirst.org/wp-content/uploads/2013/12/BK9_4-Fall-2003-Vol-9-4-Food-Sovereignty.pdf
- Schröder, E. y Storm, S. (2020). Economic Growth and Carbon Emissions: The Road to “Hothouse Earth” is Paved with Good Intentions. *International Journal of Political Economy*, 49(2): 153-173. doi: <https://doi.org/10.1080/08911916.2020.1778866>
- SENASA. (2020). Situación de la Producción Orgánica en la Argentina durante el año 2019. Recuperado de: https://www.argentina.gob.ar/sites/default/files/1_situacion_de_la_po_en_la_argentina_ano_2019_0.pdf
- Sevilla Guzmán, E. (2002). Agroecología y desarrollo rural sustentable: una propuesta desde Latino América. En: Sarandón, S. (Ed.). *Agroecología. El camino hacia una agricultura sustentables*. Buenos Aires, Argentina: Ediciones Científicas Americanas.
- Sevilla Guzmán, E. (2006). Agroecología y Agricultura Ecológica: Hacia una “Re” construcción de la Soberanía Alimentaria. *Agroecología*, 1. Recuperado de: <http://revistas.um.es/agroecologia/article/view/13>
- Souza Casadinho, J. (2009). La precarización en las condiciones laborales: su relación con el uso de plaguicidas y deterioro en la salud. En: Benencia, R., Quaranta, G. y Souza Casadinho, J. (Coords.). *Cinturón Hortícola de la Ciudad de Buenos Aires: cambios sociales y productivos*. (127-152). Buenos Aires, Argentina: CICCUS.
- Stahel, W. R. (2019). *The circular economy: A user's guide*. Nueva York, USA: CRC Press - Routledge.
- Tittonell, P. (2014). Ecological intensification of agriculture-sustainable by nature. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 8: 53-61. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2014.08.006>
- Tsakoumagkos, P., González, M.d.C., y Román, M. E. (2009). Tecnología y pequeña producción agropecuaria en la Argentina: una caracterización basada en el Censo Nacional Agropecuario 2002 y en estudios de caso. Buenos Aires, Argentina: Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca.
- Van der Ploeg, J. D. (2010). *Los nuevos campesinos: campesinos e imperios alimentarios*. 1ª ed. Barcelona, España: Icaria.
- Viglizzo, E. F. (2017). *Las dos caras de Jano: seguridad alimentaria en tiempos de tensión ambiental*. Buenos Aires, Argentina: Ediciones de Yeug.

- Wezel, A., Bellon, S., Doré, T., Francis, C., Vallod, D. y David, C. (2009). Agroecology as a science, a movement and a practice. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 29(4): 503-515. doi: <https://doi.org/10.1051/agro/2009004>
- Wittman, H. (2009). Reworking the metabolic rift: La Vía Campesina, agrarian citizenship, and food sovereignty. *Journal of Peasant Studies*, 36(4): 805-826. Doi: <https://doi.org/10.1080/03066150903353991>
- Woodhouse, P. (2010). Beyond industrial agriculture? Some questions about farm size, productivity and sustainability. *Journal of Agrarian Change*, 10(3): 437-453. Doi: <https://doi.org/10.1111/j.1471-0366.2010.00278.x>

Deterioro de los recursos naturales. Degradación y calidad de suelos

Patricia Lilia Fernández y Filipe Behrends Kraemer

1. Introducción al deterioro de los recursos naturales

Los recursos naturales, desde una perspectiva antropocéntrica, son aquellos elementos de la naturaleza utilizados por el ser humano y que, por la forma de apropiación, pudo conllevar al uso inadecuado de los mismos, y de este modo a procesos de deterioro. La evolución en el conocimiento de los procesos de deterioro dio lugar en las distintas sociedades a la formulación de innovadoras doctrinas, y la creación de nuevos derechos, entre los que se encuentra el derecho a un ambiente sano y ecológicamente equilibrado.

Como consecuencia de esta toma de conciencia sobre la importancia de conservar los recursos naturales surge en el concepto de sustentabilidad. Este concepto involucra tres dimensiones, siendo necesario el equilibrio de ellas para lograr la sustentabilidad del agroecosistema (*Figura 14.1*). En definitiva, un agroecosistema sustentable implica que sea suficientemente productivo consiguiéndolo a través de la protección de los suelos, de la conservación de los recursos naturales, y la obtención de productos de buena calidad. En cuanto a la dimensión social se refiere a lo que resulte socialmente justo, y en lo económico-productivo que sea viable. Finalmente, en lo relacionado a la preservación ambiental implica la protección de la atmósfera, de la biósfera, de los recursos hídricos y de los suelos.

El suelo es un recurso de importancia fundamental ya que sostiene a los agroecosistemas y cuando deja de cumplir algunas de sus funciones se desencadenan los procesos de degradación. Entre las funciones del suelo puede mencionarse el filtrado, depuración, inmovilización, sostén, y también se encuentra dentro del ciclo de nutrientes, etc. Con el fin de monitorear el estado de degradación de los suelos, estos pueden ser evaluados por las características que determinan su calidad, las cuales se pueden agrupar en indicadores de tipos físicos, químicos y biológicos (*Figura 14.1*).

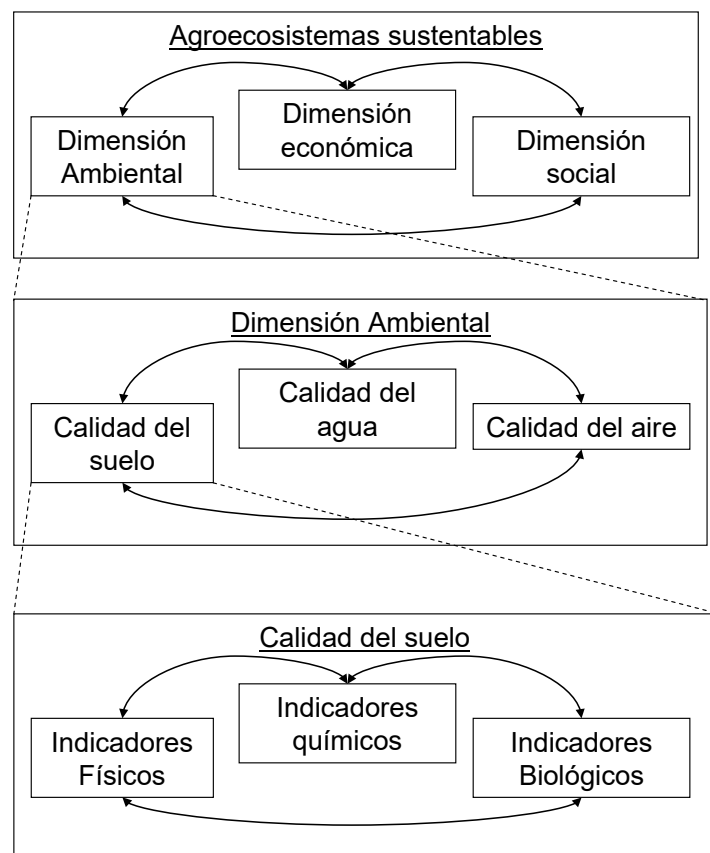


Figura 14.1. Relación jerárquica de la calidad del suelo para la sustentabilidad de los agroecosistemas. Adaptado de Karlen et al. (2003).

2. Aptitud de tierras a nivel mundial y nacional

La Tierra presenta menos del 25% de su superficie apta en algún grado para la agricultura, lo que equivale a aproximadamente 3.300 M ha (*Figura 14.2*). El grado de aptitud de las tierras que se clasifica en marginalmente aptas a la agricultura representa el 13%, las moderadamente aptas el 6%, y apenas el 3% de las mismas son aptas para el cultivo en seco sin limitaciones. Aquellas situaciones que tienen algún tipo de limitante para la agricultura requieren tratamientos o inversiones para ser cultivables (*e.g.* drenaje, riego) (Casas, 2001).

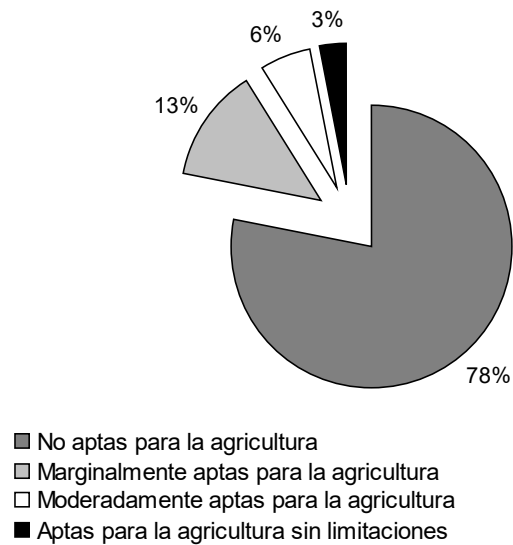


Figura 14.2. Porcentajes de la aptitud de las tierras para la agricultura a nivel mundial. Adaptado de Casas (2001).

El clima es un factor formador del suelo, que determina su aptitud y fertilidad natural. A su vez, es el clima el que determina la factibilidad de realizar agricultura en condiciones de secano. Las tierras con aptitud para realizar la agricultura bajo secano o no en la Argentina puede clasificarse en húmeda, semiárida y árida (*Figura 14.3*).

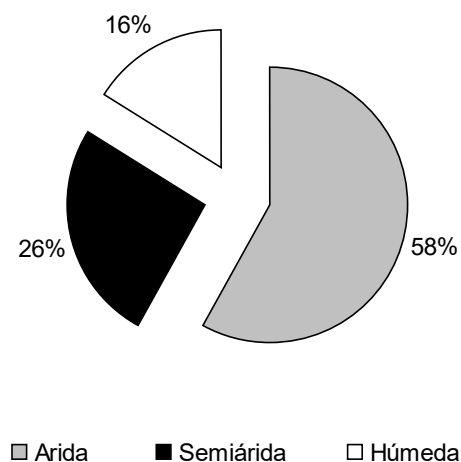


Figura 14.3. Distribución climática en relación con la aptitud de las tierras para realizar agricultura de secano en la Argentina. Adaptado de Casas (2001).

3. Degradación de tierras

Si bien en numerosos libros de texto y en definiciones sobre degradación se hace referencia al término “degradación de suelos”, el impacto de la actividad antrópica tiene efectos sobre diversos atributos de las tierras y no únicamente sobre el suelo por lo cual el concepto de “degradación de tierras” aparece como más apropiado. El concepto tierras está formado por diferentes factores/componentes -suelo, vegetación, clima, hidrología, roca, relieve, humanidad- que interactúan en el tiempo permitiendo la ocurrencia de los procesos productivos.

De acuerdo con una definición tradicional de la FAO (1974) la degradación de las tierras (*suelo* en la definición original) se produce cuando los recursos manifiestan características adversas para el mantenimiento de la estabilidad del sistema en el aprovechamiento de la tierra por el hombre. Esto se observa como la disminución de la cantidad o calidad de los productos obtenidos del sistema, o por el aumento de la cantidad de insumos que el sistema exige para mantener esa cantidad o calidad. En esa definición no pone en relevancia el efecto central del hombre como responsable de esta degradación, lo cual se hizo explícito en definiciones posteriores. Por ejemplo, FAO (1980), define a la degradación como “un proceso antropogénico que disminuye la capacidad actual y potencial del suelo -cuantitativa y cualitativamente- para producir bienes y servicios para el hombre”.

Los procesos que conducen a la degradación de tierras son complejos y dinámicos. La complejidad está dada por la dificultad de diferenciar los procesos físicos, químicos y biológicos que se encuentran íntimamente relacionados; y son dinámicos porque evolucionan permanentemente en función del manejo y el uso del suelo. Cada suelo es diferente en sí mismo y puede ser utilizado satisfactoriamente para una actividad específica, aun cuando presente propiedades que serían indeseables en otros sistemas de producción. A pesar de ocurrir en diferentes escalas temporales, a la evolución natural que tiene todo suelo se suma la actividad antrópica que induce al deterioro.

4. Tipos de degradación de tierras

Una de las clasificaciones de degradación de tierras es la propuesta por FAO, PNUMA y UNESCO (1980):

- Degradación física:
 - o Compactación del suelo
 - o Inundaciones
- Degradación química:
 - o Agotamiento de nutrientes
 - o Salinización y alcalinización
 - o Acidificación
 - o Contaminación
- Degradación biológica
- Erosión hídrica y eólica

Otras clasificaciones más actuales vinculan cuatro tipos de degradación del suelo (degradación física, degradación química, degradación biológica y degradación ecológica) además de relacionarla con la reducción de la calidad del suelo de acuerdo con la reducción de las funciones y servicios de los ecosistemas (*Figura 14.4*).

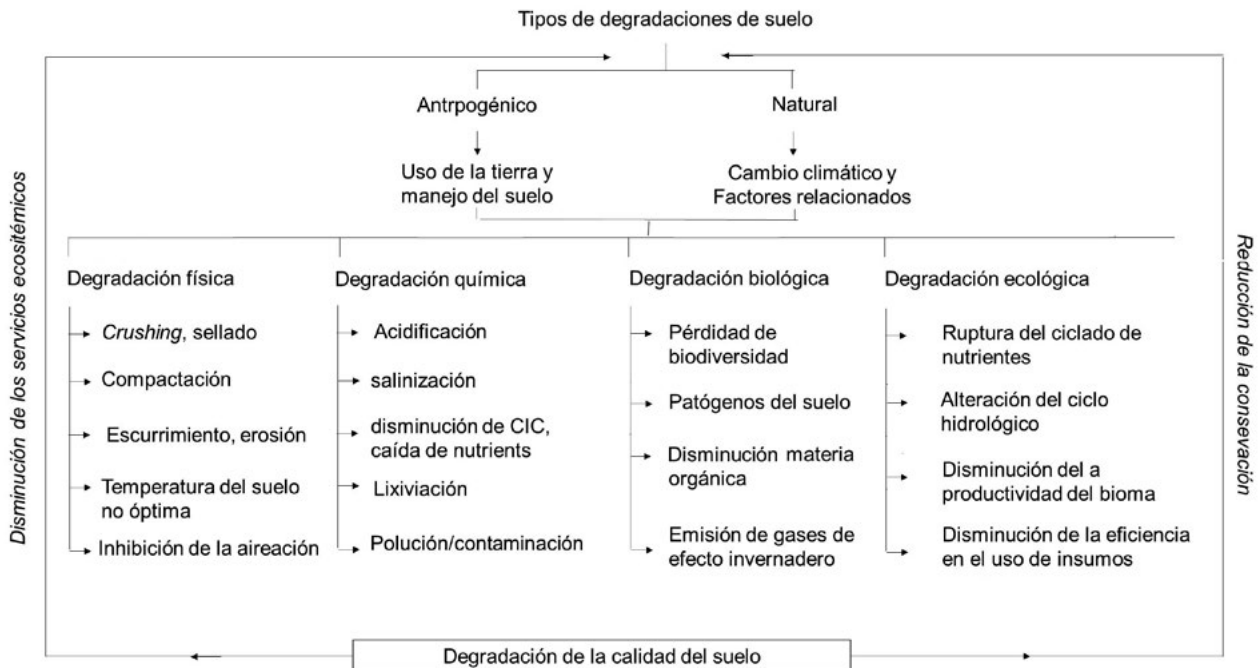


Figura 14.4. Tipos de degradación de suelos y funciones y servicios del suelo que determinan la calidad. Extraído de Lal (2015).

La degradación física del suelo generalmente resulta en una reducción en los atributos estructurales, incluida la geometría de los poros y la continuidad, agravando así el suelo susceptible a la formación de costras, compactación, menor infiltración de agua, aumento de la escorrentía superficial, viento y erosión hídrica, mayores fluctuaciones de la temperatura del suelo y una mayor propensión a la desertificación.

La degradación química del suelo se caracteriza por acidificación, salinización, agotamiento de nutrientes, reducción capacidad de intercambio catiónico (CIC), aumento de la toxicidad de Al o Mn, deficiencias de Ca o Mg, lixiviación de NO₃⁻ u otros nutrientes vegetales esenciales, o contaminación por desechos o subproductos industriales.

La degradación biológica del suelo refleja el agotamiento de la reserva de carbono orgánico del suelo (COS), la pérdida en el suelo biodiversidad, entre otras. La degradación ecológica refleja una combinación de las tres y conduce a la interrupción de las funciones del ecosistema, tanto de los ciclos elementales, infiltración y depuración de agua, perturbaciones del ciclo hidrológico, y una disminución de la productividad neta del bioma. La disminución general de la calidad del suelo, tanto producto natural como por factores antropogénicos, tiene una fuerte retroalimentación positiva que conduce a una disminución en los servicios de los ecosistemas y reducción de la conservación de la naturaleza.

4.1. Degradación física

La estructura de un suelo y su estabilidad son características importantes en su calidad física. La estructura del suelo implica el ordenamiento espacial de las partículas y agregados y determinan la distribución de sus poros. La estabilidad de la estructura hace referencia a la permanencia de la misma

cuando se encuentra bajo el efecto de fuerzas exógenas, entre las cuales se puede mencionar las labranzas, el tránsito de ganado, el impacto de la lluvia. Esta estabilidad se debe mayormente a la acción de la materia orgánica (MO), la cual actúa cementando las partículas (“bonding”) y mediante el entramado de raíces vivas (“binding”). La degradación física del suelo está relacionada a la pérdida de la estructura del mismo, debido a la acción mecánica y a la pérdida de materia orgánica del suelo (*Figura 14.5*).

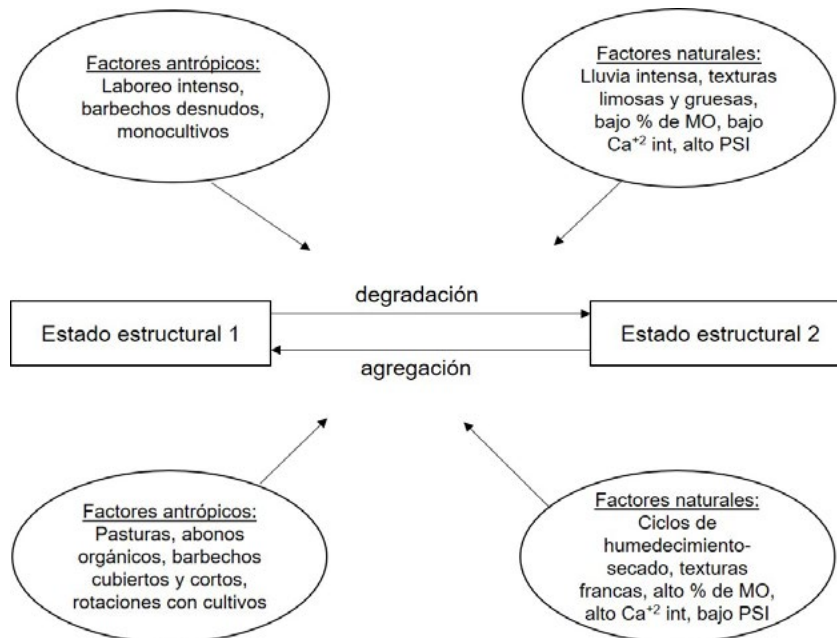


Figura 14.5. Esquema conceptual de desagregación-agregación del suelo y los factores intervinientes. MO: materia orgánica del suelo, Ca^{+2} int: calcio intercambiable, PSI: porcentaje de sodio intercambiable. Adaptado de Taboada (2008).

Sistemas de labranza. Los sistemas de labranza impactan directamente en la degradación física de los suelos por el manejo de residuos, cobertura y temperatura del suelo y, en consecuencia, en la descomposición de residuos, mineralización de la MO y estabilidad estructural del suelo. El sistema de labranza convencional (LC) consiste en el uso de implementos (e.g. arado de reja y vertedera, discos) que revierten el pan de tierra e incorporan los residuos de cosecha. La intervención de estos implementos tiene por objetivo la preparación de la cama de siembra mediante el rebatimiento y posterior refinamiento del suelo. Al incorporar los rastrojos el suelo queda desnudo y aumenta la temperatura. Los residuos vegetales enterrados en un ambiente húmedo y en íntimo contacto con el suelo presentan una rápida tasa de descomposición. Otra consecuencia de estas labores es que el suelo permanece un tiempo sin cobertura y desagregados, expuesto a la acción de las lluvias y del viento, favoreciendo procesos de erosión.

El sistema de siembra directa (SD) implica la ausencia de rebatimiento del pan tierra, y sólo existe remoción en la línea de siembra, dejando los residuos de la cosecha anterior en superficie. Para ello, las maquinarias tuvieron que adaptarse, ya que requieren de mayor peso para realizar el surco donde se deposita la semilla seguidas de las ruedas compactadoras para mejorar el contacto semilla-suelo. La adopción de la SD significó numerosos cambios, entre ellos modificaciones en la dinámica y la concentración del carbono orgánico del suelo (CO). Como consecuencia de la presencia de rastrojos en superficie disminuye la temperatura del suelo, desacelerando la tasa de mineralización. Además, los rastrojos cubren el suelo y amortiguan el impacto de precipitaciones

intensas impidiendo el estallido de agregados y el desprendimiento de partículas. En la **Figura 14.6** se puede observar como la tasa de descomposición de residuos de trigo y soja es más rápida en los sistemas de LC respecto de aquellos bajo SD.

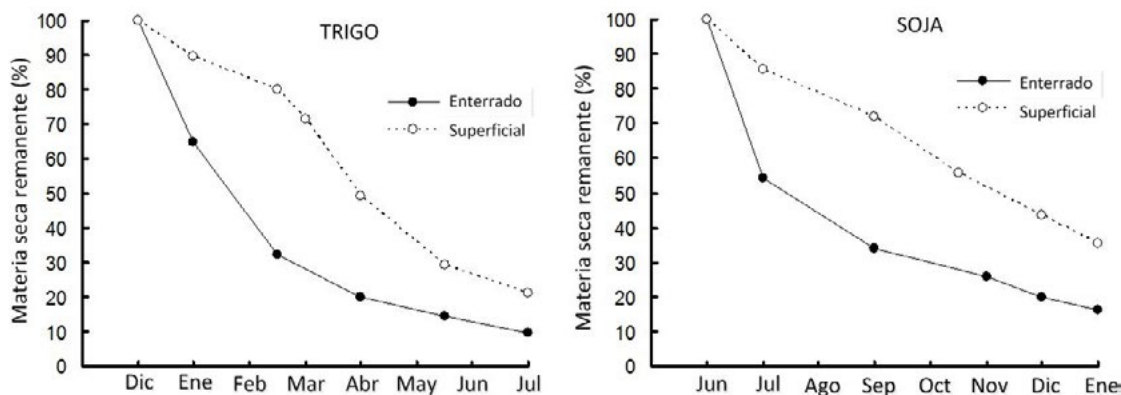
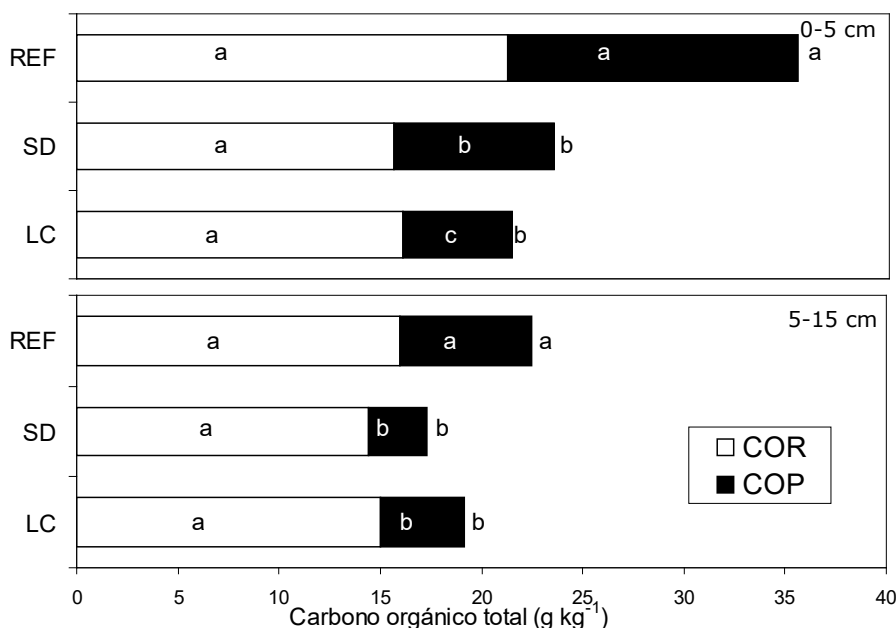


Figura 14.6. Materia seca remanente (%) de rastrojos de trigo y soja en proceso de descomposición bajo dos sistemas de labranza. Enterrado: labranza convencional y Superficial: siembra directa. Adaptado de Álvarez y Steinbach (2010).

La desaceleración de la descomposición y reducción de la mineralización de la MO bajo SD podrían suponer un incremento del contenido de la misma en el suelo bajo estos sistemas. Sin embargo, lo que ocurre es un cambio en la distribución del carbono orgánico del suelo (CO), hallándose más estratificado bajo SD. Por ejemplo, Álvarez *et al.* (2011) compararon la concentración y distribución (estratos 0-5 y 5-15 cm) del CO en una situación de referencia de suelo cuasi-prístino (REF), un suelo bajo LC y otro sujeto a SD (**Figura 14.7**). En ambos estratos, el contenido de carbono orgánico total (COT= COR+ COP) fue superior en REF respecto del contenido de los suelos bajo agricultura. En particular, en el estrato 0-5 cm se diferenció estadísticamente la fracción de carbono más lábil (COP-carbono orgánico particulado), siendo REF> SD >LC. Cuando se comparan los contenidos entre estratos tanto en la REF como en SD se observa una tendencia mayor de COT en el estrato 0-5 cm respecto de 5-15 cm. Sin embargo, en LC la concentración de COT fue más homogénea cuando se comparan los estratos (**Figura 14.7**).

Figura 14.7. Concentraciones de carbono orgánico total como la suma del carbono orgánico particulado (COP) y el carbono orgánico resistente (COR) para el estrato 0-5 cm y 5-15 cm y diferentes manejos: REF: situación cuasi-prístina o de casco de estancia (n= 7), SD: siembra directa (n= 22); LC: labranza convencional (n= 18). Letras distintas indican diferencias estadísticas (p< 0,05). Adaptado de Álvarez *et al.* (2011).



Los cambios en la dinámica y en la distribución de la MO del suelo están acompañados de cambios físicos en el suelo. La MO del suelo contribuye con el aporte de nutrientes disponibles para las plantas mediante la mineralización, pero también su rol en el suelo es el de cementar las partículas y los agregados y tornarlos más estables a fuerzas exógenas. Es así que la MO contribuye con la estabilidad estructural del suelo, una propiedad que permite evaluar su calidad en respuesta a un determinado manejo. Por ejemplo, la historia agrícola puede modificar la estabilidad estructural del suelo. Este efecto será mayor en suelos que presentan usos agrícolas que en suelos cuasi-prístinos que poseen una mejor estabilidad. A su vez una menor historia de uso presenta mejores condiciones estructurales con respecto a una larga historia (*Figura 14.8*). También, el tipo de labranza es un factor que afecta significativamente la estabilidad de los suelos encontrándose, por ejemplo, estabildades estructurales más altas bajo planteos en SD con respecto a la LC (*Figura 14.9*). Esto puede ser explicado por la alta energía aplicada al suelo por los implementos de labranzas (e.g. reja, disco, etc.) los cuales producen una extensa rotura de agregados y simplificación de los hábitats biológicos. En contraposición, la SD, mantiene gran parte de los agregados inalterados contribuyendo a su estabilización biótica y abiótica. No obstante, no en todos los casos sistemas bajo SD presentan valores adecuados de estabilidad estructural. Dentro de este sistema, la secuencia de cultivos puede modificar esta propiedad. La estabilidad de suelos tiende a ser mayor cuando la secuencia de cultivos es más diversa y existe una menor preponderancia del cultivo de soja (*Figura 14.10*). En manejos donde predomina el cultivo de soja y hay menor diversidad de cultivos, se observa una menor estabilidad debido a una menor diversidad de hábitats biológicos, diversidad y conformación de raíces y permanencia y calidad de rastrojos.

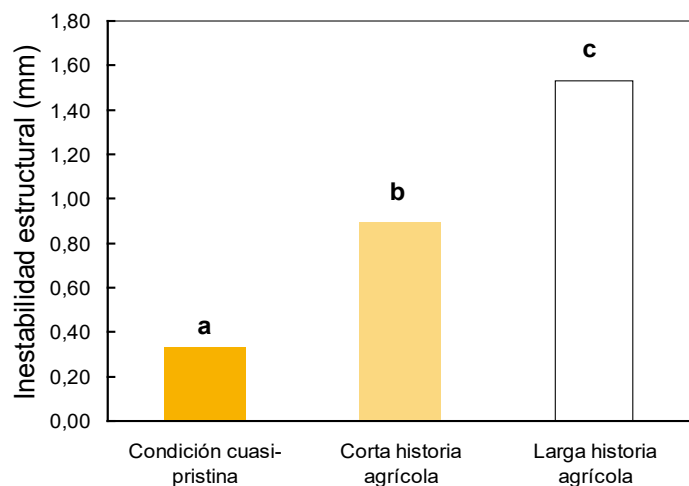


Figura 14.8. Inestabilidad estructural de suelos bajo condiciones cuasi-prístinas, con corta historia agrícola y larga historia agrícola. Letras distintas indican diferencias significativas ($p < 0,05$). Adaptado de Urricariet y Lavado (1999).

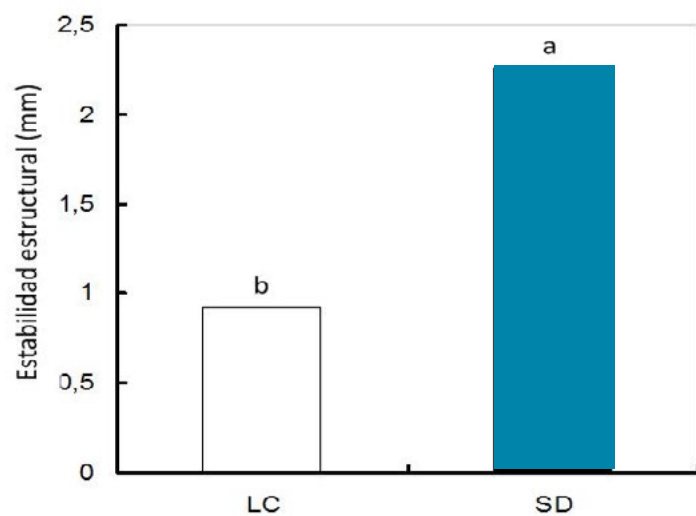


Figura 14.9. Estabilidad estructural del suelo para sistemas bajo agricultura continúa bajo labranza convencional (LC) y siembra directa (SD) en un experimento de larga duración (1993-2005). Letras distintas indican diferencias significativas ($p < 0,05$). Fuente: Adaptado de Ernst y Siri Prieto (2009).

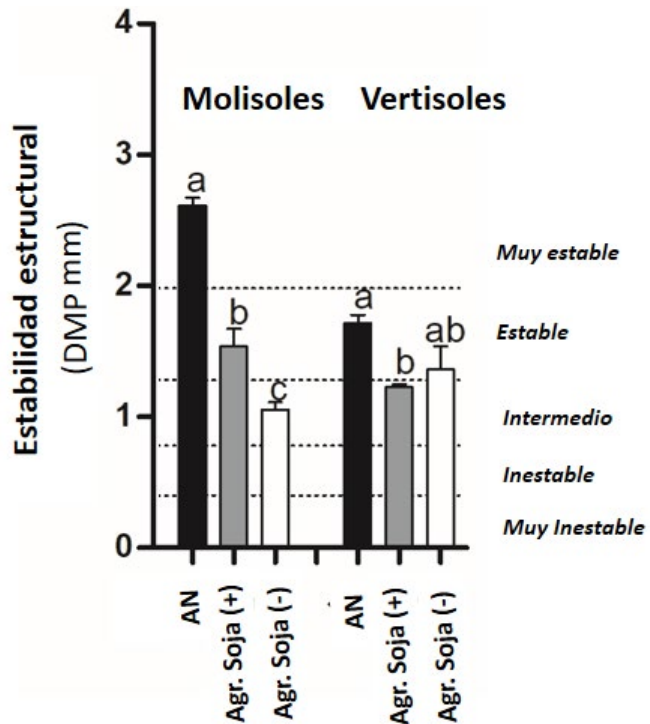


Figura 14.10. Estabilidad estructural en ambientes naturales (AN) y dos situaciones agrícolas con mayor (+) o menor (-) participación de la soja en la secuencia de cultivos para Molisoles y Vertisoles. DMP: Diámetro medio ponderado. Letras distintas indican diferencias significativas ($p < 0,05$). Adaptado de Behrends Kraemer et al. (2021).

La morfología de agregados del suelo es un estudio muy poco explorado y como indicador del estado físico de los suelos y de su funcionalidad. La morfología de los agregados del suelo ha sido utilizada para determinar procesos de degradación de sistemas, a partir de diferentes usos, tipos de labranzas, o intensidades de manejo agrícola (Álvarez et al., 2008; Kraemer et al., 2017). Los suelos han ido evolucionando y modificándose en el tiempo debido a las interacciones entre sus propiedades inherentes y el manejo. En el marco teórico de biomímesis surge el interrogante sobre en qué medida el suelo tiene su correlato con los agroecosistemas. En la **Figura 14.11** se observa los cambios

de las formas estructurales de los agregados del suelo en distintos estados de degradación del bosque. Una de las características que puede observarse en la **Figura 14.11** es la rugosidad, que resultó mayor en agregados del bosque alto (menos degradado). Los resultados muestran que, en la medida que los sitios se manejan con rasgos parecidos a los ecosistemas originales, las características morfológicas de los agregados de los suelos son mejores y presentan características de un suelo más conservado.

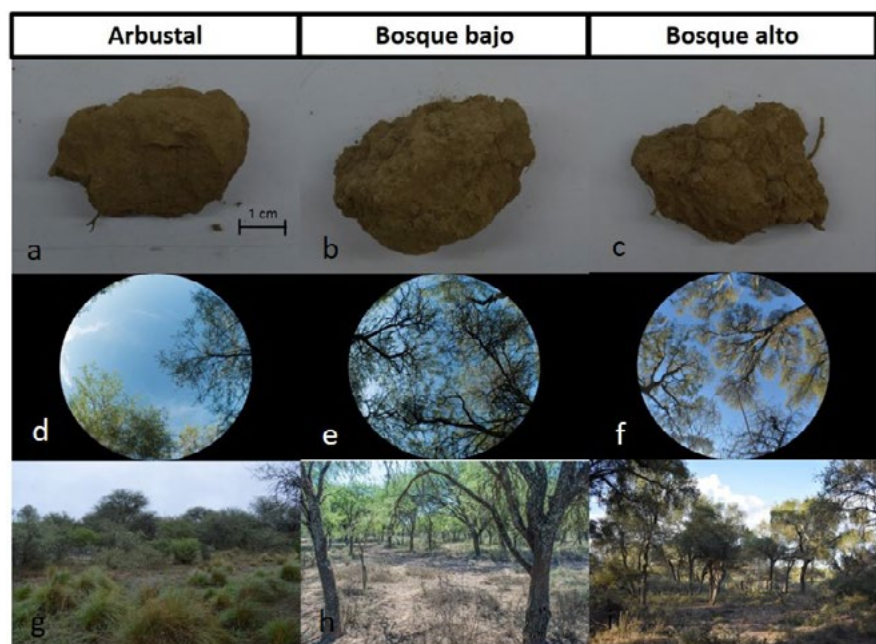


Figura 14.11. Fotos de agregados del suelo (a, b, c), de cobertura aérea (ojo de pez) (d, e, f), de paisaje (g, h, i), para el arbustal, bosque bajo y bosque alto. Extraído de Fernández et al. (2020).

Compactación del suelo. En LC la labor principal por lo general se realiza siempre a una profundidad (15-20 cm) y, por lo cual, puede generar lo que se denomina piso de arado, que es un tipo de impedancia que se clasifica como subsuperficial. El piso de arado son panes de suelo inducidos por la labor realizada siempre a la misma profundidad. En general, cualquier implemento que trabaja a una determinada profundidad y con cierta frecuencia puede generar un piso. Esta impedancia suele quedar registrada a través de la resistencia a la penetración (*Figura 14.12*).

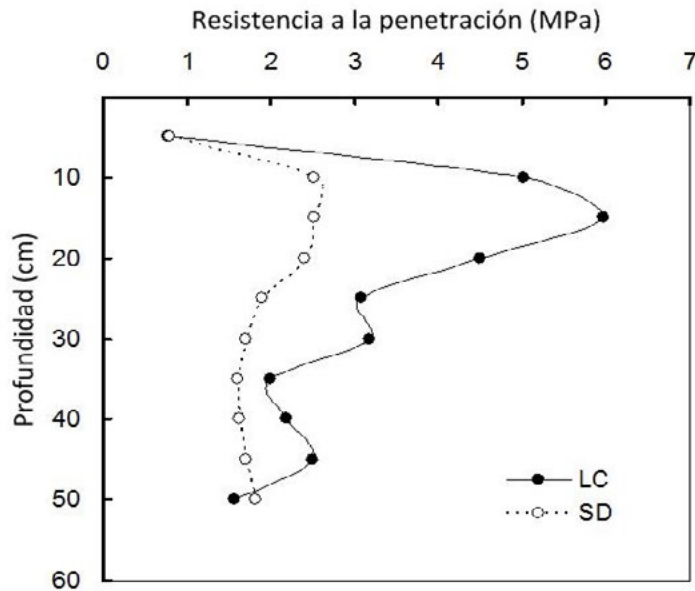


Figura 14.12. Perfil de resistencia a la penetración de un Hapludol franco arenoso. LC: labranza convencional, SD: siembra directa. Adaptado de Taboada et al. (2010).

En la SD, a diferencia de la LC, la falta de remoción del suelo puede llevar a un endurecimiento del estrato más superficial. Este endurecimiento no significa que exista un proceso de compactación, sino que se debe a esa falta de remoción. En general, en los sistemas bajo SD manejados con rotación de cultivos, un mayor volumen de residuos mejora la condición estructural. En consecuencia, la densidad aparente, indicador de la calidad del suelo, es más baja que en aquellas situaciones bajo SD y monocultivo de soja (*Figura 14.13*). Los valores más altos de densidad aparente indican una menor porosidad total del suelo, teniendo una pobre capacidad de aireación.

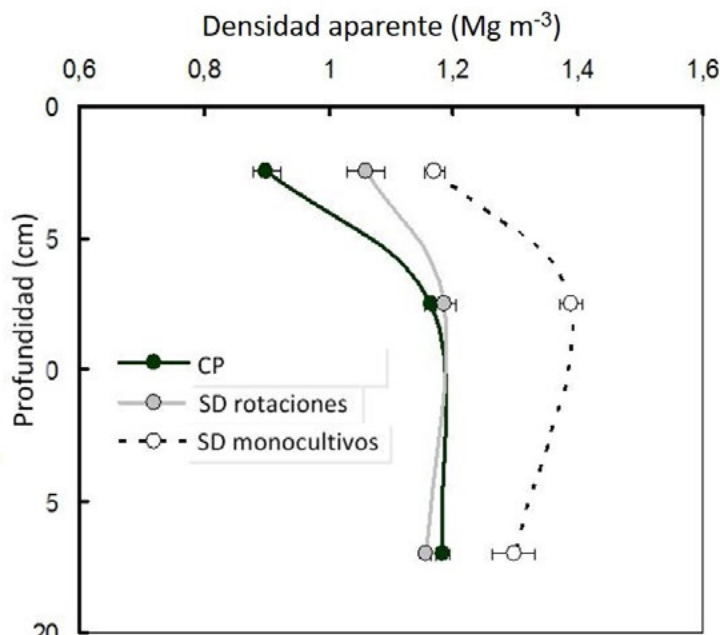


Figura 14.13. Densidad aparente de un suelo de Entre Ríos a distintas profundidades. CP: cuasi-prístino, SD rotaciones: siembra directa con rotaciones de cultivos, SD monocultivo: siembra directa con monocultivo de soja. Adaptado de Behrens Kraemer (2015).

En la **Figura 14.14** se observa como en los sistemas integrados agrícola-ganaderos de la región pampeana, la resistencia a la penetración presenta valores significativamente más altos hasta los 7,5 cm de profundidad respecto de sistemas agrícolas continuos. De acuerdo con lo hallado en bibliografía, estas diferencias se relacionan con la profundidad sobre la que el tránsito animal puede llegar a afectar. Sin embargo, cuando se analiza la densidad aparente, los valores hallados no son más altos en los sistemas agrícola-ganaderos que en aquellos sistemas bajo agricultura continua.

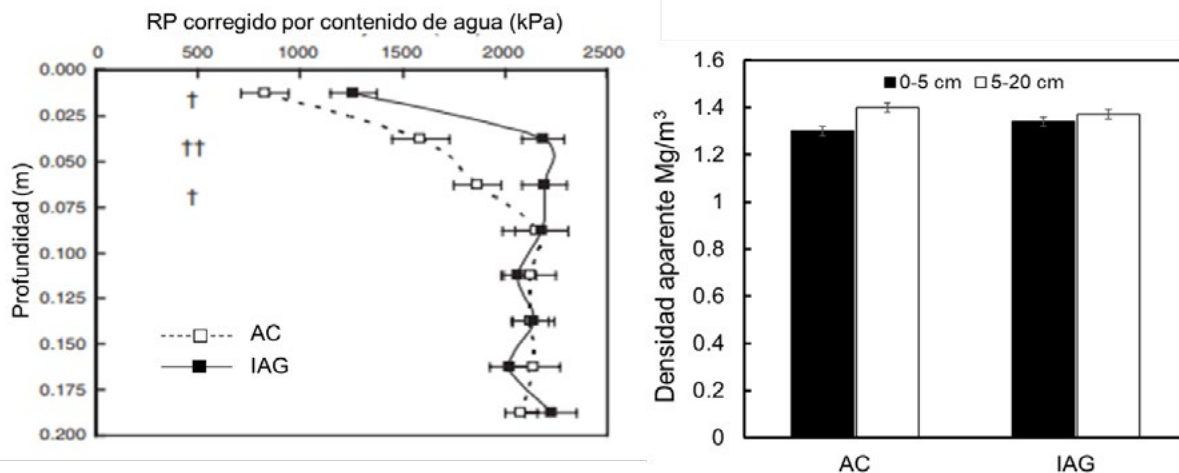


Figura 14.14. Resistencia a la penetración (RP) corregido por el contenido de agua (kPa) hasta los 0,20 m de profundidad para los sistemas productivos de agricultura continua bajo siembra directa (AC) (n= 11) y sistemas integrados agrícola-ganadero bajo siembra directa (IAG) (n= 11). Densidad aparente (Mg m⁻³) para los 0-5 cm y 5-20 cm de profundidad para los sistemas productivos de agricultura continua bajo siembra directa (AC) (n= 11) y sistemas integrados agrícola-ganadero bajo siembra directa (IAG) (n= 11). Extraído de Fernández et al. (2011).

Inundaciones. Las consecuencias de las inundaciones sobre los suelos se relacionan estrechamente con la calidad del agua inundante. La calidad del agua se mide por la presencia de sales y el tipo de sal predominante. El origen del agua inundante marca una diferencia importante. El origen puede ser la lluvia (no salina), subterránea o desborde de río (agua no salina o salina) (**Figura 14.15**).

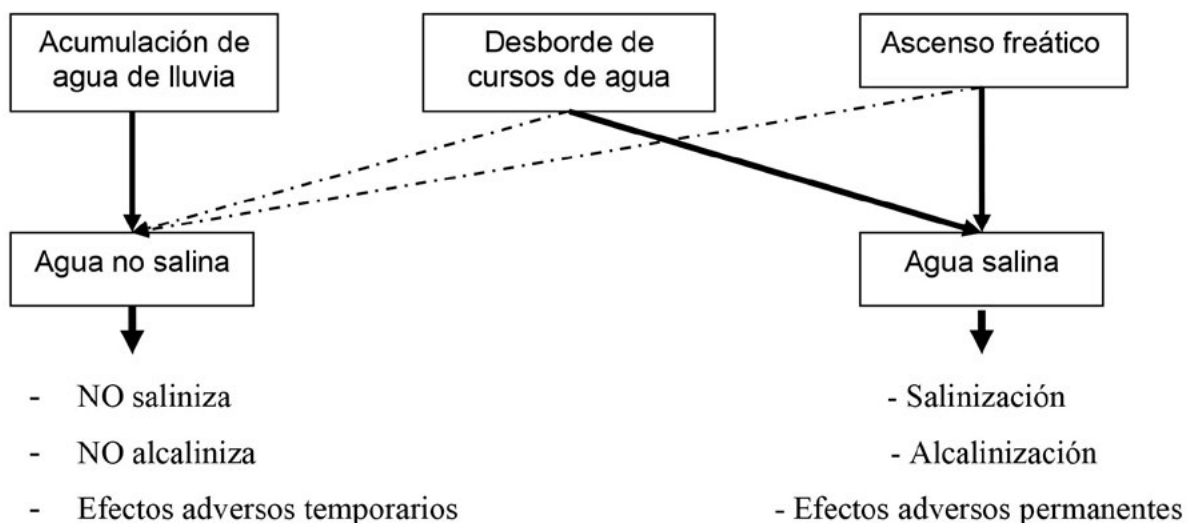
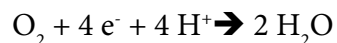


Figura 14.15. Diagrama de distintos tipos orígenes de agua de inundación y sus consecuencias sobre los suelos. Adaptado de Taboada et al. (2009).

Cuando la inundación es ocasionada por la lluvia, genera un efecto de dilución de las sales presentes en el suelo. Los problemas que surgen como consecuencia de la inundación son los relacionados a condiciones deficientes de aireación de los suelos. Esto afecta a la mayor parte de los cultivos, y a la transitabilidad de los vehículos, maquinarias y ganado.

Cuando un suelo se encuentra inundado puede comenzar a manifestar procesos de reducción. La reducción se presenta cuando se adicionan electrones de un elemento y su estado de valencia disminuye. La MO degradada por los microorganismos produce electrones, los cuales, mediante reacciones bioquímicas, los transfieren con un protón (H^+). El aceptor más común de esos electrones es el oxígeno en la siguiente reacción:



El oxígeno en agua difunde mucho más lento que en el aire. Por lo que no siempre suele ser el receptor de los electrones. Es aquí cuando aparecen otros receptores de electrones como los nitratos (NO_3^-) y se desarrolla el proceso de desnitrificación. Otros aceptores de electrones pueden ser el manganeso, el hierro y los sulfatos. Finalmente, en condiciones muy prolongadas de inundación, el CO_2 puede ser un aceptor de electrones generando como producto metano que es un gas de efecto invernadero.

Cuando todos los poros del suelo están llenos de agua no hay prácticamente daño consecuencia del tránsito de maquinaria y ganado en estas condiciones. Sin embargo, el suelo presenta situaciones de daño debido al tránsito cuando el suelo se encuentra moderadamente húmedo. Bajo estas condiciones la estabilidad estructural del suelo se pierde y hay colapso de poros con la consecuente pérdida de porosidad del suelo, en particular la macroporosidad. Las plantas se ven directamente afectadas por la falta de oxígeno para los procesos metabólicos. Las raíces inundadas poseen flujos hídricos más lentos que las raíces bajo una condición de buena aireación.

Las consecuencias de las inundaciones originadas por ascenso de la capa freática difieren de acuerdo con la concentración de sales del agua subterránea y el tipo de sal que predomina. La cantidad de sal determina el potencial de salinización de los suelos y el tipo de sal está determinado por la combinación de aniones (cloruros, sulfatos, bicarbonatos) y cationes (sodio, potasio, magnesio y calcio).

Una de las consecuencias de las inundaciones con agua salina es el aumento del potencial osmótico del suelo. Por este motivo, el agua queda fuertemente retenida al suelo y no puede ser absorbida por las plantas. Cuando el catión predominante es el sodio, genera una problemática de tipo física debido a que el suelo se encuentra disperso y con problemas serios de drenaje. Los efectos de salinización-alcalinización del suelo pueden incrementarse en sistemas ganaderos por sobrepastoreo y según el manejo de los sistemas en producción, como consecuencia de inundaciones periódicas.

4.2. Degradación química

La degradación química del suelo se caracteriza por causar acidificación, salinización, agotamiento de nutrientes, reducción capacidad de intercambio catiónico (CIC), aumento de la toxicidad de Al

o Mn, deficiencias de Ca o Mg, lixiviación de NO₃⁻N u otros nutrientes vegetales esenciales, o contaminación por desechos o subproductos industriales.

Agotamiento de nutrientes. Desde 1988/89 a 2006/07 en la Argentina se duplicó el área sembrada (desde 15.400.000 ha a 31.100.000 ha) mientras que la producción durante ese mismo período se triplicó. Esto llevó a una elevada extracción de nutrientes que en general no son repuestos en igual magnitud, generando agotamiento de nutrientes que ponen en peligro la sustentabilidad de los sistemas productivos (Cruzate y Casas, 2012).

El consumo de fertilizantes en la Argentina tuvo un importante incremento a partir de la década del 90. De este modo, la relación aplicación/extracción en grano de los nutrientes fue mejorando, aproximándose a uno. Sin embargo, los balances de nutrientes siguen siendo negativos (Cruzate y Casas, 2012) (**Cuadro 14.1**).

Cuadro 14.1. Exportación de nutrientes por los cultivos (soja, maíz, trigo, girasol, arroz y sorgo), aporte de nutrientes por fertilizantes, balance de nutrientes y proporción que se repone por fertilización en la Argentina para la campaña 2010/11. Fuente: Extraído de Cruzate y Casas (2012).

	Nitrógeno	Fósforo	Potasio	Calcio	Azufre	Total
Exportación (mg)	2.091.572	441.348	1.021.921	154.462	222.664	3.931.967
Fertilización (mg)	820.233	280895	61.028	82727	114.946	1.359.829
Balance (mg)	-1.271.339	-160453	-960.893	-71.735	-107.718	-2.572.138
Reposición (%)	39	64	6	54	52	35

En otro estudio se evaluó la intensificación de la agricultura, en Argiudoles de la pampa ondulada para suelos cuasi-prístino, con corta historia agrícola y larga historia agrícola. La mayor disminución de la disponibilidad de nutrientes relativa a los suelos cuasi-prístinos (100%) fue para el P extractable (Kurtz y Bray) (**Figura 14.16**). Además, se observó una menor disponibilidad de los nutrientes asociados a la MO ya que la tasa de mineralización del CO fue 3,5% para los suelos cuasi-prístinos, 2,8% para los suelos con corta historia agrícola y 1,9% para aquellos con larga historia agrícola los suelos con larga historia agrícola (Urricariet, 2000).

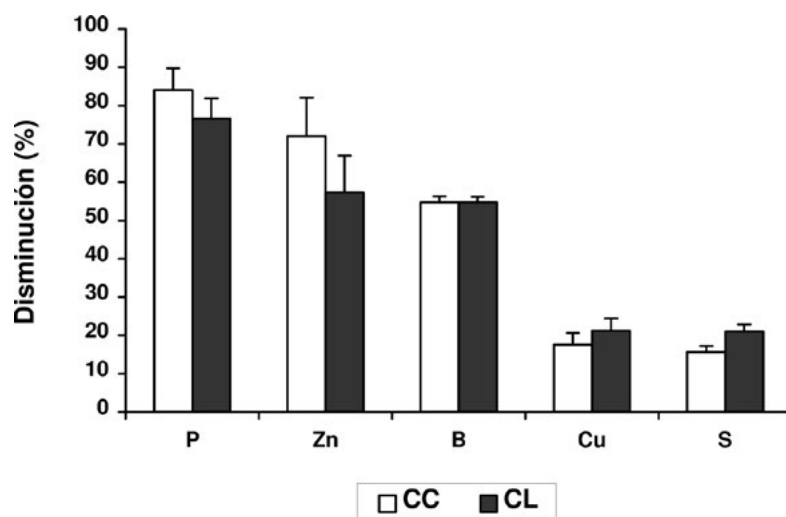


Figura 14.16. Disminución relativa a los suelos cuasi-prístinos de P extractables (P Kurtz y Bray) y S, Zn, B y Cu disponibles para suelos con corta (CC) y larga historia agrícola (CL). Las barras representan el error estándar. Adaptado de Urricariet (2000).

Salinización y alcalinización. La Argentina es, según la FAO-UNESCO, el tercer país con mayor superficie de suelos afectados por halomorfismo (suelos salinos y alcalinos) en el mundo, después de Rusia y Australia. Los ambientes áridos y semiáridos ocupan alrededor del 84% (*Figura 14.3*). Los suelos de regiones áridas y semiáridas se formaron en las clásicas condiciones de ambientes secos en los que no se presenta el proceso de lixiviación para eliminar las sales del perfil. En general, estas sales fueron aportadas por el agua freática, o formadas *in situ* consecuencia de la meteorización de la roca madre. También puede haber suelos salinos en ambientes húmedos de la Argentina, pero esta distribución es bien localizada. Estas regiones son la pampa deprimida en la Provincia de Buenos Aires, la llanura deprimida del Oeste Bonaerense, el sudeste de Córdoba y el sur de Santa Fe y los bajos submeridionales del sur del Chaco y norte de Santa Fe. La causa de esta situación es de origen geomorfológico, ya que se relaciona con las bajas pendientes y/o cotas sobre el nivel del mar de los suelos afectados. El suelo se denomina salino cuando los aniones predominantes en el suelo son cloruros y sulfatos; y son suelos alcalinos cuando predominan carbonatos y bicarbonatos. Los cationes pueden ser calcio, magnesio, potasio, y sodio. Cuando en los suelos salinos alcalinos predomina el sodio intercambiable se originan los denominados suelos sódicos.

La degradación por salinización se puede originar por la actividad antrópica, a través de la irrigación, forestación, deforestación, producción ganadera, etc. Esta salinización se produce por alteración del ciclo hidrológico que causa removilización de sales desde fuentes cercanas (subsuelo salino, aguas subterráneas) hacia la superficie. Ejemplos de salinización de origen antrópico se observan en los valles irrigados en regiones áridas y como consecuencia del riego complementario en la región pampeana. Los valles irrigados se encuentran en las regiones de Cuyo (Mendoza y San Juan), Comahue (Río Negro y Neuquén), NOA (Salta, Jujuy, Tucumán, Catamarca y Santiago del Estero) y Región Central (San Luis, Córdoba y La Rioja).

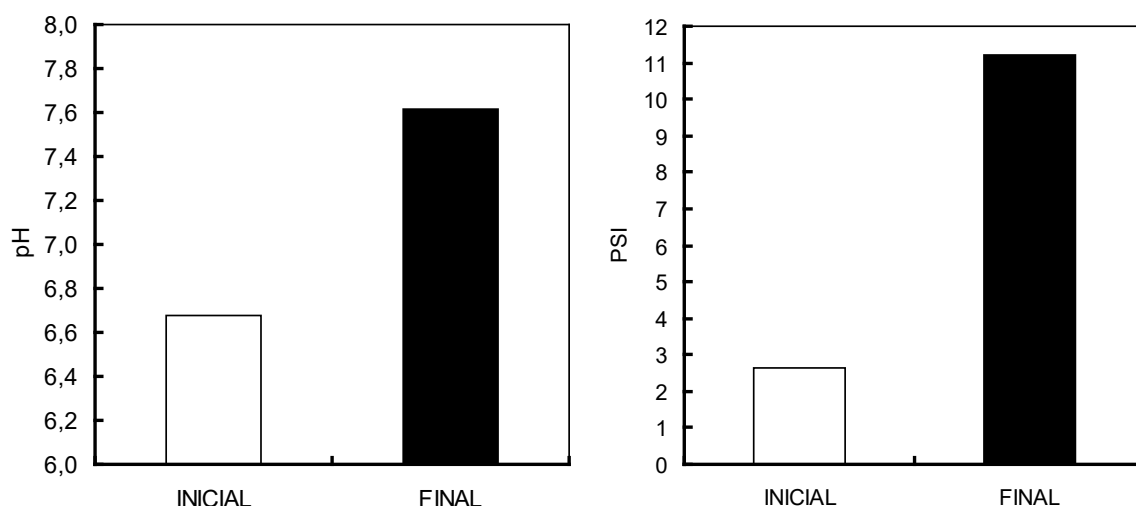


Figura 14.17. Variación del pH y PSI -porcentaje de sodio intercambiable- en condiciones de laboratorio para Hapludoles y Argiudoles de Buenos Aires. INICIAL: suelo original y FINAL: suelo luego de tres riegos simulados. PSI: porcentaje de sodio intercambiable. Letras distintas indican diferencias significativas ($p < 0,01$). Fuente: Adaptado Peineman et al. (1998).

En el caso del riego, la ocurrencia y la magnitud del proceso, depende de la calidad del agua y de la tecnología utilizada. El efecto principal de la aplicación de agua de riego complementario con agua de pobre calidad es la dispersión de coloides del suelo por efecto del sodio. La fuente principal de agua

de riego son perforaciones realizadas a los acuíferos con predominio en la región pampeana de aguas bicarbonatadas sódicas. En Argiudoles y Hapludoles de la provincia de Buenos Aires se simularon riegos de 150 mm con agua de riego subterránea resultando en marcados incrementos de pH y del porcentaje de socio intercambiable (PSI) de los suelos (*Figura 14.17*) y menor conductividad hidráulica del suelo. Otros resultados a campo obtenidos en un Argiudol Típico del N de Buenos Aires con riego complementario por 11 años el PSI se sextuplicó, la CE prácticamente se duplicó y el pH se incrementó en una unidad (Andriulo *et al.*, 1998). Para enfrentar los problemas de salinización de estos suelos irrigados se recomienda la realización de sistemas de drenajes, y la aplicación de una lámina de riego en exceso que pueda lavar las sales acumuladas en el suelo.

Acidificación. La acidificación de los suelos puede tener un origen natural consecuencia de la lixiviación de las bases, proceso característico de los suelos Ultisoles y Oxisoles de la provincia de Misiones y NE de Corrientes, en los cuales debido a un balance hídrico positivo se produjo el lavado de bases. Cuando la acidificación es de origen antrópico se asocia procesos de degradación, cuyas causas más frecuentes en suelos agrícolas son la aplicación de fertilizantes amoniacales (Goulding y Annis, 1998; Goulding y Blake, 1998), la exportación de bases sin una adecuada reposición (Vázquez, 2007) y la lluvia ácida cerca de polos industriales.

La acidificación por fertilizantes se produce por el uso continuo de fertilizantes amoniacales en altas dosis. Debido a que la Argentina tiene una corta historia de fertilización y las dosis utilizadas son bajas, este problema aún no se encuentra generalizado. Sin embargo, en un ensayo en el SE de la provincia de Buenos Aires se observó que en parcelas fertilizadas con urea durante 15 años (1994-2009) los suelos presentaron valores de pH más bajos respecto de las parcelas no fertilizadas, y esto fue independiente del sistema de labranza y el manejo realizado (*Figura 14.18*) (Videla *et al.*, 2012).

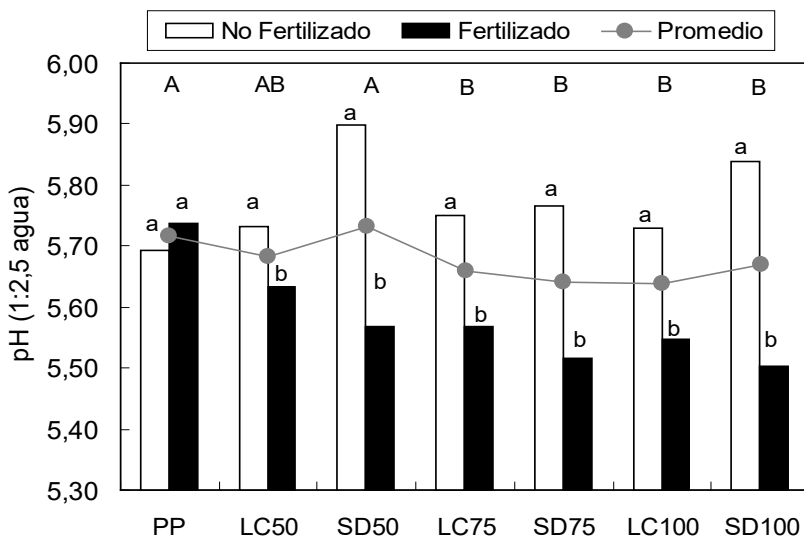


Figura 14.18. Acidez activa (1:2,5 agua) para distintos manejos: PP= pastura permanente, LC= labranza convencional, SD= siembra directa, SD50= 50% agricultura-50% pastura; SD75= 75% agricultura-25% pastura, SD100=100% agricultura. Letras mayúsculas distintas indican diferencias significativas ($p < 0,05$) entre manejos y letras minúsculas distintas indican diferencias entre fertilizado o no fertilizado dentro de cada manejo. Adaptado de Videla *et al.* (2012).

Algunos trabajos han reportado la reducción de bases en suelos cultivados respecto de situaciones cuasi-prístinas (Urricariet y Lavado, 1999; Sanzano *et al.*, 2005; Carrizo *et al.*, 2010). Como se mencionó anteriormente los bajos porcentajes de reposición a través de la fertilización conducen a una pérdida de bases del suelo consecuencia de la exportación de nutrientes por los órganos de cosecha de los cultivos. Las bases exportadas también son mayores cuando en la rotación el índice de intensificación es mayor como se desprende de la *Figura 14.18* (Videla *et al.*, 2012).

La lluvia ácida es la tercera causa de acidificación de los suelos. Este fenómeno se manifiesta en suelos que se encuentran cerca de áreas industriales y con una deposición continua en el tiempo.

Contaminación. Con el objetivo de comprender el proceso de contaminación en principio es necesario distinguir los términos contaminación y polución. La polución implica una situación en la cual la concentración de la sustancia es más alta que la que se encontraría en la naturaleza, pero además indica que la sustancia causa un daño (de algún tipo) determinado. La contaminación implica que la concentración de la sustancia es más alta que lo que se encuentra en la naturaleza o en un lugar en el que normalmente no se hallaría, pero no significa que necesariamente cause algún problema. Por eso es que en este libro se usará el término contaminación (ver capítulo 18).

4.3. Degradación biológica

El indicador de degradación biológica del suelo más importante para casi todos los suelos del mundo es la MO. La pérdida o ganancia de MO es una cuestión de relevancia y se encuentra vinculada tanto a las propiedades químicas, físicas del suelo y sus procesos. La MO es generalmente medida en base a la concentración de CO, porque aproximadamente el 50% de la MO es contabilizado por CO. Los aumentos de la MO, particularmente en las formas biológicamente disponibles, están íntimamente vinculados a cambios en el tamaño, la actividad y la composición de la comunidad microbiana del suelo, mejora del ciclo y retención de los nutrientes, mejora de la estabilidad de los agregados y mayor capacidad de retención de agua. El manejo eficaz del contenido de la MO implica equilibrar dos procesos ecológicos: la mineralización y la captura de C, para el mantenimiento a largo plazo de la calidad del suelo, incluida la estructura y la fertilidad.

La biología del suelo abarca la biomasa y la actividad de los microorganismos que viven en él desde la variedad de niveles tróficos que están presentes en cantidades numerosísimas. Por ejemplo, se estima que hay al menos mil millones de células bacterianas por gramo de suelo distribuido entre miles y millones de especies individuales (Gans *et al.*, 2005). Ha sido calculado que la biomasa microbiana existente bajo tierra puede acercarse a la suma de toda la biomasa viva en la superficie de la tierra (Gans *et al.*, 2005). Al ver el árbol de la vida (basado en la relación genética) (Figura 14.19) se comienza a comprender la diversidad del mundo microbiano invisible, especialmente porque sólo las tres ramas en la parte superior derecha (Animalia, Fungi y Plantae) contienen organismos individuales que se pueden ver a simple vista (Gold, 1998).

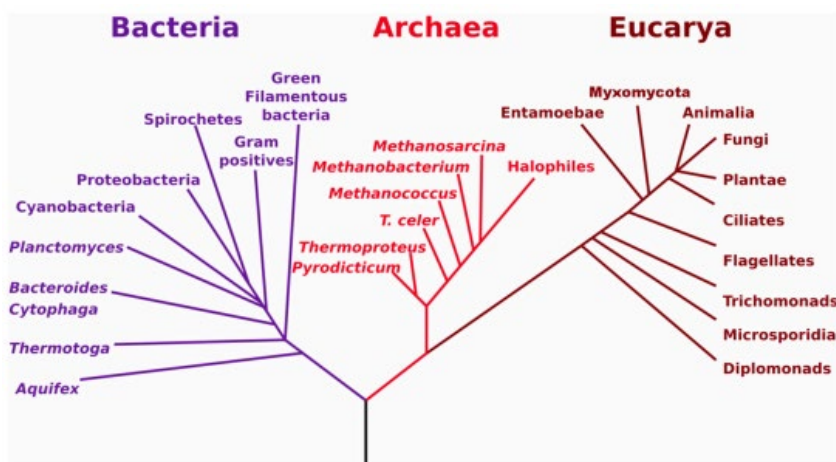


Figura 14.19. Árbol de la vida basado en la relación usando secuencia de ARN ribosomal. Extraído de Lehman *et al.* (2015).

Los grupos seleccionados de indicadores de suelo, también denominados conjuntos de datos mínimos (MDS, del inglés), que se utilizan para medir indirectamente la función del suelo, también deben ser suficientemente diversos para representar las propiedades químicas, biológicas y físicas y los procesos de los sistemas complejos. La actividad enzimática del suelo, específicamente la actividad β -glucosidasa involucrada en la degradación de los residuos vegetales, se encuentra entre los indicadores agregados recientemente a la lista recomendada para evaluar la calidad debido a su asociación con las propiedades biológicas del suelo y su proceso (Stott *et al.*, 2010).

En conjunto, los habitantes del suelo forman una red alimentaria que se extiende por encima del suelo hasta las plantas y a todos los demás organismos vivos. Algunas de las funciones más notables de la fauna del suelo en la contribución al funcionamiento saludable los suelos.

La fertilidad del suelo y otras propiedades como la textura, la aireación, la humedad disponible, etc., que sustentan la producción agrícola, dependen directamente de la biomasa, metabolitos y actividades de los microorganismos. Se conocen poblaciones específicas de microorganismos que ejercen efectos muy beneficiosos en las plantas, es decir, bacterias fijadoras de nitrógeno simbióticas, hongos micorrízicos. Otros pueden ejercer efectos deletéreos (*e.g.* patógenos), estos microorganismos pueden ser endofíticos (vivos dentro de la planta) u organismos del suelo de vida libre que viven adheridos a la superficie de la raíz (es decir, el rizoplaneo), muy cerca de las raíces (es decir, la rizósfera) o más lejos, en el suelo a granel. En su forma más básica, los microorganismos y los invertebrados del suelo son una fuente importante de carbono y otros nutrientes. A su vez, también alteran los componentes estructurales del suelo, aumentando la porosidad del suelo, contribuyendo a la agregación en la estructura y en la redistribución de nutrientes a lo largo de la columna del suelo y en todo el paisaje. Los microorganismos contribuyen al aumento de la disponibilidad de nutrientes y de MO, ya sea directamente al descomponer el material vegetal, o indirectamente al consumir desechos animales (por ejemplo, escarabajos peloteros) o saprófitos como hongos. De ello se deduce que una comunidad biológica del suelo, bien preparada y activa, responderá al manejo y resistirá la degradación. La preservación de la biodiversidad implica diversidad estructural relacionada al espacio y al tiempo, y diversidad funcional con respecto a las interacciones y el sinergismo entre organismos del suelo. Esto conduce al mantenimiento de la estabilidad de los sistemas frente al ataque de plagas y enfermedades, y la eficiencia del reciclaje de nutrientes, entre otros.

4.4. Erosión hídrica y eólica

La erosión es un proceso geomórfico exógeno, que produce desprendimiento, transporte y acumulación de sedimentos (sedimentación), por medio de agentes, como el agua, el viento o el hielo. Es un fenómeno de origen natural ligado a causas geológicas. Los factores predisponentes son la topografía, el clima y la susceptibilidad de los suelos a la erosión. Sin embargo, existen procesos erosivos desatados por la acción antrópica. Mientras que la erosión natural es un proceso muy lento, la erosión como consecuencia de la acción antrópica es acelerada.

La actividad del hombre sobre el suelo puede conducir a la desagregación física y mecánica, llevando a la pérdida de la estabilidad estructural y de MO acelerando su mineralización. Estos procesos de desagregación generan partículas que se desprenden, se remueven y pueden ser transportadas a

través de agentes activos como el agua o el viento. Cuando finaliza la acción de estos agentes se depositan las partículas cerrando el ciclo erosivo (*Figura 14.20*).



Figura 14.20. Etapas del proceso de erosión.

Erosión hídrica. El proceso de la erosión hídrica a menudo comienza con la presencia de suelo desnudo o con baja cobertura vegetal en donde la acción de las precipitaciones mediante la energía cinética de sus gotas puede llevar a la liberación de las partículas constitutivas del suelo. Las partículas y agregados sueltos y como consecuencia de alta energía cinética de la lluvia pueden ser arrastradas por el agua. El arrastre de partículas genera mayor energía y, por lo tanto, mayor desprendimiento. Muchas de las partículas que son arrastradas pueden ser depositadas antes de llegar a algún curso de agua. Cuando las partículas se depositan en alguna grieta o poro superficial, contribuyen a la oclusión de los mismos. Como consecuencia, se reduce la infiltración del agua y aumenta la escorrentía lo cual conduce a un incremento de la erosión. Sumado a ello, una vez que el suelo se seca se pueden originar procesos de “encostramiento superficial” (*Figuras 14.21 y 14.22*), que no sólo impiden el ingreso de agua al perfil del suelo, sino que también pueden afectar la emergencia de las plántulas.

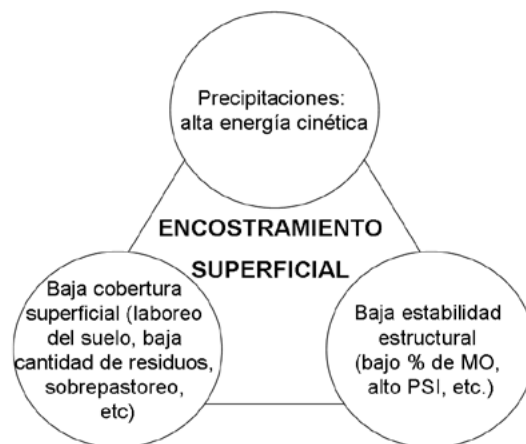


Figura 14.21. Factores que conducen al encostramiento superficial. % de MO: porcentaje de materia orgánica; PSI: porcentaje de sodio intercambiable. Adaptado de Taboada et al. (2010).

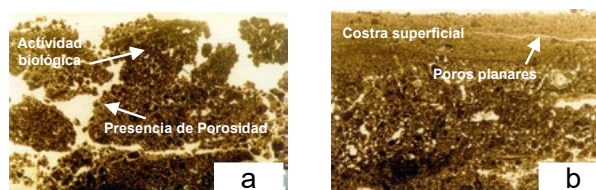


Figura 14.22. Vista de dos cortes delgados (vertical) de la superficie de un Molisol (a) previo a una simulación de lluvia, se observa porosidad abundante y agregados de origen biológico; (b) luego de la simulación de lluvia, encostramiento superficial resultante del impacto de la gota de lluvia en el suelo desnudo. Foto: Morrás, H.J.M. Instituto de Suelos, INTA Castelar.

El transporte de partículas por agua, puede estar acompañado de MO, nutrientes, bacterias, etc., de manera libre o adsorbidas a las partículas. Como consecuencia del escurrimiento, el suelo pierde fertilidad, espesor, estructura y MO. Las partículas y agregados transportados por la erosión hídrica se movilizan desde sectores más elevados del paisaje y son depositadas en bajos o depresiones alcanzando distancias que dependen de su tamaño. Si las partículas alcanzan los cursos de agua, las arcillas se mantienen en suspensión por su comportamiento coloidal. Los nutrientes adsorbidos a las partículas minerales o en la MO que llegan a los cursos de agua pueden originar eutrofización o bien puede dar lugar a diversos tipos de contaminación química o biológica.

Dependiendo de numerosos factores entre los que se encuentran la frecuencia e intensidad de las precipitaciones, la cobertura de los suelos, el grado de pendiente, tipo de suelo, posición en el relieve y el manejo, la erosión hídrica puede clasificarse en: laminar, en surcos o en cárcavas. La *erosión laminar* se presenta en pendientes suaves ubicados en posición de loma convexa. El tipo laminar se corresponde con la primera etapa del proceso erosivo y es relevante por afectar grandes áreas, y generar partículas y microagregados pequeños que tienen alta capacidad de adsorción de contaminantes. Además, es en estas partículas donde existe la mayor proporción de pérdida de MO y nutrientes, además de la consecuente reducción de almacenaje de agua. La *erosión en surco* aparece en suelos con mayor pendiente, ubicados en general en la media loma y, del mismo modo que la erosión laminar, los rasgos de este tipo de erosión pueden ser borrados mediante el laboreo. En este caso, el tipo de material que se pierde no está enriquecido siendo un reflejo de las propiedades medias del suelo de origen. Finalmente, el tercer tipo de *erosión es en cárcavas*. Se presenta en sectores de concentración de escurrimientos cercanos a áreas de sedimentación. Las cárcavas pueden alcanzar varios metros de profundidad.

Erosión eólica. La erosión eólica es originada por la acción del viento, y es un fenómeno que toma relevancia en regiones con bajas precipitaciones y vientos fuertes como en los climas áridos y semiáridos, aunque también puede presentarse este tipo de erosión en áreas húmedas donde las precipitaciones se concentran en una parte del año siendo el resto completamente seco. Los factores que predisponen a la erosión eólica en el suelo son las condiciones edáficas (e.g. la distribución del tamaño de partículas, porcentaje de arenas, cohesión entre partículas), precipitaciones (menores a 750 mm) y vegetación (protección del suelo de los vientos).

Los tipos de desplazamiento de partículas por efecto del viento son tres, que dependen del tamaño de las mismas: (i) la suspensión corresponde con partículas finas (menores a 0,1 mm de diámetro), (ii) la reptación es el movimiento de partículas que se encuentran en el extremo superior de la escala de tamaños (aunque no se considera un límite superior, en la práctica se encuentra entre 0,5-1-2 mm de diámetro) y (iii) la saltación (son partículas de 0,05 a 0,5 mm de diámetro). Las partículas pueden permanecer suspendidas durante largos períodos a causa de turbulencia y remolinos que pueden originar el desplazamiento de grandes cantidades de suelo a grandes distancias. La saltación es el más importante de los desplazamientos ya que ninguno de los movimientos anteriores se puede originar sin que haya saltación.

Los últimos datos publicados acerca de la presencia de la erosión hídrica y eólica muestran que la erosión total en la Argentina asciende a 105 M ha. Del total de superficie afectada, 65 M ha corresponden a la erosión hídrica, mientras que alrededor de 40 M ha le corresponde a erosión eólica (Casas y Albarracín, 2015). Aproximadamente un 26% del territorio nacional posee tasas de erosión que superan los valores admisibles (entre 0,5 y 10 t ha⁻¹ año⁻¹ de acuerdo con la región climática y profundidad

del suelo) (Gaitán *et al.*, 2018). Existen fuertes diferencias entre regiones del país. El 60% del territorio presenta tasas de erosión menores a 2 t ha⁻¹ año⁻¹. El 12% del territorio presenta tasas de erosión mayores a 10 t ha⁻¹ año⁻¹. A su vez, la erosión fue identificada de acuerdo con el nivel de evolución de la misma, clasificándola en grados de ligera/moderada o severa/grave.

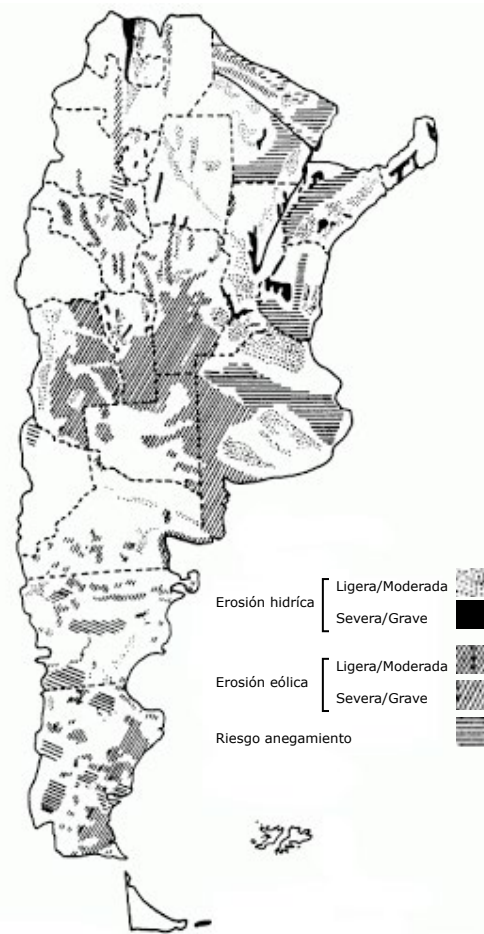


Figura 14.23. Áreas afectadas por erosión hídrica, erosión eólica y anegamiento en la Argentina. Adaptado de FAO (1994).

Un ejemplo de los efectos de la erosión por pérdida de suelo puede observarse en la **Figura 14.24**. En este caso la pérdida de suelo en el horizonte A conlleva a la disminución de rendimiento tanto de trigo como de soja de segunda. Este fenómeno se origina como consecuencia de que la pérdida de suelo en forma concomitantemente con la pérdida de MO y nutrientes. La relación estrecha que existe entre la MO y el nitrógeno total del suelo se evidencia en las mayores pérdidas de rendimiento en el cultivo de trigo (76% de pérdida de rendimiento de trigo respecto del 46% de pérdida en el cultivo de soja). La reducción de la MO trae como consecuencia disminución de nitrógeno mineral que se origina a través de la mineralización de la MO. En el caso del cultivo de soja las caídas en rendimientos no son tan importantes debido al aporte de N por fijación simbiótica (cerca del 50% del nitrógeno para el cultivo de soja proviene de esta fijación). Esto conduce a que para mantener la productividad del sistema cuando se perdió parte del suelo se consigue a través del subsidio al mismo, es decir, con aplicación de fertilizantes.

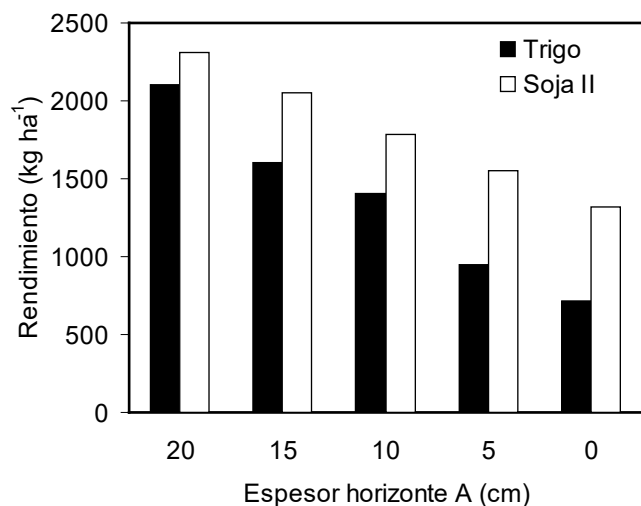
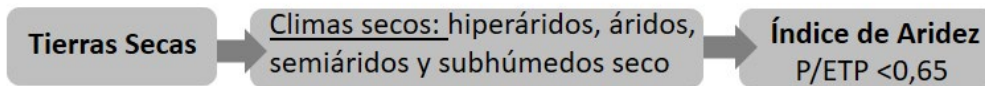


Figura 14.24. Rendimiento de cultivos de trigo y de soja de segunda de acuerdo con el espesor del horizonte A sin agregado de fertilizantes en Marcos Juárez, campaña 1993 a 1995. Fuente: Adaptado de Gudelj y Weir (2000).

5. Desertificación

La desertificación es un proceso unidireccional con dimensión temporal asociada al efecto del hombre. Este proceso es complejo, sistémico por naturaleza, que afecta la estructura y funcionamiento de los ecosistemas de las tierras secas. La degradación de tierras bajo regímenes áridos, semiáridos y subhúmedos puede conducir a la desertificación. Las tierras susceptibles a este proceso son aquellas donde el índice de aridez es mayor a 0,65.



Según el primer artículo de la “Convención de las Naciones Unidas para la lucha contra la Desertificación” la degradación es definida como *la degradación de las tierras de zonas áridas, semiáridas y subhúmedas secas, resultante de diversos factores, tales como las variaciones climáticas y las actividades humana*. Este término comprende las relaciones múltiples entre los procesos que abarcan factores biofísicos, socioeconómicos, políticos e institucionales, teniendo constantemente en cuenta las escalas espaciales y temporales de este fenómeno. En este sentido, la desertificación no constituye un proceso aislado, el mismo configura un desequilibrio entre la naturaleza y la sociedad, formando un ciclo vicioso de degradación.

En la desertificación de las tierras entran en juego diversos subsistemas como el social, ambiental y económico, además de sus interfaces. En cada uno de esos subsistemas e interfaces pueden reconocerse indicadores que pueden estudiarse para predecir estos procesos, mientras que a su vez en cada uno de estos subsistemas están asociados a distintos impactos provocados por dicha desertificación (Figura 14.25).

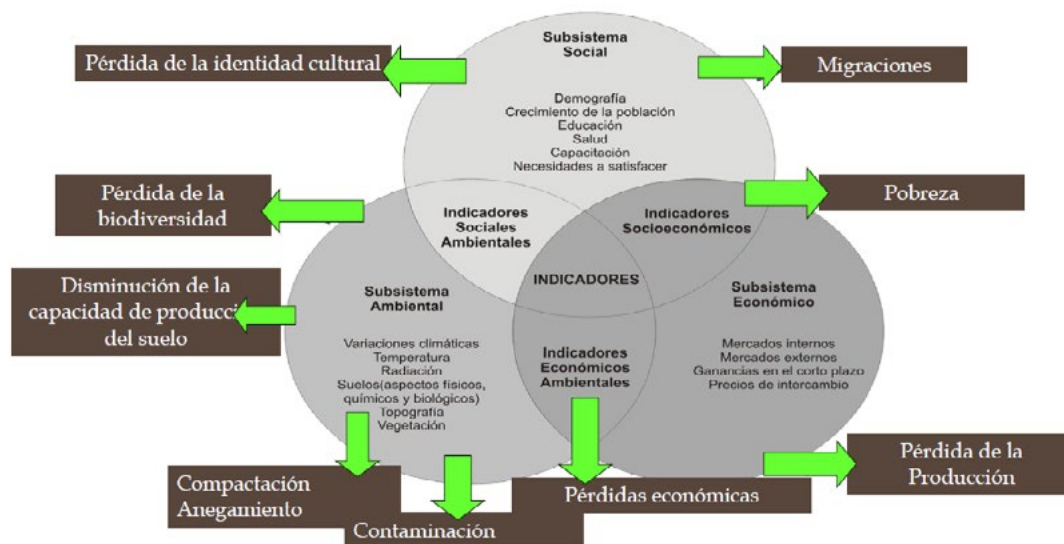


Figura 14.25. Elementos de distintos subsistemas y sus indicadores asociados a procesos de Desertificación de Tierras. Extraído de Manual LADA (2010).

Así, la desertificación se manifiesta como resultado de la interacción de procesos biofísicos, tanto naturales como antrópicos, de procesos sociales y económicos (FAO-PNUMA, 1984; UNCCD, 1994). La desertificación es un problema que se refleja directamente en el nivel de vida de los habitantes de

las zonas citadas. La **Figura 14.26**, presenta a la desertificación en términos de degradación de tierras, donde los factores intervinientes pueden agruparse en biofísicos, sociales y de manejo.

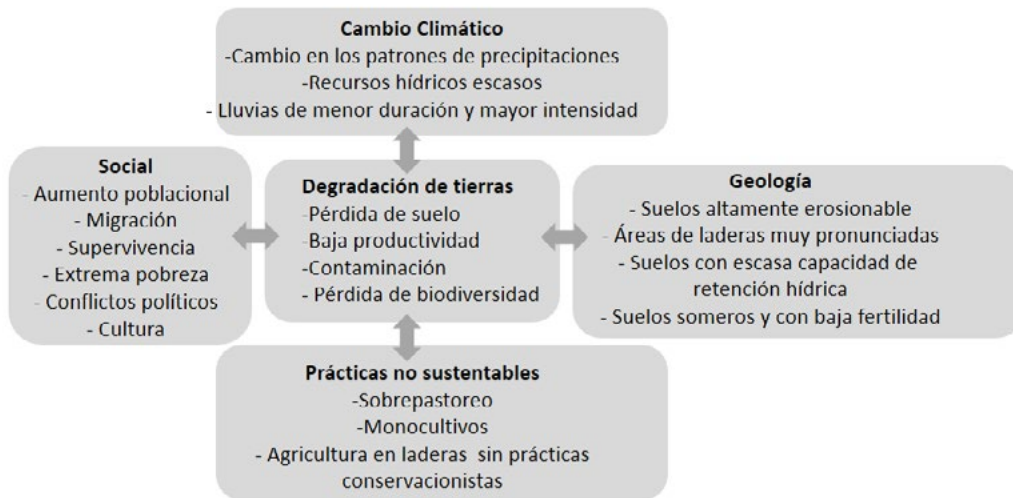


Figura 14.26. Desencadenantes y causas de la degradación de tierras asociados a procesos de desertificación. Extraído del Manual LADA (2010).

Las zonas afectadas por degradación según la USDA-NRCS (2003) corresponden a 41% de las tierras a nivel global, en las cuales habitan alrededor de un tercio de la población humana (**Figura 14.27**). No obstante, el impacto de la desertificación se extiende más allá de las zonas directamente afectadas (e.g. tormentas de polvo y migraciones humanas). La Argentina presenta el 75% de sus tierras bajo climas áridos y semiáridos, lo cual, si bien no significa que estén sujetas a la desertificación, sí son más susceptibles a este tipo de degradación. A su vez, posee una importante superficie que se ha clasificado como vulnerabilidad moderada, alta y muy alta (**Figura 14.27**).

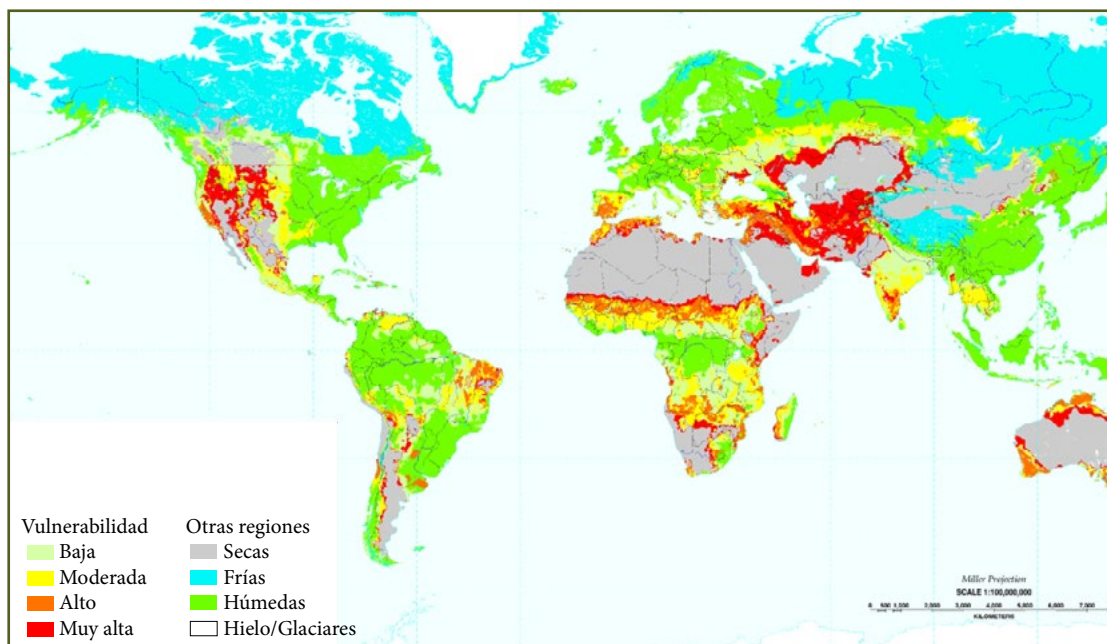


Figura 14.27. Mapa mundial de vulnerabilidad a la desertificación. Extraído de USDA-NRCS, (2003).

Las alternativas en el marco de la lucha contra la desertificación se basan en la prevención en tierras que aún no han sido degradadas o lo han sido en un grado mínimo. La evaluación de estas situaciones de degradación bajo condiciones climáticas de sequía se debe realizar de manera holística. Para ello se debe contar con un sistema integrado de información y observación. Los indicadores para el estudio de estas situaciones en general corresponden a factores biofísicos. Estos indicadores de desertificación son particulares de cada caso y deben marcar el problema, mostrar el funcionamiento del sistema y guardar todas aquellas características que hacen a un indicador (fácil de medir, representativo, asegurar repetitividad, etc.).

6. Resiliencia y vulnerabilidad de los suelos

El deterioro de un sistema puede asumir variadas formas y producirse por distintas vías, pero generalmente obedece a que el hombre extrae del mismo mayor cantidad de un recurso, de lo que el sistema puede brindar dentro de los límites de su autorrecuperación, es decir, de su resiliencia. La resiliencia se refiere al grado, modo y velocidad de restauración de la estructura y función inicial en un ecosistema dado luego de ocurrido cierto disturbio (Westman, 1985).

Cualquier sistema de producción obedece a múltiples interacciones entre el aprovechamiento de los recursos naturales y la tecnología aplicada. Las interacciones definen la complejidad de los sistemas y es necesario comprender el grado de fragilidad del agroecosistema para evitar llegar a extremos de deterioro irreversible (sin capacidad de resiliencia) como es el caso de la desertificación. Interpretar el ritmo de producción de un sistema permite extraer productos en forma continua sin producir su deterioro. La fragilidad es, entonces, un término que se refiere a las características intrínsecas de un sistema que depende de factores como el relieve, el material originario, grado de alteración, etc.; y no del grado de madurez de desarrollo alcanzado por el suelo.

Cuando el sistema suelo cambia desde un estado inicial a un estado alterado, la distancia entre estos dos estados es la vulnerabilidad del sistema. La vulnerabilidad de un sistema es en respuesta a la fragilidad del mismo y depende del tipo de acción antrópica. Si la vulnerabilidad se incrementa excesivamente se puede alcanzar el estado de "vulnerabilidad crítica". Esto generalmente ocurre en los ecosistemas más frágiles como aquellos de regiones áridas y semiáridas, suelos someros, selvas tropicales, etc.

Los conceptos de resiliencia y vulnerabilidad de los suelos están íntimamente relacionados. Como describe Casas (2001), a principios del siglo XX, la agricultura se expandió sobre suelos prístinos, con elevados contenidos de MO y muy bien estructurados. Estos suelos se caracterizaban por tener una alta resiliencia, con un elevado grado y velocidad de restauración de su calidad y función luego de ocurrido un disturbio. Por lo tanto, las labranzas, las sequías y las prácticas de quema, inicialmente no impactaron severamente en los suelos, y se asume una muy escasa disminución de su capacidad productiva. Esta situación se modificó luego de la expansión agrícola de 1910/15, con un fuerte incremento de la vulnerabilidad de los suelos.

7. Calidad y salud del suelo en los agroecosistemas

A partir de la década de 1970, la calidad del suelo descripta a través de su rol en la producción ha recibido creciente atención debido al crecimiento poblacional y a la necesidad de mantener la produc-

tividad de los suelos (Warkentin y Fletcher, 1977; Larson y Pierce, 1991; Doran *et al.*, 1996; Doran y Zeiss, 2000). Este concepto de calidad fue adoptado masivamente por la academia y evaluado a partir de metodologías paramétricas. Así, surge una definición de calidad del suelo, como la propuesta por Acton y Gregorich (1995) donde se refiere “al estado del suelo para soportar el crecimiento del cultivo sin degradarse y sin dañar el ambiente”. En este mismo sentido, otras definiciones han estado vinculadas con aspectos productivos (Parr *et al.*, 1992) (**Figura 14.28**).

Desde la década de los 90 a la actualidad, la definición que reunió mayor consenso, estableció que la calidad del suelo se refiere a “la capacidad de un tipo específico del suelo para funcionar, dentro de los límites de ecosistemas de manejo o natural, para sostener la productividad de plantas y animales, mantener o mejorar la calidad del agua y el aire, y soportar la salud humana y el hábitat” (Doran *et al.*, 1996; Karlen *et al.*, 1997; Doran y Zeiss, 2000). A partir de esta definición surge la importancia de conocer las particularidades de cada ambiente, y por ello la evaluación de la calidad del suelo debería ser sitio-específica. De esta forma, toma relevancia la realización de determinaciones de características intrínsecas del suelo.

Así, Karlen *et al.* (1997) plantean que la calidad del suelo puede ser vista de dos maneras diferentes: (i) características inherentes del suelo, o (ii) la condición o “salud” del suelo. Más tarde, Karlen *et al.* (2001) revisan los conceptos vertidos y los renombran como: (i) propiedades inherentes y, (ii) propiedades dinámicas (**Figura 14.28**). Las características inherentes son aquellas directamente asociadas con los factores formadores del suelo (Jenny, 1941), mientras las características dinámicas son aquellas afectadas por las decisiones y acciones humanas (Doran y Zeiss, 2000; Karlen *et al.*, 2001). Por consiguiente, resulta indispensable conocer la resultante de los factores formadores y las respuestas del sistema al manejo y uso de las tierras en cada ecosistema natural. El término condición o salud del suelo tomado por este autor es caracterizado como un recurso conceptual y, a su vez, metodológico para la evaluación de los cambios del suelo consecuencia de la actividad antrópica, evaluando las propiedades del mismo en el tiempo, y por ello este término es redefinido como “propiedades dinámicas”.

Por otra parte, algunos autores asocian al concepto de salud del suelo a la elección exclusiva de variables biológicas del suelo para su evaluación (Doran y Zeiss, 2000) (**Figura 14.28**). En este sentido, es relevante y útil, considerar a los organismos del suelo como indicadores de la calidad del suelo y determinantes de la salud del suelo. Esta aproximación define a la salud como estrictamente biológica. Así, la salud del suelo se presenta como un sistema biológico y dinámico cuyas funciones están mediadas por una diversidad de organismos vivos que requieren manejo y conservación. No obstante, el concepto de salud del suelo es abordado por diversos autores como un concepto integral que involucra, no sólo la utilización de variables biológicas y variables dinámicas para su evaluación, sino que el suelo es uno de los elementos dentro de un sistema en interacción con otros (Fernández *et al.*, 2020).

El concepto de salud en la agricultura fue utilizado para referirse tanto a agroecosistemas (Rapport *et al.*, 1998; Xu y Mage, 2000), como a plantas (Altieri y Nicholls, 2007; Vega, 2017) y, en este caso, también a suelos. Recientemente, Lal (2016) incluye en la definición de la salud del suelo la relación con la salud humana y la seguridad nutricional. Este nexo entre el suelo y la salud humana proviene de los albores de la civilización citado en Brevik y Sauer (2015). Ya fue abordado por las/os científicas/os de la ciencia del suelo de EEUU durante la década de 1920 (McCarrison 1921) y la década de 1930 (Knight *et al.* 1938; Albrecht 1945). Voisin (1959) vinculó al cáncer con la salud del suelo. Así también, en la India inglesa, Sir Albert Howard (1940, 1947) vinculó la salud humana con la salud del suelo. Sus

ideas sobre salud explicitan una fuerte conexión entre un suelo fértil, cultivos sanos, animales sanos y personas saludables. Algo similar a lo que escribe Eve Balfour (1943) en su libro “The living soil”. Balfour expresa que la salud del suelo, las plantas, los animales, las personas y los ecosistemas es una e indivisible.

El surgimiento del concepto de salud del suelo trajo aparejado un amplio debate sobre la similitud con el concepto de calidad de suelo. Aún cuando el término calidad del suelo se asoció a un uso de suelo específico, y el término salud del suelo fue descrito en un sentido más amplio y con el objetivo de sostener la productividad biológica, promover la calidad del ambiente y mantener o mejorar la salud vegetal y animal, dichos términos fueron utilizados como intercambiables (Acton y Gregorich, 1995; Doran y Zeiss, 2000).

La consulta a agricultoras/es (productoras/es) respecto de los términos utilizados, indicaron que preferían el término salud del suelo. Este sector caracterizaba a la salud del suelo mediante propiedades descriptivas y cualitativas a través del uso de juicios de valor directos (no-saludable a saludable). A su vez, el sector académico prefirió el término calidad del suelo debido a su enfoque en las propiedades analíticas y cuantitativas del suelo y los vínculos cuantitativos de las propiedades y diversas funciones del suelo. Esta dualidad conceptual llevó a la materialización de un proceso de revisión, conformado por miembros de Soil Science Society of America que, en 1994, concluyeron que dichos términos no deberían usarse indistintamente. Sin embargo, este debate no se reflejó en los trabajos científicos subsiguientes. Más recientemente, Lal (2016) plantea que los términos calidad del suelo y salud del suelo, si bien son similares, no deben usarse de manera indistinta. Lal (2016), refuerza que la calidad del suelo está relacionada con las funciones del suelo, pero la salud del suelo, si bien se encuentra asociado a las propiedades biológicas, retoma concepto de principios de siglo en los que la salud era pensada desde una visión integral, que escala en el agroecosistema, definiendo al suelo como una entidad biológica viva.

Lo que se desprende de este debate es que el concepto de calidad del suelo remite a aspectos que pueden ser cuantificados sólo de forma discreta, mientras que la salud del suelo comprende una visión integral del funcionamiento del agroecosistema, es decir, lo que llamamos salud integral del suelo. Este contraste se evidencia en lo expuesto por Chilon Camacho (2018). Este autor retoma el análisis de posturas atomista respecto de la holística (*Figura 14.28*). Así plantea que el pensamiento occidental, que evoca a la primera, en la cual la comprensión de la realidad total es posible a través del conocimiento acumulativo de las partes. Este abordaje en relación al suelo fue el hegemónico asociado a la idea de una delgada capa natural, que cubre a las rocas, que poseen características heterogéneas y está formado de minerales, líquidos, gases, organismos muertos y vivos y los residuos de su interacción. Como resultado de estos factores surgen sus propiedades físicas, químicas, biológicas, sus procesos y factores de formación, comportamiento, clasificación, mapeo, nivel de fertilidad, aptitud agrícola, manejo y conservación. Por otro lado, el autor menciona a la ciencia holística la cual considera que el todo no puede comprenderse en base al estudio de sus partes, puesto que es más y es distinto. Es a partir de esta última postura que radica la esencia de salud integral del suelo y asociado a esta el paradigma del “suelo vivo” (Chilon Camacho, 2018).

En este sentido, Lal (2016) también plantea al suelo como un sistema vivo, ya que puede atribuírsele la noción de salud. Ya Primavesi (1982) menciona que el suelo funciona como un

cuerpo, con la diferencia que tiene sus “órganos” alineados a lo largo de una columna vertebral, y su “sangre” no circula en arterias cerradas sino en poros abiertos. A esto agrega que en biología se denomina ser vivo a “todo lo que posea metabolismo propio”, y el suelo lo tiene. Lo considerada un ser terrestre, ya que aspira oxígeno y libera dióxido de carbono. Chilon Camacho (2018) describe al suelo como “sistema vivo”, es un sistema abierto y requiere “alimentarse” con alimentos orgánicos adecuados, para asegurar un flujo continuo de energía y materia, manifiesta y expresa su actividad vital a través de varios procesos, destacando los procesos de homeostasis, autopoiesis, su manifestación consciencial, su metabolismo y biosíntesis microbial, y sus requerimientos de “alimento”. La homeostasis del “suelo vivo” es la capacidad de un organismo de mantener una condición interna en equilibrio y estable. La autopoiesis del “suelo vivo” es la capacidad de los sistemas vivos de reproducirse y regenerarse continuamente, y mantenerse por sí mismos. La manifestación consciencial del “suelo vivo” debe entenderse como la “consciencia” de los microorganismos, de reconocer lo que ocurre a su alrededor, y de ser “conscientes” de los peligros (agrotóxicos, venenos y contaminantes) y activar sus mecanismos de autodefensa, contrarrestándolos hasta donde su capacidad y resistencia lo permitan (Chilon Camacho, 2016).

El concepto de “suelo vivo” es tomado por la agroecología, entendiendo que, de acuerdo a Chilon Camacho (2018), Lal (2016) y Primavesi (1982), es un sistema vivo, al que puede atribuírsele un estado de salud, el cual debe ser analizado en conjunto e interacción y dependencia con los otros elementos del sistema y, por lo tanto, del estado de salud entre los mismos (*Figura 14.28*). La agroecología ha sido definida como una ciencia, una práctica y un movimiento (Wezel *et al.*, 2009). En tanto que ciencia transdisciplinaria, participativa y orientada a la acción, que se caracteriza por ser comprometida social y políticamente, y promueve una transformación de los sistemas agroalimentarios (Méndez *et al.*, 2013). En este marco es que la agroecología impulsa la evaluación integral de los sistemas, mientras que la ciencia atomista mantiene separada la visión de las personas que trabajan en el campo de la academia, la visión holística permite abordar una ciencia con pluralidad de voces, donde exista un diálogo de saberes y se aborde una salud integral del suelo.

Por otra parte, la agroecología implica reconocer un carácter multidimensional del sistema, dado que allí necesariamente intervienen aspectos económicos, culturales, sociales, éticos, además de los ecológicos o biofísicos, todos ellos interconectados (Vega, 2017). Por ende, la evaluación de la salud integral del suelo, desde una perspectiva de suelo vivo, requiere un conocimiento acabado del territorio y su uso. Parte de ese conocimiento, puede ser asociado a los conceptos de propiedad inherente y propiedad dinámica propuestos por Karlen *et al.* (2001).

Es así que, podemos señalar que, a partir del conocimiento de los ecosistemas naturales y su evolución como respuesta a las modificaciones y manejo antrópico, se pone en relevancia un concepto de la agroecología como es la biomímesis. La biomímesis incluye la imitación de organismos (o partes de ellos) y la imitación de ecosistemas. El principio de biomímesis en un sentido más amplio se trata de comprender los principios de funcionamiento de la vida en sus diferentes niveles ecosistémicos con el objetivo de reconstruir los sistemas humanos de manera que encajen armoniosamente en los sistemas naturales. Esto significaría, tener que reintegrar/repensar los manejos agropecuarios en la biósfera. El estudio de la biósfera orientará los cambios necesarios en los manejos (Riechman, 2003). La biomimesis es una propuesta que en principio orienta las prácticas de manejo, orienta a los indicadores porque es necesario el abordaje sitio-específico y de esta manera aseguraría la salud integral del suelo.

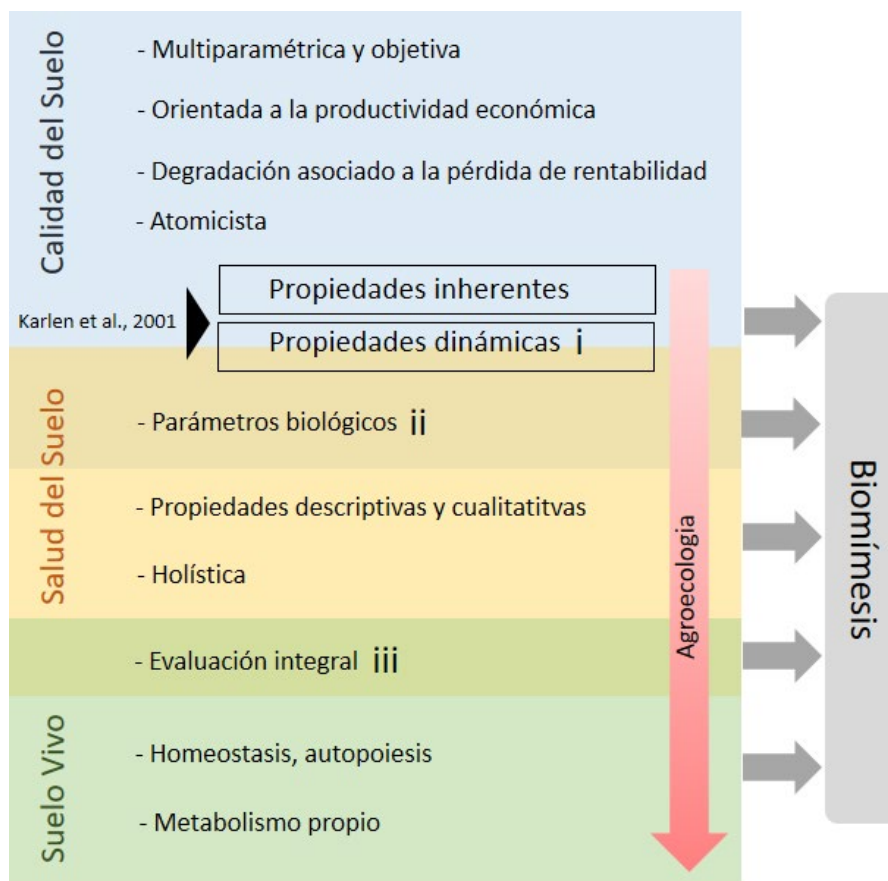


Figura 14.28. Aspectos conceptuales más relevantes de los términos de Calidad del Suelo, Salud del Suelo y Suelo Vivo. Se presentan superposiciones entre los conceptos: (i) Karlen et al. (2001) asocia a las propiedades dinámicas a la Salud del Suelo; (ii) algunos autores consideran a la noción de Salud del Suelo a partir de la evaluación de parámetros biológicos, asemejándose al concepto de Calidad del Suelo; (iii) la Salud del Suelo y el Suelo Vivo comparten la realización de evaluaciones integrales para su descripción. Se observa también la creciente asociación de conceptos agroecológicos desde la Calidad del Suelo hacia el Suelo Vivo. Por último, estos conceptos brindan elementos para construir a la Biomímesis como síntesis conceptual y metodológica para la evaluación de suelos hasta un concepto más abarcativo como lo es la Tierra.

8. Expansión agrícola y degradación de los suelos pampeanos

Los hechos históricos que explican los cambios en la resiliencia y vulnerabilidad de los suelos principalmente de la región pampeana se sintetizan a continuación para cinco períodos, extraído en forma sintética del Premio Ing. Antonio Prego 2000 otorgado a Casas (2001) por el trabajo: *La conservación de los suelos y la sustentabilidad de los sistemas agrícolas*.

8.1. Alta resiliencia: 1880-1905

La colonización de las tierras de la región pampeana (datan de 1866) se inicia en Santa Fe, Entre Ríos y Buenos Aires (*Figura 14.29*). En el oeste de la provincia de Buenos Aires la generalización de la agricultura se registra hacia 1885 con las primeras colonias agrícolas y la llegada del ferrocarril. Hacia 1890 comienza la organización de la agricultura y la ganadería, además de la comercialización de los

productos. Los cultivos por orden de importancia fueron: trigo, maíz, alfalfa, cebada, centeno y avena y, posteriormente, se introduce el lino en el oeste de Buenos Aires y sur de Córdoba.



Figura 14.29. Evolución de la calidad del suelo en los agroecosistemas pampeanos. MO: materia orgánica; E.: erosión; Lab.: labranza. Adaptado de Casas (2001).

8.2. Incremento de la vulnerabilidad: 1905-1935

Hacia 1905 con nuevas corrientes inmigratorias se inicia una fuerte expansión agrícola que coincide con intensas sequías y quemas de pastizales. El uso de arado de reja y vertedera en suelos arenosos aumenta el riesgo de formación de médanos en el oeste de la región. Desde 1914 se incrementa expansión agrícola principalmente en La Pampa y el sur de Córdoba y a partir de 1928/29 se estabiliza el área sembrada apareciendo los primeros registros de erosión eólica. Poco después, se observa que se abandonan áreas agrícolas por menor precio de los cereales y como consecuencia de la erosión eólica. En una primera etapa, el elevado contenido de MO de los suelos vírgenes, y una agricultura que no había llegado a su etapa de expansión, permitieron mantener los suelos productivos, con procesos de degradación incipientes o localizados. A partir de 1916, las sequías periódicas, la fuerte expansión de la agricultura ocurrida a principios de siglo y el deterioro sufrido por los suelos por las labranzas excesivas con arado de reja y vertedera intensificaron los procesos de degradación de los suelos pampeanos, con un marcado descenso de los contenidos de MO e incremento de procesos de erosión hídrica y eólica. Entre las causas antrópicas se distinguen el desmonte y la roturación de praderas nativas, el pastoreo excesivo, la explotación inadecuada del suelo sin tener en cuenta la aptitud de las tierras y la colonización inadecuada.

8.3. Mejora en la calidad del suelo: 1935-1970

La superficie destinada a la ganadería comienza a aumentar hasta 1944, en detrimento de la agricultura, asociado también a fuertes sequías que afectan principalmente a La Pampa, sur de Córdoba y San Luis. Hacia 1940 se reconoce la región afectada por erosión y que existen factores naturales predisponentes como la estructura inestable de los suelos arenosos y las sequías periódicas que afectan la región. La toma de conciencia sobre el estado de degradación de los suelos, su fragilidad y las consecuencias negativas sociales y económicas se traduce en una serie de acciones concretas que contribuyen a disminuir y controlar el proceso erosivo. También surgió en ese momento el Proyecto

de Ley de Conservación del Suelos que incluye disposiciones legales es sobre la erosión, plan de forestación para las regiones con erosión, estudio y fiscalización de abonos y correctivos y organismos de asesoramiento y cooperación.

En 1944 se crea el Instituto de Suelos y Agrotecnia y se ponen en ejecución sistemas y prácticas de conservación de suelos como cultivos en franjas y en contorno, terrazas y fijación de médanos. En la década de 1940 se logra paulatinamente estabilizar el ciclo de deterioro y erosión de los suelos. En la década siguiente se suma la sustitución de cultivos de cosecha por alfalfa, la mayor superficie destinada a la ganadería, el mejor uso de los residuos de cosecha y los planes masivos de forestación. La expansión de la ganadería es consecuencia de privilegiarse la exportación de carne y esta tendencia se mantiene hasta aproximadamente fines de la década de 1960. Este período de mejora en la calidad de los suelos se caracteriza por la vigencia de un modelo mixto de explotación de la tierra. La alfalfa y la ganadería restituían la MO del suelo y le devolvían el nitrógeno exportado con los granos, además de restituir las condiciones físicas del suelo y luego de 5-6 años de pastura, se volvía a hacer cultivos. Entre las décadas del 50 y del 60 se inicia un proceso de recuperación del ambiente productivo a partir de acciones públicas y privadas y la introducción de tecnologías conservacionistas. También contribuyó en este proceso la creación del INTA, Facultades de Agronomía, los Grupos CREA y la legislación conservacionista aplicada por algunos gobiernos provinciales.

8.4. Incremento de la vulnerabilidad: 1970-1990

A partir de 1970 los suelos de la región pampeana sufrieron una extraordinaria transformación de la actividad agrícola, caracterizada por el gran aumento de la producción, adopción de nueva tecnología, desarrollo de nuevas formas organizativas de la producción y un acelerado proceso de agriculturización que coincide con la expansión del cultivo de soja. El aspecto más grave de la expansión e intensificación de la agricultura fue el incremento de la erosión hídrica de los suelos y las principales causas del deterioro progresivo de los suelos son las siguientes:

- (i) El empleo de tractores más potentes y equipos de mayor ancho de labor y más pesados que afectaron la estructura y ocasionaron compactación del suelo.
- (ii) Reemplazo de cultivos como maíz por otros como la soja, que trajo como consecuencia una menor incorporación de residuos post-cosecha. Por otro lado, permitió combinar la soja con el del trigo obteniendo dos cosechas por año con una alta tasa de extracción de nutrientes y agua del suelo.
- (iii) Coincide un ciclo húmedo (1971 a 1985) y se registraron excesos hídricos relacionados con la expansión del doble cultivo trigo-soja y de la frontera agrícola hacia el oeste de la región. La intensificación agrícola se realizó con labranzas convencionales que incrementaron los procesos de erosión hídrica.
- (iv) La elevada tasa de extracción de nutrientes, especialmente nitrógeno y fósforo, sin la reposición por fertilización coincide con la difusión de híbridos de alto potencial de rendimiento.
- (v) Modificación del régimen de manejo de la tierra y los contratistas, dueños de la maquinaria agrícola, son los que toman las decisiones sobre el manejo del suelo.

Esta modalidad de producción intensificó los procesos de degradación de los suelos con un progresivo deterioro de la capacidad productiva, incremento de los riesgos de sequía, mayores costos de producción y descenso de los rendimientos en tierras degradadas. Estos procesos se manifiestan con mayor intensidad en las zonas más frágiles por condiciones de semiaridez (región pampeana semiárida), pendientes (subregión pampeana ondulada y periserrana del sur de Buenos Aires) o profundidad del perfil (suelos con horizonte petrocálcico del sur de Buenos Aires). La intensificación de la agricultura en la región pampeana y el desplazamiento de las isohietas hacia el oeste, provocó el desmonte de los bosques de caldén en La Pampa sobre suelos de alta susceptibilidad a la erosión eólica. También en Entre Ríos, la frontera avanzó sobre los bosques de ñandubay, en suelos susceptibles a la erosión hídrica. Hacia el final de este período cobran importancia la labranza vertical o reducida como alternativas de agricultura conservacionista.

8.5. Cambio en la calidad de los suelos: a partir de 1990

La erosión hídrica y eólica se estima que afecta al 20% de la Argentina. La erosión hídrica es de variada intensidad destacándose en la región pampeana, el centro y oeste de Entre Ríos, las cuencas del Río Carcarañá y Tercero (centro y sur de Córdoba y sur de Santa Fe), cuencas del río Arrecifes y arroyo del Medio (norte de Buenos Aires y sur de Santa Fe). La erosión eólica en la región pampeana abarca el sur de Córdoba, este de San Luis, noroeste de La Pampa y suroeste de Buenos Aires que en algunos casos se incrementó debido a sequías frecuentes. En respuesta a estos procesos la difusión de la siembra directa contribuyó a reducir la erosión mejorando la calidad del suelo. A partir de la década de 1990, se produjo un importante incremento en el uso de los fertilizantes pese a que no alcanzan a cubrir los niveles de reposición de los nutrientes exportados por los principales cultivos”.

Bibliografía

- Acton, D. F. y Gregorich, L. J. (1995). *The Health of Our Soils: Toward Sustainable Agriculture in Canada*. Agriculture Agri-Food Canada, CDR Unit, Ottawa.
- Albrecht, W. A. (1945). Soil fertility and its health implications. *Am. J. Orthod. Oral Surg. Orthod.* 31: 279–286.
- Altieri, M. A. y Nicholls, C. I. (2007). Conversión agroecológica de sistemas convencionales de producción: teoría, estrategias y evaluación. *Revista Ecosistemas*, 16(1).
- Álvarez, C. R., Costantini, A. O., Bono, A., Taboada, M. A., Boem, F. H. G., Fernández, P. L. y Prystupa, P. (2011). Distribution and vertical stratification of carbon and nitrogen in soil under different managements in the Pampean Region of Argentina. *R. Bras. Ci. Solo.*, 35: 1985-1994.
- Álvarez, R. y Steinbach, H. S. (2010). Efecto del uso agrícola sobre el nivel de materia orgánica. En: Álvarez, R., Rubio, G., Álvarez, C., Lavado, R.S. (Eds.). *Fertilidad de Suelos. Caracterización y manejo en la Región Pampeana*. (pp. 201-230). Buenos Aires, Argentina: Editorial Facultad de Agronomía.
- Andriulo, A., Galetto, M. L., Ferreyra, C., Cardone, C., Sasal, C., Abrego, F., Galina, J. y Rimatori, F. (1998). Efecto de once años de riego complementario sobre un Argiudol Típico Pampeano. *Ciencia del Suelo*, 16: 125-127.
- Balfour, E.B. (1943). *The living soil*. Faber and Faber Ltd., London, U.K.
- Brevik, E. C. y Sauer T. J. (2015). The past, present, and future of soils and human health studies. *Soil*, 1, 35–46.

- Carter, M. R., Gregorich, E. G., Anderson, D. W., Doran, J. W., Janzen, H. H. y Pierce, F. J. (1997). Concepts of soil quality and their significance. En: Gregorich, E.G. y Carter, M. (Eds.). *Soil quality for crop production and ecosystem health*. Amsterdam, Países Bajos: Elsevier Science Publishers.
- Carrizo, M. E., Pilatti, M., Grenón, D. y Alesso, A. (2010). Acidificación y pérdida de bases intercambiables en Argiudoles del centro de Santa Fe. Actas XXII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. CD.
- Casas, R. R. (2001). La conservación de los suelos y la sustentabilidad de los sistemas agrícolas. Premio Ing. Antonio Prego 2000. Recuperado de: http://www.inta.gov.ar/suelos/inst/premio_prego.htm
- Chilon Camacho, E. (2018). El Paradigma “Suelo Vivo”. Revista de la Carrera de Ingeniería Agronómica – UMSA. *Apthapi*, 4(2): 1148-1172.
- Cruzate, G. A. y Casas, R. R. (2012). Extracción y balance de nutrientes en los suelos agrícolas de la Argentina. *Informaciones Agronómicas de Hispanoamérica*, 6: 7-14.
- Doran, J. W. y Parkin, B. T. (1994). Defining and assessing soil quality. *Defining soil quality for a sustainable environment*, 35: 1-21.
- Doran, J. W., Sarrantonio, M., y Liebig, M. (1996). Soil health and sustainability. En: Sparks, D. L. (Ed.), *Advances in Agronomy*, Vol. 56, (pp. 1-54). San Diego, CA, USA: Academic Press.
- Doran, J. W. y Zeiss, M. R. (2000). Soil health and sustainability: managing the biotic component of soil quality. *Applied Soil Ecology*, 15: 3-11
- Ernst, O. y Siri-Prieto, G. (2009). Impact of perennial pasture and tillage systems on carbon input and soil quality indicators. *Soil & Till. Res.*, 105(2): 260-268.
- Faita, E. C., Torella, J. L. y Gueçaimburu, J. M. (2012). Detección del deterioro edáfico mediante algunas variables biológicas, químicas y físicas. Actas XIX Congreso Latinoamericano y XXIII Congreso Nacional de la Ciencia del Suelo. Mar del Plata, Buenos Aires.
- Food and Agriculture Organization-FAO. (1994). La erosión del suelo en la República Argentina. Recuperado de: www.fao.org/docrep/t2351s/t2351s0b.htm.
- Goulding, K. W. T. y Annis, B. (1998). Lime, liming and the management of soil acidity. *Proc. Fertilizer Soc.*, 410: 36.
- Fernández, P. L., Álvarez, C. R. y Taboada, M. A. (2011). Assessment of topsoil properties in integrated crop-livestock and continuous cropping systems under Zero Tillage (ZT). *Soil Sci.*, 49: 143-151.
- Fernández, P. L., Behrends Kraemer, E., Morrás, H. y Facio, F. (2020). Evaluación de los cambios en la morfología de agregados en distintos estados de degradación de bosque chaqueño pastoreado: un enfoque biomimético. XXVII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Suelos: Desafíos para una producción y desarrollo sustentables. Corrientes, Argentina: 26-29 de mayo de 2020.
- Fernández, P.L. y F. Behrends Kraemer. 2021. Hacia la salud de los suelos. II Congreso Argentino de Agroecología. 13 a 16 de octubre de 2021. (virtual).
- Gans, J., Wolinsky, M. y Dunbar, J. (2005). Computational improvements reveal great bacterial diversity and high metal toxicity in soil. *Science*, 309: 1387-1390.
- Gold, T. (1998). The deep, hot biosphere. *Proc. Natl. Acad. Sci.*, 89(13): 6045-6049.
- Goulding, K. W. y Blake, L. (1998). Land use, liming and the mobilization of potentially toxic metals. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 67: 135-144.
- Gregorich, E. G., Carter, M. R., Angers, D. A., Monreal, C. M. y Ellert, B. H. (1994). Towards a minimum data set to assess soil organic matter quality in agricultural soils. *Can. J. Soil Sci.*, 74: 367-386.
- Gudelj, O. y Weir, E. (2000). Estabilidad estructural y material orgánica en distintos grados de erosión provocada en un suelo Argiudol típico. Actas XVII CACS. Mar del Plata, Argentina.
- Howard, A. 1940. An agricultural testament. Oxford Univ. Press, London, U.K.
- Howard, A. 1947. The soil and health: a study of organic agriculture. Devin-Adair Company, New York.
- Jenny, H. 1941. *Factors of soil formation: A system of quantitative pedology*. New York, NY, USA: Dover Publications. ISBN:0-486-68128-9.

- Karlen, D. L., Andrews, S. S. y Doran, J. W. (2001). Soil quality: Current concepts and applications. *Advances in Agronomy*, Volume 74.
- Karlen, D. L., Ditzler, C. A. y Andrews, S. S. (2003). Soil quality: why and how? *Geoderma*, 114: 145-156.
- Karlen, D. L., Mausbach, M. J., Doran, J. W., Cline, R. G., Harris, R. F. y Schuman, G. E. (1997). Soil quality: a concept, definition and framework for evaluation. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 61: 4-14.
- Knight, H. G., Kellogg, C. E., Barnes, C. P., McCall, M. A., Allin, B. W. y Patrick, A. L. (1938). *Soils and men*. Washington, DC, USA: USDA Yearbook of Agriculture.
- Lal, R. (2015). Restoring Soil Quality to Mitigate Soil Degradation. *Sustainability*, 7: 5875-5895. Doi: 10.3390/su7055875
- Lal, R. (2016). Soil health and carbon management. *Food and Energy Security*, 5(4): 212-222.
- Larson, W. E. y Pierce, F. J. (1991). Conservation and enhancement of soil quality. En: Dumanski, J. (Ed.). *Evaluation for Sustainable Land Management in the Developing World. Proceedings of the International Workshop* (pp. 175-203). Bangkok, Tailandia: Int. Board for Soil Res. and Management.
- Lynette, K. A y Murphy, D. V. (2010). Land Degradation and Desertification: Assessment, Mitigation and Remediation. En: Zdruli, P., Pagliai, M., Kapur, S. y Faz Cano, A. (Eds.). *What is Soil Biological Fertility?* 1-14 p. Manual LADA-L. Versión Mayo 2010. FAO – UEA.
- McCarrison, R. (1921). *Studies in deficiency disease*. Hazell Watson and Viney Ltd, London, U.K.
- Méndez, V. E., Bacon, C. M., y Cohen, R. (2013). Agroecology as a transdisciplinary, participatory, and action-oriented approach. *Agroecology and Sustainable Food Systems*, 37(1): 3-18.
- Paoletti, M. G. (1999). The role of earthworms for assessment of sustainability and as bioindicators. *Agriculture, Ecosystems and Environment.*, 74: 137-155.
- Parr, J. F., Papendick, R. I., Hornick, S. B. y Meyer, R. E. (1992). Soil Quality and relationship to alternative and sustainable agriculture. *American Journal of Alternative Agriculture*, 7: 5-11.
- Peinemann, N., Díaz-Zorita, M., Villamil, M. B., Lusarreta, H. y Grunewald, D. (1998). Consecuencias del riego complementario sobre propiedades edáficas en la llanura pampeana. *Ciencia del Suelo*, 16: 39-42.
- Primavesi, A. (1982). Capítulo 5. A Biología do solo. En: *Manejo ecológico do solo: a agricultura em regioes tropicais*. Ampub Comercial Ltda. 139-160 p.
- Rapport, D. J., Costanza, R., y McMichael, A. J. (1998). Assessing ecosystem health. *Trends in ecology & evolution*, 13(10): 397-402.
- Riechman, J. (2003). Biomímesis. *El Ecologista*, 36: 28-31
- Romig, D. E., Garlynd, M. J., Harris, R. F. y McSweeney, K. (1995). How farmers assess soil health and quality. *J. Soil Water Conservation*, 50: 229-236.
- Sanzano, G. A., Corbella, R. D., García, J. R. y Fadda, G. S. (2005). Degradación física y química de un Haplustol típico bajo distintos sistemas de manejo de suelo. *Ciencia el Suelo*, 23: 93-100.
- Seybold, C. A., Mausbach, M. J., Karlen, D. L. y Rogers, H. H. (1997). Quantification of Soil Quality. En: Lal, R., Kimble, J. M., Follet, R. F. y Stewart, B. A. (Eds.). *Soil Process and the Carbon Cycle*. (pp. 387-403). Boca Ratón, Florida, USA: CRC Press.
- Singer, M. J. y Ewing, S. (2000). Soil quality. En: Sumner, M. E. (Ed.). *Handbook of Soil Science*. (pp. 271-298). Boca Ratón, Florida, USA: CRC Press.
- Stott, D. E., Andrews, S. S., Liebig, M. A., Wienhold, B. J. y Karlen, D. L. (2010). Evaluation of β -glucosidase activity as a soil quality indicator for the soil management assessment framework. (SMAF). *Soil Sci. Soc. Am. J.* 74: 107-119.
- Taboada, M. A. (2008). Influencia de la textura y la estructura de los suelos sobre la fertilidad física. En: Taboada, M. A. y Álvarez, C. R. (Eds.). *Fertilidad Física de los Suelos*. (pp. 9-30). Buenos Aires, Argentina: Editorial Facultad de Agronomía.
- Taboada, M. A., Damiano, F. y Lavado, R. S. (2009). Inundaciones en la Región Pampeana. Consecuencias sobre los suelos. En: Taboada, M. A. y Lavado, R. S. (Eds.). *Alteraciones de la fertilidad de suelos. El halomorfismo, la acidez, el hidromorfismo y las inundaciones*. (pp. 103-127). Buenos Aires, Argentina: Editorial Facultad Agronomía.

- Taboada, M. A., Micucci, F. G. y Álvarez, C. R. (2010). Impedancias mecánicas y compactación en suelos agrícolas. En: Álvarez, R., Rubio, G., Álvarez, C. R. y Lavado, R. S. (Eds.). *Fertilidad de Suelos*. (pp. 133-167). Buenos Aires, Argentina: Editorial Facultad de Agronomía.
- Urricariet, S. y Lavado, R. S. (1999). Indicadores de deterioro en suelos de la Pampa Ondulada. *Ciencia del Suelo*, 17: 37-44.
- Urricariet, S. (2000). El deterioro de los suelos de la Pampa Ondulada y su influencia sobre la productividad del cultivo de maíz. Tesis de Maestría. Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires, Argentina, 149 pp.
- Vázquez, M. E. (2007). Calcio y Magnesio del suelo. Encalado y enyesado. Fertilidad de suelos y fertilización de cultivos. En: Echeverría, H. y García, F. (Eds.). (pp. 161-188). Buenos Aires, Argentina: Editorial INTA.
- Vega, D. (2017). Una (re)conceptualización de la salud de los cultivos desde una perspectiva agroecológica. Dos estudios de caso en la Pampa Austral argentina. Tesis Doctoral. Universidad de Antioquia, Colombia.
- Viglizzo, E. F., Ricard, M.F., Jobbágy, E., Frank, F.C. y Carreño, L.V. (2012). Assessing the cross-scale impact of 50 years of agricultural transformation in Argentina. *Field Crops Research*, 124: 186-194.
- Videla, C., Baquero, V., Studdert, G. A., Zamuner, E. y Picone, L. (2012). Acidez y exportación de bases en suelos bajo uso agrícola. XIX Congreso Latinoamericano de la Ciencia del Suelo. XXIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Mar del Plata: 16-20 de abril de 2012.
- Voisin, A. (1959). *Soil, grass, and cancer*. New York, USA: Philosophical Library.
- Warkentin, B. P. y Fletcher, H. R. (1977). Soil quality for intensive agriculture Proceedings of the international seminar on soil environment and fertility management in intensive agriculture. Society of Science of Soil and Manure. Japan 594-598.
- Westman, W. E. (1985). *Ecology, impact assessment and environmental planning*. (pp. 532). Nueva York, USA: J. Wiley & Sons.
- Wezel, A., Bellon, S., Doré, T., Francis, C., Vallod, D., y David, C. (2009). Agroecology as a science, a movement and a practice. A review. *Agronomy for sustainable development*, 29(4), 503-515.
- Xu, W., y Mage, J. A. (2001). A review of concepts and criteria for assessing agroecosystem health including a preliminary case study of southern Ontario. *Agriculture, ecosystems & Environment*, 83(3): 215-233.

Eduardo Musacchio y Luciana L. Couso

1. Diversidad biocultural y origen de la agrobiodiversidad ¿Por qué se cultiva lo que se cultiva?

La especie humana tuvo su origen hace unos 200 mil años en África y desde hace 80 mil años comenzó un proceso de expansión por el cual colonizó gran parte del planeta. Una vez establecido en los diferentes hábitats, cada grupo humano aprendió a utilizar de manera específica los recursos disponibles en su entorno inmediato. Estos saberes sobre la naturaleza fueron adquiridos, perfeccionados y transmitidos por vía oral de generación en generación. Conforman una dimensión fundamental de la cultura humana ya que reflejan la profundidad y riqueza de observaciones sobre el entorno, moldeando su relación con la naturaleza. Sin ellos la supervivencia de los grupos humanos no hubiera sido posible (Toledo *et al.*, 2019). Esta relación con la naturaleza cambió definitivamente hace 10 mil años, cuando sociedades de todo el mundo comenzaron a transformarse de cazadoras-recolectoras a agrícolas. Este proceso revolucionó la historia de la humanidad, cambiando la forma de alimentarse y de vivir, permitiendo la sedentarización de las poblaciones humanas. La agricultura cambió también los ecosistemas y los territorios y creó las condiciones materiales para todos los procesos posteriores de formación de los distintos pueblos y sus formas de ser y vivir (Vía Campesina, 2018).

Durante esta revolución agrícola o neolítica se generó no solo una enorme variedad de especies de plantas y animales domesticados (estimado entre 1.200 y 1.400 especies), sino que también aparecieron cientos o incluso miles de variedades o razas locales (solamente de papa se conocen alrededor de 12 mil variedades locales y de arroz unas 10 mil). Esto produjo, en conjunto, un aumento notable de la biodiversidad. Las variedades locales están generalmente adaptadas a condiciones ecológicas específicas: diversos rangos de humedad y temperatura, ciclos o ritmos naturales, umbrales climáticos o de suelos y necesidades del consumo humano como tamaño, color, sabor, aroma, manejabilidad, disponibilidad espacial y temporal, valor nutricional o artesanal, etc. Estas adaptaciones particulares produjeron una gama de variedades vegetales que son el producto de un fino conocimiento ecológico de las condiciones locales (Toledo *et al.*, 2019).

Los pueblos antiguos habían completado hace 4 mil años la domesticación de las principales especies de cultivos de las que hoy depende la supervivencia humana, incluyendo arroz, trigo y maíz. La domesticación de plantas es la modificación genética de una especie para crear una nueva forma de planta a fin de cumplir necesidades humanas. Hay un conjunto común de rasgos, conocido como síndrome de domesticación que distingue a la mayoría de los cultivos de sus ancestros silvestres, volviendo a la planta domesticada menos capaz de sobrevivir de forma silvestre, y más dependiente de la intervención del hombre para crecer y reproducirse (Hammer, 1984).

En comparación con sus ancestros, los cultivos domesticados tienen normalmente menos frutos o granos, pero de mayor tamaño, gran diversidad de formas y colores de granos, plantas más robustas, un crecimiento más determinado (o una mayor dominancia apical) y pérdida de mecanismos de dispersión de semillas, de modo que las semillas permanecen adheridas a la planta para facilitar su

cosecha. También presentan cambios fisiológicos como la pérdida de dormición de las semillas, adaptaciones a distintos fotoperíodos, floración sincronizada y pérdida de defensas químicas o mecánicas, presentes en ancestros silvestres, que afectan su consumo (Doebley *et al.*, 2006).

Aunque probablemente los cereales y otros cultivos fueron domesticados en el contexto de grandes campos clareados por la quema o por las inundaciones de primavera a lo largo de los ríos, otros cultivos domesticados pueden haber tenido sus comienzos como plantas silvestres cerca de campamentos estacionales. Los cazadores-recolectores solían seguir migraciones estacionales, visitando los mismos sitios específicos en determinadas épocas del año. La perturbación de la vegetación natural y los basurales de estos campamentos proporcionaron un terreno fértil para las especies colonizadoras de las que descienden los cultivos actuales. Semillas descartadas un año en la basura, brotaban en una nueva cosecha al regreso del grupo el año siguiente. Al recolectar preferentemente semillas y frutos de plantas con los rasgos más deseables, con el tiempo la frecuencia de plantas con estos fenotipos fue aumentando. Eventualmente, se habría dejado de recolectar semillas y frutos silvestres para pasar a la siembra deliberada de semillas (Doebley *et al.*, 2006).

El proceso de domesticación no fue uniforme ni en el espacio ni en el tiempo. Tuvo lugar en áreas bien definidas del planeta, y fue el resultado de varios factores biológicos, ecológicos, sociales y culturales. Entre 1920 y 1940, el genetista y biólogo ruso Nicolai Ivanovitch Vavilov realizó una colección de más de 300 mil muestras de variedades antiguas y modernas de casi 700 especies cultivadas. Al estudiar estas colecciones observó que para una determinada especie podía identificar una región

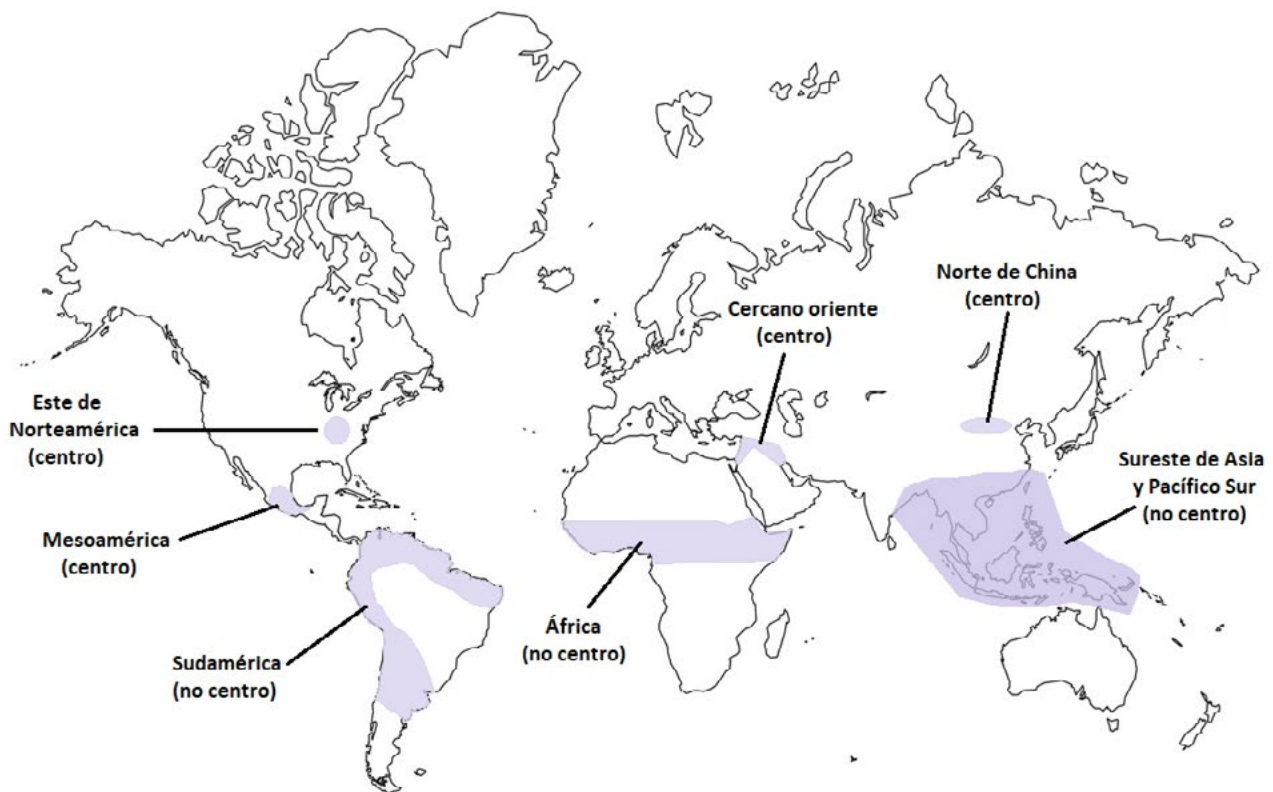


Figura 15.1. Centros de origen y áreas extensas acéntricas (no centros), según Harlan (1992). Adaptado de Toledo *et al.* (2019).

específica en la que se encontraba una gran variabilidad de la misma, deduciendo que en esa región se podría haber producido la domesticación de la especie. Al estudiar de esta forma el origen de numerosos cultivos, llegó a la conclusión de que existían ciertas regiones privilegiadas donde se habían originado no uno sino muchos cultivos (centros de origen primarios). También propuso la existencia de otro tipo de regiones en donde se había producido una gran diversificación de ciertos cultivos, aun cuando el auténtico origen estuviera fuera de dicha región (centros de origen secundarios o de diversificación). Así estableció ocho centros de origen alrededor del mundo, diferenciando los centros primarios de los secundarios o de diversificación. La propuesta original de Vavilov fue posteriormente discutida y revisada en base a nuevas evidencias.

Uno de los autores más destacados en estos nuevos estudios fue Harlan (1992) quien propuso tres centros de origen y tres áreas extensas acéntricas o difusas en las que la domesticación no tuvo lugar en puntos concretos sino en toda una gran región (*Figura 15.1*). Estos dos tipos de áreas coinciden respectivamente con lugares donde han existido grandes núcleos de población geográficamente concentrados y lugares en los que no. Los tres centros son el Cercano Oriente (Jordania, Siria, Turquía, Iraq e Irán), Mesoamérica (México y Centroamérica) y el norte de China. Por su parte, la franja central africana, Asia sur oriental y América del Sur constituyen las áreas extensas acéntricas (Cubero, 2013).

Tanto los estudios de Vavilov, como la reformulación de Harlan dan cuenta de una estrecha relación entre la agrobiodiversidad y la diversidad cultural. Por ello, al conjunto de estos dos aspectos -mutuamente dependientes y geográficamente coexistentes- se los denomina diversidad biocultural. La inmensa riqueza de variedades de cada cultivo ha llegado a nuestros días gracias al esfuerzo de comunidades indígenas y poblaciones locales. Para estos pueblos, las semillas no son sólo la base biológica del componente vegetal de sus agroecosistemas, sino también una parte esencial de su cultura, historia y cosmovisión. Estas comunidades han logrado mantener una tradición viva, enriquecida a lo largo del tiempo por el aporte de elementos novedosos, gracias a la cual han logrado persistir en un sitio durante períodos muy largos de tiempo (cientos e incluso miles de años) (Toledo y Barrera-Bassols, 2008).

Estudios e investigaciones, realizados durante años desde diversas disciplinas científicas, comprueban que el papel de las comunidades locales es clave para la conservación y diversificación de las especies cultivadas (*e.g.* Perales *et al.*, 2005; Boege, 2008; Isakson, 2009, 2011; Altieri y Toledo, 2011). Es gracias a un proceso de constante coevolución con su entorno biológico y cultural que la agrobiodiversidad se ha moldeado y permanecido hasta nuestros días. Por esto, su conservación y la de los territorios y comunidades indígenas y campesinas es indisoluble. Sin embargo, los pueblos indígenas y campesinos en los que descansa la supervivencia de la agrobiodiversidad están amenazados por factores socioeconómicos, despojo territorial y pérdida de sus medios de vida tradicionales, que los desplazan de sus territorios y los obligan a emigrar en busca de mejores condiciones de vida.

En términos generales hay dos estrategias de conservación de la biodiversidad. La conservación *in situ* se refiere a mantener los recursos genéticos en sus ambientes naturales. En el caso de las especies domesticadas o cultivadas, se refiere a la conservación de los recursos genéticos en los lugares en donde los mismos han evolucionado y diversificado (Brush, 1991). Por su parte, la conservación *ex situ*, está relacionada con la colección del germoplasma del lugar en donde fue encontrado y su posterior almacenamiento fuera del sitio de origen. Está relacionada con los jardines botánicos, zoológicos o con la generación de bancos de germoplasma (Jarvis *et al.*, 2000). Los programas de investigación, desarrollo y

apoyo a la conservación de semillas *in situ*, que revalorizan el rol y los saberes de las comunidades locales, son escasos. La estrategia dominante es la conservación de semillas *ex situ* en bancos de germoplasma, ya que está ligada a la trayectoria tecnológica de los países desarrollados (Serratos Hernández, 2009).

En la actualidad, se han desarrollado agudos procesos de urbanización e industrialización de la producción primaria. De miles de plantas que los seres humanos han domesticado, globalmente se consumen aproximadamente unas 200 especies. La demanda mundial de energía alimentaria es satisfecha sólo por 15 cultivos y, alrededor de dos tercios del consumo calórico es provisto por tres cultivos: arroz, maíz y trigo. Sumado a esto, de las principales especies cultivadas, se siembran muy pocas variedades de alto rendimiento, es decir, la diversidad genética cultivada en la actualidad es muy baja (Sarandón, 2020). A pesar de este alarmante panorama global, todavía se encuentran extensas regiones del mundo donde miles de comunidades campesinas e indígenas continúan realizando prácticas que certifican un uso sostenible de la biodiversidad de los ecosistemas que habitan (Toledo y Barrera-Bassols, 2008).

El caso del maíz

El maíz, *Zea mays* L., fue domesticado por comunidades originarias de México, probablemente en la región del río Balsas, hace 9.000 años. Se originó a partir del teocintle, *Z. perennis*, una planta que, a diferencia del maíz actual, tiene muy pocos granos con las cubiertas duras que lo hacen no comestible. Desde su centro de origen en México se difundió al resto de América. Ingresó a América del Sur inicialmente por las tierras bajas y más tarde llegó hasta los Andes (Lía *et al.*, 2007). El maíz es el cereal de los pueblos originarios del continente americano, es la base de su alimentación y parte esencial de su cultura. Fue cultivado desde Mesoamérica por los olmecas, mayas y teotihuacanos, hasta la región andina de Sudamérica por los incas y quechuas. Los olmecas y los mayas lo preparaban cocido, molido o procesado a través de la nixtamalización. Asimismo, el maíz está presente en las creencias y cosmovisión de todas las culturas de América (Serratos Hernández, 2009). En el *Popol Vuh*, por ejemplo, se menciona como la materia prima a partir de la cual los dioses crearon al ser humano: “De maíz amarillo y de maíz blanco se hizo su carne; de masa de maíz se hicieron los brazos y las piernas del hombre. Únicamente masa de maíz entró en la carne de nuestros padres, los cuatro hombres que fueron creados” (Craveri, 2013).

La agricultura indígena, poseedora de un vasto conocimiento empírico y de los ecosistemas que habitan, desarrolló técnicas de cultivo muy variadas y algunas muy sofisticadas. Ejemplos de ellas son las chinampas y milpas en México, las terrazas y sistemas de irrigación incas, los Waru-Waru en la zona andina, o la agricultura de roza tumba y quema en las selvas y bosques tropicales. Esta diversidad de ambientes y culturas produjo una gran diversificación en el maíz. Los individuos de cada una de las cientos de razas nativas conocidas poseen características en común que permiten asociarlos entre sí, reconocerlos como raza y, a su vez, separarlos del resto. Para clasificarlas se usaron principalmente las características de las espigas, pero también otras como la duración del ciclo del cultivo, su altura u otras características de la planta. A modo de ejemplo, en México se clasificaron 65 razas nativas, en Bolivia 77, en Perú 66 y en Brasil 44 (Serratos Hernández, 2009). En la Argentina, también existe una gran diversidad de razas nativas de maíz. Julián Cámara Hernández *et al.* (2012) clasificaron 47 razas de maíces nativos argentinos separadas en dos grandes grupos: las razas provenientes del NOA (*Figura 15.1.1*) y las provenientes del NEA (*Figura 15.1.2*). Estas razas se encuentran adaptadas localmente a ambientes muy diversos, desde regiones muy secas y en altura en las montañas del NOA hasta la selva misionera en el NEA. Cada una de ellas está asociada a la cultura, a comidas típicas y a la cosmovisión de las comunidades indígenas que las han resguardado hasta la actualidad. A modo de ejemplo, en la región Andina hay una gran cantidad de comidas típicas a base de maíz con elevado valor cultural, cada una de ellas producida con variedades de maíz específicas. Algunos de estos preparados son: locro, humita, api, aloja, capia, mote, tamales, tijtinchas, mazamorra, florcitas o puras, chilcán, ulpada, sopas, frangollo, calapi, sanco, etc. (Cámara Hernández y de Cabezas, 2007). En el NEA también existe diversidad de comidas típicas a base de maíz, el cual forma parte de la espiritualidad de sus pueblos. Un ejemplo de ello es la ceremonia Mbya Guarani “Ñemongaraí”, en la que se les da el nombre a los niños y niñas y se bendice a los frutos. Como parte de esta ceremonia se cocina la torta del maíz (*mbojapé*).



Figura 15.1.1. Razas de maíces nativos del NOA. Extraído de Cámara Hernández et al. (2012).



Figura 15.1.2. Razas de maíces nativos del NEA. Extraído de Cámara Hernández et al. (2012).

2. Historia del mejoramiento genético vegetal moderno ¿Cómo se llegó hasta acá?

Como ya se ha mencionado, durante milenios los agricultores seleccionaron sus propias semillas conservándolas para la siguiente temporada de siembra. Los agricultores eran entonces al mismo tiempo mejoradores. Estas funciones comenzaron a disociarse a partir de fines del siglo XVIII, período de profundas transformaciones económicas, sociales y tecnológicas. La aplicación del método científico a la agricultura cambió la manera de producir alimentos y semillas. El objetivo planteado consistía en resolver el problema de la escasez de alimentos a causa de la masificación creciente de ciudades industriales y de la despoblación simultánea del medio rural. Este nuevo tipo de agricultura científica se desarrolló a partir del descubrimiento de la reproducción sexual en las plantas a fines del siglo XVII. La primera hibridación consciente se realizó en 1717 y para finales del siglo XVIII se generalizó el cruzamiento como técnica de mejora para la obtención de nuevas variedades ornamentales y hortícolas. A lo largo de los siglos XVIII y XIX se intensificó la introducción y aclimatación de especies exóticas y la selección de nuevas variedades, que necesitaron de catálogos descriptivos. De esta época datan las primeras casas comerciales que se especializaron en la producción de semillas y plantas. Estas casas comerciales tuvieron un rol y un impacto de excepcional relevancia, creando la profesión de mejorador y desligándola de la del agricultor. Las empresas privadas avanzaron rápidamente y en EE.UU., a comienzos del siglo XIX, comenzaron a vender semillas por correo. Estas empresas eliminaron el riesgo y el trabajo del agricultor de conservar semilla propia, pero afectaron la cantidad de variedades locales existentes, ya que la casa comercial sólo multiplicaba y vendía un número limitado de variedades de altos rendimientos. Si bien el impacto de estas empresas fue escaso durante un par de siglos, se volvió exponencial a partir del siglo XX con la aparición de los grandes medios de transporte y la creciente concentración del mercado de semillas (Cubero, 2002).

Con el redescubrimiento de las leyes de Mendel en 1900, que permitieron comprender las bases genéticas de la herencia, nació la genética y el mejoramiento genético vegetal. El mejoramiento vegetal tuvo un gran desarrollo en el siglo XX, impulsado por los vertiginosos avances y aplicaciones tanto del campo de la genética como de otras ciencias (estadística, biometría, bioquímica, citología, etc.) (Cubero, 2002). Entre los hitos más destacables del mejoramiento vegetal, en el mismo siglo, se cuentan el desarrollo de híbridos de maíz y de variedades enanas de trigo y arroz, que contribuyeron a incrementar notablemente el rendimiento de estos cultivos. De estos tres cereales depende actualmente la mayor parte del consumo directo de calorías de los seres humanos. Si a esto se suma el consumo indirecto, a través de la alimentación de ganado, el consumo total es aún mayor (Fisher y Edmeades, 2010).

El desarrollo de maíces híbridos fue uno de los primeros éxitos de la teoría genética aplicada a la producción de alimentos, técnica que luego sería aplicada a otros cultivos. En 1908, George Harrison Shull y Edward Murray East, redescubrieron el fenómeno de depresión por endocria y el vigor híbrido o heterosis. Estos autores observaron, simultáneamente, que si forzaban autofecundaciones sucesivas en maíz obtenían líneas puras de individuos genéticamente idénticos, pero de menor tamaño y vigor. Sin embargo, al cruzar dos de estas líneas puras distantes genéticamente entre sí, obtenían híbridos con mucho mayor rendimiento y vigor que los progenitores originales. El método de mejoramiento desarrollado entonces a partir de este descubrimiento consistió en autofecundar un gran número de plantas hasta obtener líneas puras o endocriadas y cruzar estas líneas para obtener el mayor número

posible de híbridos. Luego evaluar todos los híbridos mediante ensayos experimentales y seleccionar la mejor combinación de líneas puras por aptitud combinatoria en lugar de por sus propias características. Esto permitió que, una vez identificado el mejor par de líneas puras, se replicara el mismo híbrido año tras año (Duvick, 2001).

Al ser el maíz una especie alógama, diclino-monoica, de polinización anemófila, los híbridos podían desarrollarse a gran escala sembrando las líneas selectas en parcelas adyacentes y despanojando a una de ellas para garantizar así su cruzamiento. Sin embargo, esta técnica tan prometedora fue inviable en principio, ya que las líneas puras eran tan débiles y de bajos rendimientos, que el costo de producir semilla híbrida superaba el incremento en los rendimientos (de 15% o más). Esta dificultad fue superada a partir de la metodología propuesta por Donald F. Jones en 1918, que consistía en producir híbridos dobles mediante el cruzamiento de dos híbridos simples. De esta manera se redujeron considerablemente los costos de producción de semilla híbrida posibilitando su comercialización en EE.UU. a gran escala por parte de empresas semilleras privadas (Duvick, 2001).

Los rendimientos, que en las primeras décadas del siglo XX estaban estancados en un promedio de 2 t ha⁻¹, empezaron a subir simultáneamente con el área implantada con híbridos. En Iowa los rendimientos pasaron de 2 a 3,5 t ha⁻¹ en el período 1933-1943, mientras el área implantada con híbridos para el mismo período pasó del 0,7 al 99%. En EE.UU., los rendimientos pasaron de 1,5 a 3,5 t ha⁻¹ en el período 1933-1950, mientras que el área implantada con híbridos pasó del 0,1 al 78% (Figura 15.2). En ambos casos, las ganancias en rendimiento se dieron antes del aumento significativo en el uso de fertilizantes sintéticos y pesticidas (Duvick 2005). Estos incrementos en los rendimientos obtenidos en EE.UU. a partir de los años 30, no se dieron en el resto del mundo hasta después de la Segunda Guerra Mundial. Por ejemplo, en la Argentina la producción comercial de semilla híbrida se inició a principios de la década de los 50. Su difusión alcanzó el 20% a fines de esa década y aumentó al 90% a fines de los años 60 (Eyherabide, 2006).

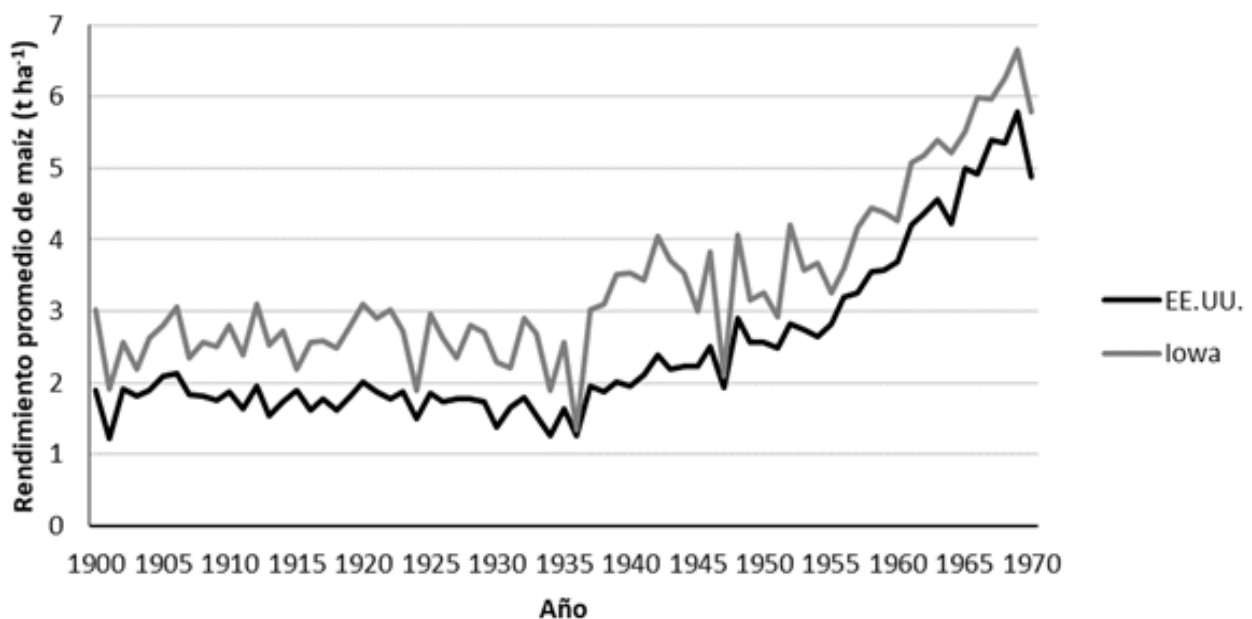


Figura 15.2. Serie histórica de rendimientos promedio de maíz en EE.UU. y en el Estado de Iowa. Período 1900-1970. Elaboración propia a partir de USDA-NASS, Agricultural Statistics Data Base (2020).

En lo que respecta a estas innovaciones, el sector público fue originalmente la principal fuente de ideas, teorías, técnicas y germoplasma, que compartió sin restricciones al sector privado. Todas las empresas semilleras comenzaron con cultivares y líneas endocriadas que se habían desarrollado en granjas o en estaciones experimentales universitarias o estatales. Las universidades, a través de sus sistemas de extensión, difundieron entre la comunidad de productores las ventajas de los híbridos de maíz. Con el tiempo, las instituciones públicas relegaron sus programas de mejoramiento para concentrarse en la investigación más básica de genética del maíz. A fines de los años 30, las empresas privadas como Pioneer Hi-Bred, fundada en 1919 por Henry A. Wallace, empezaron a dominar el mercado de semillas en EE.UU. (Reeves y Cassaday, 2002). Este avance logrado en los rendimientos de maíz tuvo como contrapartida que los productores se vieron forzados a renunciar a la práctica tradicional de conservar sus propias semillas y variedades. Esto se debe a que en la descendencia de un híbrido se da una caída abrupta del rendimiento que obliga a los productores a volver a comprar semilla híbrida año tras año.

Henry Wallace no sólo fundó la que sería una de las empresas semilleras más importantes de EE.UU. y el mundo, sino que también dio al fitomejoramiento científico un enfoque internacional. En 1940, en su calidad de vicepresidente de los EE.UU., Wallace visitó México y vio la oportunidad de desarrollar el fitomejoramiento científico, la investigación y la extensión agrícola en ese país. Al regresar a Washington, recurrió a la Fundación Rockefeller que, junto con el gobierno mexicano, creó en 1943 un programa de investigación sobre maíz, trigo y frijoles. Este programa daría origen más adelante al Centro Internacional de Mejoramiento de Maíz y Trigo (CIMMYT). El ingeniero agrónomo estadounidense Norman Borlaug, conocido como el padre de la Revolución Verde, empezó a trabajar sobre la resistencia a enfermedades en trigo, en el marco del programa Rockefeller-México, en 1945. Años más tarde trabajó en reducir las pérdidas de rendimiento por vuelco de plantas. Para ello realizó cruzamientos entre variedades de trigo comerciales y Norin 10. Este último era un trigo enano, de origen japonés, enviado a EE.UU. después de la Segunda Guerra Mundial. Las variedades de menor estatura que obtuvo se conocieron como trigos semienanos y rindieron mucho mejor que los trigos más altos cultivados en la mayor parte del mundo en ese momento, ya que disminuían las pérdidas por vuelco y aumentaban los rendimientos por un mayor uso de fertilizantes químicos. La producción de trigo en México creció de una manera sin precedentes y en 1965, a través de los vínculos de Borlaug con investigadores y funcionarios gubernamentales en Asia, India y Pakistán importaron 250 y 350 t de semilla de trigo semienano mexicano, respectivamente. Se estima que los aumentos de los rendimientos en el sur de Asia a partir de estas variedades de trigo evitaron la hambruna de millones de personas. En reconocimiento por este logro, Norman Borlaug fue galardonado en 1970 con el Premio Nobel de la Paz. Desde entonces variedades modernas semienanas reemplazaron a las variedades tradicionales de mayor estatura en la mayor parte del mundo. En la Argentina, a partir de la década del 70, se difundieron nuevas variedades producto del cruzamiento entre germoplasma tradicional y germoplasma semienano del CIMMYT (Reeves y Cassaday, 2002).

Para Asia, la base de la alimentación no es ni el maíz ni el trigo, sino el arroz. Dada la relevancia de este cultivo, en 1960, las fundaciones Rockefeller y Ford crearon el “International Rice Research Institute” (IRRI) en Filipinas. En 1966, el IRRI desarrolló la primera variedad de arroz semienano de alto rendimiento (IR8) que produjo más del doble que cualquier otra variedad de arroz. Esta variedad se cultivó ampliamente en toda Asia en la década del 70, siendo sus sucesoras IR36 (resistente a múltiples plagas) e IR64 (que combinaba alto rendimiento con buena calidad de grano y resistencia a plagas) (Reeves y Cassaday, 2002).

El éxito de los programas de mejoramiento vegetal desarrollados por el CIMMYT y el IRRI alentó a las fundaciones Rockefeller y Ford a la creación de una red internacional de centros de investigación agrícola. En 1971, un total de once países y nueve organizaciones fundaron el “Consultative Group on International Agricultural Research” (CGIAR), al que posteriormente se unirían más países y organizaciones. En la actualidad, el CGIAR coordina la labor de quince centros de investigación en colaboración con organizaciones asociadas, institutos nacionales y regionales de investigación, la academia, el sector privado y la sociedad civil.

Los híbridos, variedades y técnicas de mejoramiento difundidas mundialmente por la Revolución Verde permitieron aumentar los rendimientos mundiales de los principales cultivos de grano con una tasa sostenida a partir de los años 60 (*Figura 15.3*). Estas variedades modernas fueron la base fundamental para la transformación de los sistemas agropecuarios a nivel mundial, facilitando la explotación intensiva a través del riego, el uso masivo de fertilizantes químicos, pesticidas, herbicidas y maquinaria agrícola. Sin embargo, el alto uso de insumos implica un nivel de utilización insostenible de energía proveniente de combustible fósil, derivando en el surgimiento de diversos problemas ambientales, como la degradación del suelo. A su vez, se observa un aumento en el costo de la semilla y de las tecnologías asociadas, dependencia tecnológica y pérdida de la autonomía en la producción de semillas. Este nuevo escenario tecnológico-productivo generó consecuencias decisivas para los pequeños productores quienes se vieron paulatinamente excluidos del sistema productivo.

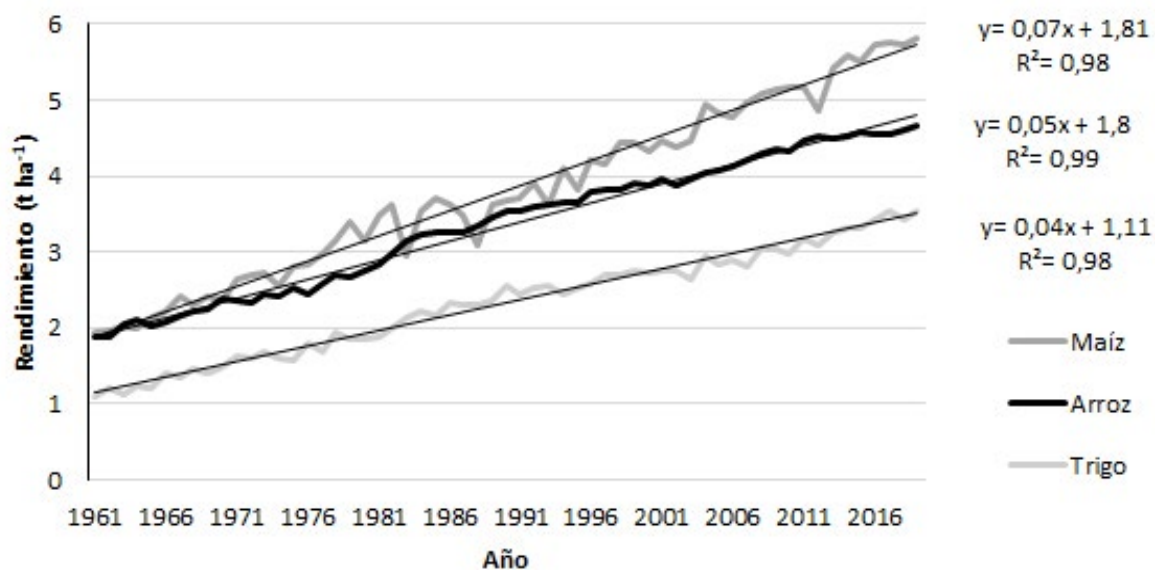


Figura 15.3. Serie histórica de rendimientos mundiales de maíz, arroz y trigo entre 1961 y 2019. Elaboración propia a partir de FAOSTAT (2020).

A partir de estos cambios originados por la agricultura científica moderna y el desarrollo capitalista, la producción agrícola se concentró en un menor número de especies con un número reducido de variedades mejoradas que fueron desplazando globalmente a las variedades locales. Ante este panorama, en el que se empezó a producir una brusca pérdida de agrobiodiversidad, surgió la necesidad de coleccionar y conservar las variedades locales. Se instaló, entonces, el modelo de conservación *ex situ* en bancos de germoplasma. La Argentina adoptó este modelo de

conservación a través del INTA, que cuenta con una red de Bancos de Germoplasma integrada por nueve Bancos Activos y un Banco Base con sede en el Instituto de Recursos Biológicos del INTA Castelar.

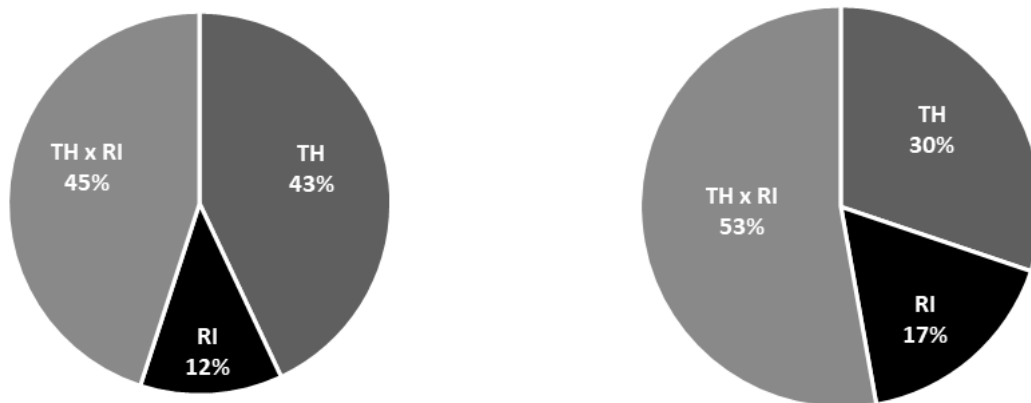
3. Agrobiotecnología moderna. ¿Cuáles son sus principales aplicaciones e impactos?

Durante la segunda mitad del siglo XX, una serie vertiginosa de descubrimientos y desarrollos en el campo de la genética dieron lugar a una nueva revolución en la agricultura, la revolución biotecnológica. Se entiende por biotecnología a toda aplicación tecnológica que utilice sistemas biológicos y organismos vivos, partes de los mismos o sus derivados, para la creación o modificación de productos o procesos útiles para el ser humano (un ejemplo son las fermentaciones microbianas para obtener quesos, vinos, cervezas, yogurt, etc.). En particular, la biotecnología moderna se refiere al uso de técnicas de ingeniería genética, de ADN recombinante, que permiten aislar y manipular un fragmento de ADN de un organismo y recombinarlo o transferirlo a otro organismo. Un organismo genéticamente modificado (OGM) es aquel al cual se le ha introducido por ingeniería genética uno o unos pocos genes de otros organismos (transgénico) o propios (cisgénico).

Entre algunos de los principales hitos y descubrimientos que permitieron el desarrollo de la biotecnología moderna pueden mencionarse:

- 1953: descubrimiento de la estructura de doble hélice del ADN propuesto por Watson y Crick, en base a las imágenes obtenidas por Rosalind Franklin.
- 1966: descubrimiento del código genético completo, que determina las secuencias de tres bases nucleotídicas que codifican a cada uno de los 20 aminoácidos.
- 1973: creación del primer OGM. Stanley Cohen, Paul Berg y Herbert Boyer utilizaron enzimas de restricción y la enzima ligasa para cortar ADN ribosomal de rana. Este fragmento de ADN se introdujo por recombinación en un plásmido que luego fue incorporado en bacterias *Escherichia coli*.
- 1975: desarrollo del método de secuenciación de ADN conocido como secuenciación Sanger, por su creador Frederick Sanger.
- 1983: desarrollo de la técnica de reacción en cadena de la polimerasa, conocida como PCR por sus siglas en inglés (polymerasechainreaction) por parte de Kary Mullis.
- 1983: creación de la primera planta transgénica, una planta de tabaco resistente a antibiótico.
- 1994: aprobación en EE.UU. del primer cultivo transgénico de uso alimentario de la historia, el Tomate Flav Sabor. A este tomate se le introdujo un gen antisentido con respecto al gen normal, que codifica para la poligalacturonasa, enzima que provoca la degradación de las paredes celulares en los frutos maduros. De esta forma se silenció la expresión de la poligalacturonasa, permitiendo que los frutos permanezcan firmes por más tiempo, mejorando así su post-cosecha. El mismo año, Estados Unidos aprueba también la soja resistente a herbicida.
- 1996: Aprobación comercial del primer OGM de soja resistente a glifosato en la Argentina.

Hasta el desarrollo de la ingeniería genética, las técnicas empleadas para crear nuevas variedades mejoradas dependían de la recombinación de la variación genética preexistente o de nuevas variantes alélicas inducidas al azar por mutagénesis. La transgénesis vegetal, sin embargo, permitió algo imposible hasta entonces: romper la barrera de cruzabilidad entre especies. Cualquier gen de utilidad, proveniente incluso de otro reino de la naturaleza, puede ser introducido mediante técnicas de biotecnología vegetal en un cultivo de interés. Se abrió así un sinfín de posibilidades para el desarrollo tecnológico agrícola, pero ¿cuáles han sido, en los últimos 25 años, las principales aplicaciones de la transgénesis vegetal aprobadas comercialmente? Las principales características introducidas por transgénesis y liberadas para su comercialización, tanto a nivel global como en la Argentina, fueron fundamentalmente: (i) tolerancia a herbicidas (glifosato y/o glufosinato) y (ii) resistencia a insectos (o la combinación de ambas) (**Figuras 15.4 a y b**). Si bien se han liberado para su comercialización otros materiales transgénicos con características como resistencia a virus y tolerancia a sequías, las superficies destinadas a estos cultivos son muy pequeñas a nivel mundial y ausentes en la Argentina.



(a) Porcentaje por característica del área global de cultivos transgénicos

(b) Porcentaje por característica de eventos aprobados en Argentina

Figura 15.4. (a) Porcentaje por característica del área global de cultivos transgénicos en 2018. TH= Tolerancia a herbicidas. RI= Resistencia a insectos. TH x RI= combinación de tolerancia a herbicidas y resistencia a insectos. Fuente: ISAAA (2019). (b) Porcentaje por característica de eventos aprobados para su comercialización y cultivados en Argentina entre 1996 y 2020. TH= Tolerancia a herbicidas. RI= Resistencia a insectos. TH x RI= combinación de tolerancia a herbicidas y resistencia a insectos. Elaboración propia a partir de SABYDR-MAGyP (2020).

Principales eventos liberados comercialmente

Tolerancia a glifosato: el glifosato es el principio activo de herbicidas de amplio espectro. Actúa como inhibidor competitivo de la enzima EPSPS (5-enolpiruvilshikimato-3-fosfato sintetasa) ocupando el lugar del PEP (fosfoenolpiruvato) e interviniendo de esta forma en la ruta biosintética de aminoácidos esenciales en plantas, bacterias, algas y hongos. Algunos organismos tienen una variante de la EPSPS resistente a la inhibición por glifosato. Entre estos se encontró un gen que codifica una EPSPS resistente a glifosato de la cepa CP4 de *Agrobacterium tumefaciens*. Este gen se insertó por transgénesis en cultivos de interés como soja, algodón y maíz. Si bien este herbicida se introdujo en el mercado mundial y argentino en la década del 70, su utilización se incrementó exponencialmente a partir de la liberación de eventos transgénicos resistentes al mismo.

Tolerancia a glufosinato: el L-glufosinato es el ingrediente activo de herbicidas post-emergentes, de amplio espectro y no selectivos. Es un inhibidor potente de la glutamina sintetasa, enzima que regula en las plantas la vía de asimilación primaria y secundaria del amonio. La resistencia a este herbicida está dada por los genes *bar* y *pat*, clonados a partir de las bacterias del suelo *Streptomyces hygrosopicus* y *S. viridochromogenes*, respectivamente. Ambos genes codifican para la enzima fosfotricin-acetil transferasa que convierte al L-glufosinato en una forma acetilada sin actividad herbicida y que permite a estas bacterias defenderse de la acción tóxica del glufosinato que ellas mismas producen. Estos genes se encuentran en varios cultivares transgénicos que actualmente tienen estatus comercial, sin embargo, la aplicación de esta tecnología se ha visto limitada por el mayor costo del glufosinato en relación con el glifosato. En la Argentina se aprobó en 1998 el primer evento con tolerancia a glufosinato en maíz. Los genes *bar* y *pat* tienen otra aplicación biotecnológica como marcadores de selección. Las técnicas de transgénesis requieren generar un inserto que contenga además de un gen con la característica de interés, otro gen o marcador de selección que permita determinar si el proceso fue exitoso. Los genes *bar* y *pat* son marcadores de selección eficientes, por lo que se utilizan en muchos protocolos de transformación genética.

Resistencia a insectos: desde la década del 30, del siglo XX, se utiliza *Bacillus thuringiensis* como bioinsecticida. Esta bacteria que habita en el suelo produce unas proteínas llamadas toxinas Cry. Las toxinas Cry se unen en forma específica a las células epiteliales del intestino de los insectos blancos formando poros. Estos poros son finalmente los responsables de la lisis de las células del intestino del insecto y su posterior muerte. Genes que codifican para proteínas Cry han sido incorporados por transgénesis en distintos cultivos, confiriéndoles resistencia a insectos. En la Argentina se liberaron para su comercialización eventos transgénicos con resistencia a insectos para maíz y algodón en 1998, y para soja en el 2012.

Otras características: un ejemplo son los desarrollos argentinos de eventos que confieren tolerancia a sequía en soja y trigo, aunque en ambos casos su comercialización sigue condicionada a su aprobación en China y Brasil, respectivamente. La tolerancia a sequía se consiguió a partir del gen HB4, un factor de transcripción que activa la respuesta a sequía en girasol (*Helianthus annuus L.*). Este fue un desarrollo del grupo liderado por la Dra. Raquel Chan (CONICET) y la Universidad Nacional del Litoral. Estos eventos fueron licenciados a la empresa argentina INDEAR (empresa de investigación y desarrollo de Bioceres) por 20 años, la cual se asoció con Beijing Dabeí Nong Biotechnology para comercializar variedades de soja HB4 resistente a sequía, y con la empresa francesa Florimond Desprez, creando Trigall Genetics para desarrollar y comercializar variedades de trigo HB4.

Los seis países pioneros en aprobar comercialmente cultivos genéticamente modificados en 1996 fueron: EE.UU., China, Argentina, Canadá, Australia y México. En 2019, 29 países sembraron cultivos genéticamente modificados sumando un total de 190.4 M ha (**Figura 15.5**). Los principales países productores de cultivos transgénicos son: EE.UU. (71.5 M ha), Brasil (52.8 M ha) y la Argentina (24 M ha). Tan solo estos tres países suman el 78% de la superficie mundial cultivada con OGMs (**Figura 15.6**). Les siguen en orden de importancia Canadá, India, Paraguay, China, Sudáfrica, Pakistán, Bolivia y Uruguay, cada uno de estos con más de un 1 M ha sembradas. Luego, con menos de 1 M ha: Filipinas, Australia, Myanmar, Sudán, México, España, Colombia, Vietnam, Honduras, Chile, Portugal, Indonesia, Bangladesh, Costa Rica, Eswatini, Malawi, Nigeria y Etiopía.

Los principales cultivos transgénicos a nivel mundial son soja, maíz, algodón, canola y alfalfa (**Figura 15.7**). Existen otros cultivos como papa, remolacha azucarera, caña de azúcar, etc., pero han sido autorizados en pocos países y sembrados en superficies ínfimas en términos relativos. La mitad de la superficie mundial sembrada con OGMs es de soja, totalizando 95.9 M ha en 2019. El área sembrada con soja transgénica representa el 78% de la superficie de soja total sembrada a escala mundial. Solo nueve países producen soja transgénica, EE.UU, Brasil, Argentina, Paraguay, Canadá, Uruguay, Bolivia, Sudáfrica y Chile, de los cuales EE.UU. es el principal productor y Brasil el principal expor-

tador. El segundo cultivo transgénico en importancia es el maíz, con una superficie sembrada de 58.9 M ha a nivel global que representan el 30% del área destinada a este cultivo. De algodón transgénico se siembran 24,9 M ha que representan el 76% del área global, siendo India el principal productor. De canola se siembran 10.1 M ha, lo que representa el 29% del área global y se cultiva en cuatro países, Canadá (principal productor), EE.UU., Australia y Chile. Por último, la alfalfa transgénica se cultiva en un total de 1.3 M ha y sólo se cultiva en EE.UU. y Canadá (ISAAA, 2019).

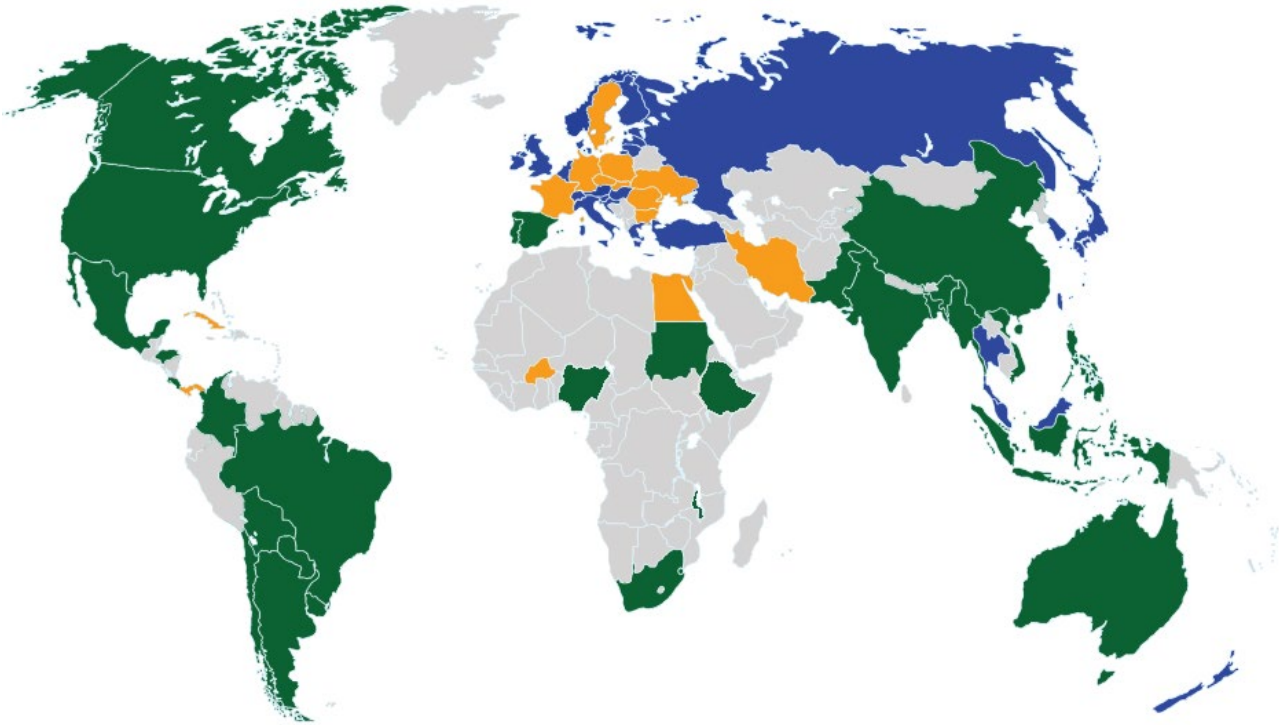


Figura 15.5. Uso mundial de organismo genéticamente modificados (OGMs) en 2019. Países que cultivaron OGMs (verde), que no cultivaron OGMs, pero importaron (azul) y que dejaron de cultivar OGMs, pero importaron (amarillo). Adaptado de ISAAA (2018).



Figura 15.6. Porcentaje por país de la superficie total sembrada con transgénicos a nivel mundial en 2019. Elaboración propia a partir de ISAAA (2019).

En la Argentina se siembra soja, maíz y algodón genéticamente modificados. Para estos cultivos, podría decirse que se alcanzó el techo de adopción tecnológica ya que prácticamente el 100% de la soja y del algodón y más del 97% del maíz que se cultivan son transgénicos. En el 2019, se sembraron 17.7 M ha de soja transgénica, 5,8 M ha de maíz y 0.4 M ha de algodón (Argenbio, 2020).

El proceso que va desde la investigación y el desarrollo de un nuevo evento hasta la realización de todos los ensayos requeridos para su liberación es largo (alrededor de 20 años) y costoso. Esto implica una barrera de entrada al mercado de semillas. Sumado a esto, durante las últimas décadas, un proceso de adquisiciones y fusiones de grandes empresas transnacionales semilleras y agroquímicas, implicó que sólo cuatro empresas transnacionales (Bayer, ChemChina, Corteva y BASF) controlasen el 78% del mercado de semillas (*Figura 15.7a*) y el 58% del mercado de agroquímicos a nivel mundial (*Figura 15.7b*), poniendo de manifiesto un proceso de concentración significativo en el mercado de insumos agrícolas. De estas, las últimas fusiones fueron las de ChemChina y Syngenta en 2017, Dow y DuPont en 2017 (Corteva Agriscience) y Bayer y Monsanto en 2018 (Bayer CropScience).

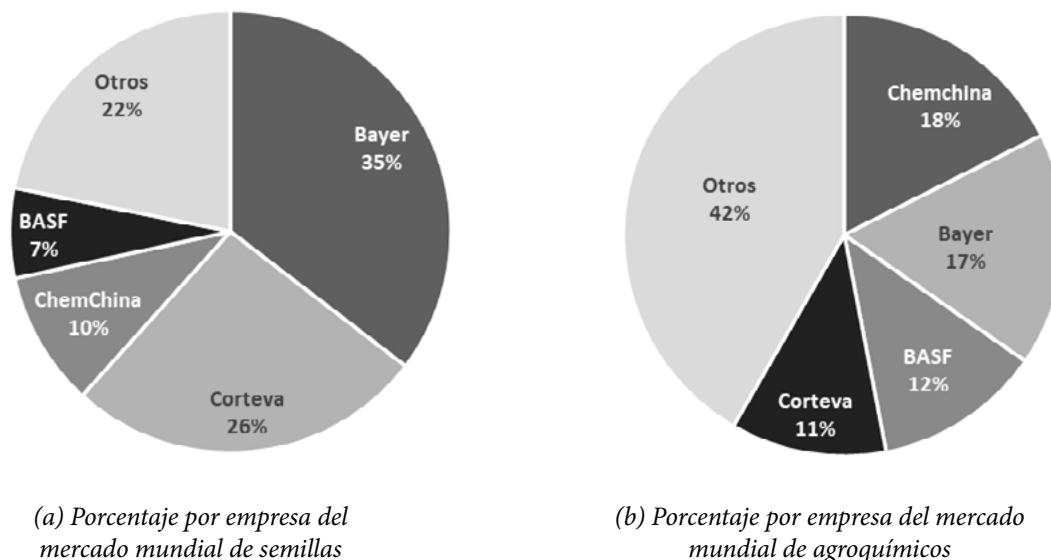


Figura 15.7 (a) Porcentaje por empresa del mercado mundial de semillas y eventos en 2018. Fuente: Zhang (2019). (b) Porcentaje por empresa del mercado mundial de agroquímicos en 2018. Elaboración propia a partir de Yuan (2019).

En la Argentina, según lo establecido en la Res. 763 del MAGyP, el circuito para la autorización de la comercialización de un Organismo Vegetal Genéticamente Modificado (OVGM) consta de un procedimiento administrativo en tres etapas cuyo dictamen debe ser favorable (SABYDR-MAGyP, 2020): (i) evaluación de los riesgos para los agroecosistemas derivados del cultivo en escala comercial del OVGM en consideración (a cargo de la Dirección de Biotecnología y de la CONABIA, conforme a lo establecido en la normativa vigente, Res. 701/11 de la SAGyP), (ii) evaluación del material para uso alimentario, humano y animal (competencia del SENASA y del Comité Técnico Asesor para el Uso de OGM -CTAUOGM-, de acuerdo con lo normado por Res. 412/02 del SENASA) y (iii) evaluación de los impactos productivos y comerciales respecto de la comercialización del material genéticamente modificado (a cargo de la Dirección de Mercados Agrícolas del MAGyP, de acuerdo con la Res. 510 de la SAGyP).

Hasta noviembre del 2019, siguiendo estos tres pasos, se liberaron para la comercialización 61 eventos transgénicos (SAByDR-MAGyP, 2020), la mitad de ellos en los últimos cinco años. Si se analizan los solicitantes de aprobación de OGMs en la Argentina entre 1996 y el 2019, puede observarse que el 89% de las aprobaciones fueron solicitadas por las mismas cuatro empresas ya mencionadas, que dominan el mercado a nivel global (*Figura 15.8*).

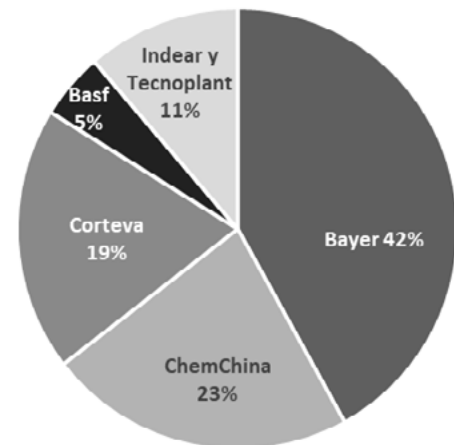


Figura 15.8. Solicitantes de aprobación de OGMs en la Argentina en el período 1996-2019. Elaboración propia a partir de SAByDR-MAGyP (2020).

La concentración en el mercado de semillas no ha sido el único impacto crítico para destacar de la agrobiotecnología moderna. El uso de semillas transgénicas es central en el modelo agrícola predominante en la actualidad, permitiendo la implementación de todo el paquete tecnológico asociado. La semilla transgénica tolerante a herbicidas facilitó la implementación del sistema de siembra directa a escala masiva. La adopción de este paquete implica importantes inversiones en agroinsumos y en maquinaria agrícola, haciendo que la relación costo/beneficio resulte más eficiente con el aumento de escala. Esto determinó nuevas formas de concentración de la tierra, de la producción agraria y, por ende, de exclusión de productores menos capitalizados. La intensificación de la producción agrícola en el marco de este patrón tecnológico ha conducido a la sobreexplotación de recursos naturales y a la expansión de las fronteras de explotación agrícola hacia territorios antes reservados a otros usos y prácticas (bosques nativos, selvas, etc.), con la consecuente destrucción de la biodiversidad y el avasallamiento de comunidades locales. A su vez, entre las principales críticas a este modelo productivo cabe mencionarse la degradación de las condiciones sanitarias de la vida en los pueblos rurales expuestos a agroquímicos (Gras y Hernández, 2015).

4. Propiedad intelectual de semillas. ¿Las semillas son de quien las trabaja?

La propiedad intelectual de plantas, animales y semillas fue y es largamente discutida. En la Argentina, quedó excluida de manera explícita en la ley de patentes la posibilidad de patentar organismos. No se pueden patentar materiales que existan en la naturaleza. Esto se aplica a plantas y animales sin importar cómo se producen (quedan excluidos de patentabilidad aún en el caso de que contengan genes introducidos, aunque las propias construcciones genéticas si son patentables). Sin embargo, la Argentina, al adherir al Acuerdo sobre los Derechos de la Propiedad Intelectual relacionados con el Comercio (ADPIC, Ley 24425/94) se comprometió, junto con los países firmantes, a la adopción de un sistema de protección legal de las obtenciones vegetales. Esto se materializó a nivel nacional, mediante un sistema *sui generis* a través de la figura de los derechos de obtentor (Ronner y Folguera, 2017). Los derechos de obtenciones vegetales (DOV) son una forma de propiedad intelectual que le confiere al obtentor de una variedad vegetal el derecho exclusivo de explotación de su creación. Por lo tanto, el titular posee, durante un máximo de veinte años, el derecho exclusivo de producir y vender el material de propagación no así las plantas derivadas (Pellegrini, 2013).

Si se compara la propiedad intelectual basada en el sistema de patentes con la basada en los derechos de obtentor hay dos puntos centrales que las distinguen: por un lado, la ley de patentes establece que sólo se pueden patentar las invenciones y no los descubrimientos. Mientras que el primero refleja una actividad creadora del hombre, el segundo se refiere a algo que está en la naturaleza. Un descubrimiento no es una invención. Por otro lado, el sistema de DOV contempla excepciones, una de las más importantes es la de uso propio o privilegio del agricultor (Ronner, 2005). El uso propio permite a los agricultores guardar las semillas obtenidas de una cosecha para la siguiente siembra.

Los primeros marcos regulatorios sobre las semillas datan de la década del 60 con la Revolución Verde y la expansión de las semillas híbridas. Un grupo de países europeos vio la necesidad de generar un marco de protección para las creaciones fitogenéticas, originando en 1961 la Unión Internacional para la Protección de las Obtenciones Vegetales (UPOV). Este convenio buscaba la protección de los derechos del obtentor de forma tal de impedir la reproducción y comercialización sin el permiso del obtentor. En EE.UU. también se generó un marco regulatorio de obtenciones vegetales en 1970 (el Acta de Protección de Variedades Vegetales o PVPA). Ambas normativas contemplaban el privilegio del agricultor (Pellegrini, 2013; Mendoza, 2016). Sin embargo, la tendencia con los años fue hacia una mayor limitación de los derechos del agricultor al uso propio, motorizada por las grandes corporaciones semilleras. Esto se materializó a nivel internacional con las modificaciones del convenio UPOV en 1972, 1978 y 1991, en los acuerdos internacionales surgidos en La Convención sobre Diversidad Biológica (1992), en el marco de la Organización Mundial del Comercio (OMC) y en los ADPIC (1994) (Mendoza, 2016).

En la Argentina, en 1973 se sanciona la ley de semillas y creaciones fitogenéticas (Ley N° 20.247) que constituye el primer marco regulatorio sobre la materia en América Latina y se crea la Comisión Nacional de Semillas (CONASE). En 1978, se reglamenta el modo de aplicación de la ley mediante el Decreto 1995 y, para asegurar su aplicación, se crea el Servicio Nacional de Semillas (SENASE). Esta primera ley regulaba tanto la producción, certificación y comercialización de semillas en el país como también, legislaba la protección de la propiedad de los cultivares (Perelmuter, 2018). El artículo 27 de la Ley preveía el derecho de uso propio: “No lesiona el derecho de propiedad sobre un cultivar quien entrega a cualquier título semilla del mismo mediando autorización del propietario, o quien reserva y siembra semilla para su propio uso, o usa o vende como materia prima o alimento el producto obtenido del cultivo de tal creación fitogenética”.

La década del 90 se caracterizó por las presiones de las empresas agrobiotecnológicas sobre el Estado argentino para lograr un mayor control de las semillas. En 1991, tuvo lugar la última reforma al Reglamento de la Ley de semillas y Creaciones Fitogenéticas que incorporó algunos de los principios de la UPOV con la intención de reforzar al sector privado. Se crearon el Instituto Nacional de Semillas (INASE) y la Comisión Nacional Asesora de Bioseguridad Agropecuaria (CONABIA), instituciones destinadas a la implementación de la ley y regulación de la biotecnología. Hay que tener en consideración que las semillas transgénicas se introdujeron a principios de los 90. Estas decisiones dieron comienzo a un camino orientado a reforzar la propiedad intelectual, lo que confluyó con la adhesión de la Argentina a la UPOV 78 en el año 1994. En esta nueva versión de la Ley de Semillas sigue vigente el uso propio de la semilla para los agricultores (Perelmuter, 2018).

En la Argentina, un conflicto central que se desarrolló en paralelo y que marcó en este sentido la década de los 90 y principio de 2000 es el que se suscitó con la empresa Monsanto. El mismo comenzó

con la liberación, en 1996, de la soja RR (“Roundup Ready”, tolerante a glifosato). Monsanto no pudo patentar el gen RR en la Argentina por lo que la semilla de soja RR se difundió rápidamente en manos de la empresa Nidera. Monsanto, a su vez, comercializaba el glifosato al cual las semillas eran resistentes. En el año 2000, venció la patente de esta empresa sobre el glifosato y otras empresas comenzaron a producirlo. Esto llevó a la empresa trasnacional a presionar al Estado argentino por una modificación del régimen de propiedad intelectual sobre las semillas amenazando a los productores por el supuesto uso ilegal de las mismas. En la compra de la semilla está contemplado el costo por el uso de la tecnología, sin embargo, el derecho al uso propio y la existencia de la denominada bolsa blanca llevó a Monsanto a recrudecer su reclamo. Se denomina “bolsa blanca” al mecanismo por el cual los agricultores utilizan parte de su cosecha para vender como semilla en el mercado negro. En 2005, la compañía consiguió frenar el ingreso a Europa de buques con granos de soja y derivados provenientes de la Argentina. Esto fue el resultado de las acciones legales que inició la empresa para cobrar a los países europeos por importar soja RR de la Argentina dado que, en los mismos, se encuentra patentado el gen RR. En el conflicto intervino el gobierno de EE.UU. quien se sumó al reclamo de Monsanto y luego el gobierno argentino como tercero interesado en las demandas en Europa sobre la soja argentina. En 2010, la Suprema Corte de Justicia de la Unión Europea dictaminó a favor de la Argentina. El fallo afirmaba que Monsanto no puede reclamar regalías a los importadores europeos por productos derivados de soja argentina ya que la patente que poseía en Europa era únicamente sobre el gen. En definitiva, dicho conflicto respondía a las intenciones de la empresa sobre un cambio de legislación en la Argentina cuyo objetivo era lograr un mayor control de la “bolsa blanca” y la limitación del derecho de uso propio del campesino.

Las acciones de Monsanto en aquel entonces no llegaron a los resultados que esperaba la empresa. Sin embargo, los intentos de modificación de la ley de semillas, de limitar el uso propio y de aumentar las regalías, continuaron. A principios de 2000, las empresas semilleras implementaron un nuevo sistema de “regalías extendidas”, mediante el cual cobraban por sus semillas un costo mayor al que correspondía por el uso de la tecnología a cambio de contemplar el derecho al uso propio por parte del agricultor. Se trataba de una forma velada de limitación al derecho de uso propio (Pellegrini, 2013).

Desde principios de la década de 2000 existieron intentos por modificar la ley de semillas con el objetivo de aumentar el control de las empresas sobre las semillas y recortar los derechos de los productores a través de la limitación en el derecho al uso propio. El período entre 2012 y 2015 estuvo marcado, por un lado, por la liberación de la soja Intacta RR2 Pro desarrollada por Monsanto (resistente a glifosato y a insectos) y, por el otro, por el anuncio de que desde el gobierno argentino se estaba trabajando en una nueva Ley de Semillas para reforzar los derechos de propiedad intelectual de biotecnología agrícola. En el marco de la CONASE, se abrió una mesa de negociaciones para tal fin en la que participaron diversos actores incluyendo miembros de organismos públicos, sector privado y entidades de productores agrarios. No fueron convocadas las organizaciones campesinas e indígenas, ni actores vinculados a la agricultura familiar (Perelmuter, 2017). Esta situación llevó a que, a partir de 2012, se involucraran en el debate organizaciones campesinas, pueblos originarios, organizaciones sociales, políticas, socio ambientales y sindicales. Mediante campañas y declaraciones plantearon una oposición clara a la reforma de la ley (en 2012: “10 motivos para luchar contra el proyecto de ley que pretende privatizar las semillas en la Argentina”, y en 2014: “No a la nueva Ley Monsanto de semillas en Argentina”, “Plantate, la vida no se negocia” y “No nos patenten la vida”). Quienes generaron y sostuvieron esta oposición fueron el Movimiento Nacional Campesino Indígena (MNCI), la Coordi-

nadora Latinoamericana de Organizaciones del Campo (CLOC), Vía Campesina Argentina, GRAIN, Amigos de la Tierra, Acción por la Biodiversidad y RENACE, junto a otras organizaciones sociales y políticas, movimientos campesinos, cooperativas de pequeños productores, asambleas socio ambientales, medios de comunicación alternativos, partidos políticos, redes de consumidores e intelectuales. A partir de 2016 se unificaron las distintas campañas en la Multisectorial contra la Ley Monsanto de semillas (Perelmuter, 2017).

En 2014, se presentó un nuevo anteproyecto de ley de semillas que incluía especies nativas y criollas, agricultura familiar y pueblos originarios. Fue definida como un “extenso articulado donde se pretendían congeniar intereses contrapuestos, siguiendo la premisa de la posible coexistencia entre agronegocio capitalista y agricultura familiar” (Trivi 2016, citado por Perelmuter 2017). Para fines de 2015 el debate continuaba estancado y la modificación de la ley quedó en suspenso. En 2016, con la asunción en el gobierno de la coalición política Cambiemos, el oficialismo presentó su proyecto para la modificación de la ley al igual que lo hicieron algunos sectores de la oposición. También presentaron sus propuestas la Asociación de Semilleros Argentinos (ASA) y la Federación Agraria Argentina (FAA). La primera de ellas, que representa a grandes empresas semilleras y formó parte de las mesas de negociación, tuvo una clara posición a favor de la modificación de la ley. En contraposición, la FAA sostuvo siempre la necesidad de resguardar el uso propio (Perelmuter, 2017). Durante 2017, la Ley de Semillas no se debatió en ninguna instancia pública y los proyectos presentados perdieron estado parlamentario. En 2018, se volvió a dar un debate en el Congreso sobre modificaciones a la ley, donde el oficialismo logró el despacho de un proyecto por parte de la Comisión de Agricultura de la Cámara de Diputados. Sin embargo, el proyecto no fue tratado en 2018 ni en 2019, perdiendo estado parlamentario.

5. Cómo se piensa a las semillas. ¿Recurso económico o bien común?

Al analizar las concepciones actuales sobre la semilla se pueden identificar principalmente dos posiciones contrastantes (Vinueza, 2014): una que considera a las semillas como mercancía, recurso estratégico dentro del sistema productivo agrario, que puede ser apropiado y explotado económicamente y otra que las concibe como un bien común imprescindible para la preservación de la vida. Un bien común es aquello que se produce, hereda o transmite en una situación de comunidad, son elementos materiales y conocimientos que comparte un pueblo. Las semillas fueron consideradas históricamente un *bien común*. Si se quitan, queda destruida una comunidad. En palabras de Perelmuter (2014), necesitan de la comunidad, crean la comunidad, hacen posible que haya comunidad. Según la misma autora (2014), la semilla, como bien común, es un concepto en lucha ya que fue elegido por los movimientos sociales. Los campesinos históricamente las han recolectado, almacenado, conservado e intercambiado de manera libre, las han protegido y adoptado. Esto define de alguna manera la esencia del bien común. Un bien común queda por fuera de las reglas del mercado.

Los movimientos campesinos e indígenas (por ejemplo, aquellos organizados dentro de la Vía Campesina) afirman que para que cada nación pueda producir sus propios alimentos, respetando la diversidad productiva y cultural, deben tener acceso a los recursos básicos. Esto incluye, entre otras cosas, el acceso a la tierra y a las semillas (Sevilla Guzmán y Soler Montiel, 2010). Acceder a la semilla permite producir alimentos para los pueblos, paso fundamental para la soberanía alimentaria. Por

otra parte, los campesinos asocian la semilla y la producción a una manera de producir sostenible con un manejo tradicional y un gran conocimiento empírico de la biodiversidad, es decir, una forma alineada con las formas de producción agroecológica. Afirman que “...las semillas, la agroecología y la lucha por la tierra están entrelazadas; necesitamos construir ese territorio campesino de agroecología con semillas criollas, libre de agroquímicos y de transgénicos” (Vía campesina, 2013). Las semillas “determinan, en cada ciclo vital, qué tipo de alimento consumen las personas, cómo se cultiva y quién lo cultiva” (Vía Campesina, 2013)

En este capítulo se analizó a la semilla desde diferentes perspectivas: la semilla no es un simple insumo dentro del sistema productivo. La semilla ha sobrevivido y ha sido resguardada durante generaciones, ha viajado de mano en mano y también ha sido seleccionada, reproducida y modificada. La semilla tiene un rol central en las formas de producción agraria. Quien controla la semilla define qué y cómo se produce, determinando el paquete tecnológico asociado. El mercado ha direccionado al mejoramiento vegetal moderno y sentó las bases para el desarrollo del modelo productivo actual basado en alto uso de insumos y con importantes impactos socioeconómicos y ambientales. La degradación de los suelos, la contaminación, los efectos en la salud y la pérdida de biodiversidad son algunas de las consecuencias que dejan en evidencia que la manera en la que hoy se produce no es sostenible. Frente a este escenario es imperante repensar cómo se concibe a la semilla. Quizás la clave está en la convergencia de saberes. En entenderla como base de un sistema productivo sostenible y diverso en donde confluyen el conocimiento científico y los saberes locales de los campesinos y pueblos indígenas.

Bibliografía

- Altieri, M. A. y Toledo, V. M. (2011). The agroecological revolution in Latin America: rescuing nature, ensuring food sovereignty and empowering peasants. *The Journal of Peasant Studies*, 38(3): 587–612
- Argenbio. (2020). Por Qué Biotecnología. Cuaderno N° 43, Los cultivos transgénicos en Argentina y en el mundo. Basado en ReTAA Bolsa de Cereales y MAGyP. Recuperado de: <https://www.porquebiotecnologia.com.ar>.
- Brush, S. B. (1991). A farmer-based approach to conserving crop germplasm. *Economic Botany*, 45(2), 153-165.
- Boege, E. (2008). El patrimonio biocultural de los pueblos indígenas de México: hacia la conservación in situ de la biodiversidad y agrodiversidad en los territorios indígenas. D. F., Mexico: Editorial Instituto Nacional de Antropología e Historia, Comisión Nacional para el Desarrollo de los Pueblos Indígenas
- Cámara Hernández, J. y de Cabezas, D. A. (2007). *Maíces andinos y sus usos en la Quebrada de Humahuaca y regiones vecinas*. Buenos Aires, Argentina: Editorial Facultad de Agronomía.
- Cámara Hernández, J., Miente Alzogaray, A. M., Bellón, R. y Galmarini, A. J. (2012). *Razas de maíz nativas de la Argentina*. Buenos Aires, Argentina: Editorial Facultad de Agronomía.
- Craveri, M. (2013). *Popol Vuh*. México CDMX: Editorial Universidad Nacional Autónoma de México.
- Cubero Salmerón, J. I. (2013). *Introducción a la mejora genética vegetal*. Madrid, España: Editorial Mundiprensa.
- Doebly, J. F., Gaut, B. S. y Smith, B. D. (2006). The molecular genetics of crop domestication. *Cell*, 127(7): 1309-1321.
- Duvick, D. N. (2001). Biotechnology in the 1930s: the development of hybrid maize. *Nature Reviews Genetics*, 2(1): 69-74.
- Duvick, D. N. (2005). The contribution of breeding to yield advances in maize (*Zea mays* L.). *Advances in agronomy*, 86, 83-145.

- Eyherabide, G. H. (2006). Mejoramiento genético de maíz y su trayectoria en la Argentina. Serie de Informes Especiales de ILSI Argentina (2), pp. 14.
- Fischer, R. A. y Edmeades, G. O. (2010). Breeding and cereal yield progress. *Crop Science*, 50: S-85.
- Gras, C. y Hernández, V. (2015). Negocios, biotecnologías y desarrollo en el agro argentino. En Svampa, M. (Ed.). *El desarrollo en disputa. Actores, conflictos y modelos de desarrollo en la Argentina contemporánea*. (pp. 69-110). Buenos Aires, Argentina: Editorial de la UNGS.
- Hammer, K. (1984). Das domestikations syndrom. *Die Kulturpflanze*, 32(1): 11-34.
- Harlan, J. R. (1992). Crops and man. American Society of Agronomy. *Crop Science Society of America, Madison, Wisconsin*, 16(2): 63-262.
- ISAAA. (2018). Global Status of Commercialized Biotech/GM Crops in 2018. ISAAA Brief No. 54. ISAAA: Ithaca, NY, EE.UU. USA: ISAAA. Recuperado de: <https://www.isaaa.org>
- ISAAA. (2019). Global Status of Commercialized Biotech/GM Crops in 2019: Biotech Crops Drive Socioeconomic Development and Sustainable Environment in the New Frontier. ISAAA Brief N° 55. Ithaca, Nueva York, EE.UU. USA: ISAAA. Recuperado de: <https://www.isaaa.org>
- Isakson, R. S. (2009). No hay ganancia en la milpa: the agrarian question, food sovereignty, and the on-farm conservation of agrobiodiversity in the Guatemalan highlands. *The Journal of Peasant Studies*, 36(4): 725-759
- Isakson, R. S. (2011). Market Provisioning and the Conservation of Crop Biodiversity: An Analysis of Peasant Livelihoods and Maize Diversity in the Guatemalan Highlands. *World Development*, 39(8): 1444-1459. Doi:10.1016/j.worlddev.2010.12.015
- Jarvis, D.I., Klemick, L., Guarino, H., Smale, L., Brown, M., Sadki, A. H. D., Sthapit, M y Hodkin, T. (2000). *A Training Guide to in situ Conservation On-Farm*, versión 1, International Plant Genetic Resources Institute, Roma, Italia.
- Lia, V. V., Confalonieri, V. A., Ratto, N., Hernández, J. A. C., Alzogaray, A. M. M., Poggio, L. y Brown, T. A. (2007). Microsatellite typing of ancient maize: insights into the history of agriculture in southern South America. *Proceedings of the Royal Society Biological Sciences*, 274(1609): 545-554.
- Mendoza, M. (2016). Capitalismo Cognitivo, Biotecnología y la Ley de Semillas en Argentina. La exigencia del capital transnacional para la legalización de una nueva fase de acumulación. *Revista Interdisciplinaria de Estudios Agrarios*, 45: 99-115.
- Pellegrini, P. A. (2013). Transgénicos: ciencia, agricultura y controversias en la Argentina. Buenos Aires, Argentina: Editorial Universidad Nacional de Quilmes.
- Perales, H.; Benz, B. F. y Brush, S. B. (2005). Maize diversity and ethnolinguistic diversity in Chiapas, Mexico. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 102(3): 949-954.
- Perelmuter, T. (2014). Bienes comunes vs. mercancías: las semillas en disputa. Un análisis sobre el rol de la propiedad intelectual en los actuales procesos de cercamientos. *Sociedades rurales, producción y medio ambiente*, 22: 53-86.
- Perelmuter, T. (2017). Ley de semillas en Argentina: avatares de una reforma que (aún) no fue. *Revista Interdisciplinaria de Estudios Agrarios*, 45: 75-110.
- Perelmuter, T. (2018). Propiedad intelectual en semillas: los dispositivos del cercamiento jurídico en Argentina. *Mundo Agrario*, 19(42): e099-e099.
- Reeves, T. G. y Cassaday, K. (2002). History and past achievements of plant breeding. *Australian Journal of Agricultural Research*, 53(8): 851-863.
- Rönner, L. D. (2005). *La aplicación de los derechos de propiedad intelectual en biotecnología*. Tesis Doctoral. Departamento de Historia de la Facultad de Ciencias de la Educación, Universidad Nacional del Litoral.
- Rönner, L. D. y Folguera, G. (2017). Propiedad intelectual y nociones de vida: relaciones, condiciones de posibilidad y desafíos. *Revista Iberoamericana de Ciencia, Tecnología y Sociedad-CTS*, 12(35): 11-38.
- Sarandón, S. J. (2020). *Biodiversidad, agroecología y agricultura sustentable*. La Plata, Argentina: Editorial de la Universidad Nacional de La Plata.

- SAByDR-MAGyP. (2020). Secretaría de Alimentos, Bioeconomía y Desarrollo Regional; Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca de la República Argentina. *OGM comerciales*: Argentina.gob.ar. Recuperado de: <https://www.argentina.gob.ar/agricultura/alimentos-y-bioeconomia/ogm-comerciales>
- Serratos Hernández, J. A. (2009). El origen y la diversidad del maíz en el continente americano. México CDMX: Editorial Universidad Autónoma de la Ciudad de México.
- Sevilla Guzmán, E. y Soler Montiel, M. (2010). Agroecología y soberanía alimentaria: alternativas a la globalización agroalimentaria. En *Patrimonio cultural en la nueva ruralidad andaluza*. (pp. 190-217). Sevilla, España: Editorial del Instituto Andaluz del Patrimonio Histórico.
- Toledo, V. M. y Barrera-Bassols, N. (2008). *La memoria biocultural: la importancia ecológica de las sabidurías tradicionales*. Barcelona, España: Editorial Icaria.
- Toledo, V. M., Barrera-Bassols, N. y Boege, E. (2019). ¿Qué es la Diversidad Biocultural? Morelia, México: Editorial Universidad Nacional Autónoma de México.
- Vía Campesina. (2013). Nuestras semillas, nuestro futuro. *Cuadernos de la vía campesina*, 6. Recuperado de: <https://viacampesina.org/es/nuestras-semillas-nuestro-futuro/>
- Vía Campesina. (2013). Una breve historia de los orígenes de la agricultura, la domesticación y la diversidad de los cultivos. *Revista Biodiversidad*, 98: 11-20.
- Vinueza, S. (2014). La semilla: patrimonio de los pueblos al servicio de la humanidad. Barcelona, España: Editorial Universidad de Barcelona.
- Yuan, G. (2019). Global Top 20 Agrochemical Companies in 2018. AgroPages 2019 Market Insight. Shijiazhuang, China.
- Zhang J. (2019). Top 20 Global Seed Companies in 2018. AgroPages 2019 Market Insight. Shijiazhuang, China.

Helena Rimski-Korsakov y Raúl Silvio Lavado

1. Introducción

Los ecosistemas son, desde el punto de vista de los nutrientes, sistemas en equilibrio donde las pequeñas pérdidas existentes se compensan con la deposición atmosférica. En la naturaleza ocurren eventos que alteran esos equilibrios, tales como incendios, inundaciones o erupciones volcánicas. Pasado el evento los ecosistemas recuperan nuevamente su equilibrio. Por el contrario, los agroecosistemas, tanto agrícolas como ganaderos, tienen un balance de nutrientes negativo, debido a su acumulación en el material extraído y a que en ellos las pérdidas se magnifican. El balance de nutrientes difiere en los distintos sistemas productivos, pero, en el corto o largo plazo, todos los agroecosistemas son inherentemente no sustentables si no se reponen los nutrientes perdidos.

El modelo agroindustrial para el manejo de nutrientes propone su recuperación a través del aporte básicamente a partir de tres fuentes: (i) síntesis química (amoníaco y a partir de allí la mayoría de los fertilizantes nitrogenados), (ii) minerales y rocas con variado nivel de procesamiento industrial (fosfatos, sales potásicas y el resto de los nutrientes) y (iii) fijación simbiótica (nitrógeno). Estas fuentes significan un aporte de nutrientes por encima de la capacidad natural de los ecosistemas, alterados por su transformación a sistemas productivos. Las fuentes (i) e (ii) corresponden a los fertilizantes, que significan un ingreso “no natural” a los sistemas terrestres. La fijación simbiótica es un proceso natural, pero la tecnología no lo es porque se introduce el cultivo de leguminosas donde éstas no existían en los ecosistemas naturales. Las tres fuentes están alterando, en distinta proporción, el ciclo biogeoquímico natural de los nutrientes, particularmente N y P, desde hace años.

Otra fuente de nutrientes son los variados residuos de las actividades ganadera, agrícola, industrial y humana (e.g. estiércol, residuos domiciliarios orgánicos, biosólidos). El reciclado de estas fuentes de nutrientes es de fundamental importancia y debe maximizarse, entre otras cosas para reducir el ingreso de nutrientes a los agroecosistemas a través de las tres fuentes mencionadas anteriormente. Sin embargo, a nivel global y dado las pérdidas existentes, estas fuentes orgánicas no son suficientes para abastecer de nutrientes a toda la agricultura de todo el mundo. Por lo tanto, a nivel global lo ideal sería un manejo racional y equilibrado de todos los sistemas productivos pensados de manera integral, aprovechando todas las formas de aportar nutrientes a los agroecosistemas.

2. Fertilizantes, definición y clasificación

En el año 1973 se sancionó en la Argentina la Ley 20.466/73 en cuyo Decreto 4.830 se define a los fertilizantes como: “todo producto que aplicado al suelo o a los vegetales, tenga la capacidad de suministrar en forma directa o indirecta sustancias requeridas por aquellos para su nutrición, estimular su

crecimiento, aumentar su productividad o mejorar la calidad de la producción”. Hay diferentes formas de clasificar a los fertilizantes: por su origen (minerales o industrializados), composición química (inorgánicos, orgánicos o biológicos), solubilidad, forma física (sólidos o líquidos) o nutriente principal que aportan (nitrogenados, fosfatados, potásicos, etc.). También se diferencian los fertilizantes en su forma de aplicación: los que se aplican a los suelos (tanto sólidos como fluidos), los que se aplican disueltos en el agua de riego y los de aplicación foliar.

Los productos obtenidos de los recursos geológicos y extraídos en explotaciones mineras, que sólo sufren un proceso de molienda, se clasifican como fertilizantes minerales, como es el caso de la roca fosfórica. Los fertilizantes industrializados, incluyendo los sintéticos, se obtienen por procesos industriales. Por ejemplo, la roca fosfórica al ser tratada con ácido sulfúrico genera el fertilizante de síntesis química superfosfato simple. Por otro lado, el amoníaco y los fertilizantes nitrogenados obtenidos a partir de él se encuentran dentro del grupo de fertilizantes de síntesis. Entre estos últimos está la urea que, por tratarse de una forma química que contiene C en su composición $-\text{CO}(\text{NH}_2)_2$ - se incluye dentro de los fertilizantes orgánicos (Rodríguez y Torres Duggan, 2013). Sin embargo, por ser un producto de síntesis su uso no está permitido en producciones orgánicas.

En este capítulo se incluyen como fertilizantes orgánicos a los abonos, también denominados enmiendas orgánicas, porque además de proveer nutrientes son considerados de interés por su contribución en la mejora de las condiciones físicas de los suelos. Se consideran abonos orgánicos a los residuos provenientes de la producción vegetal y animal, residuos agroindustriales y urbanos y el compost de residuos de diverso origen. La concentración de nutrientes de la mayoría de los abonos es baja en relación con los fertilizantes inorgánicos y la liberación de los mismos depende de la tasa de mineralización de formas orgánicas que deben transformarse en inorgánicas. En consecuencia, las dosis aplicadas de los abonos orgánicos son altas, restringiendo la posibilidad de su aplicación.

Los fertilizantes biológicos, biofertilizantes o bioestimulantes contienen microorganismos que suministran directa o indirectamente nutrientes a la planta. En algunos casos, ejercen una acción promotora del crecimiento vegetal. Entre los fertilizantes biológicos, se distinguen los inoculantes que actúan en la fijación de N atmosférico por la vía simbiótica con especies de la familia de las leguminosas (e.g. inoculación de semillas de soja con *Bradyrhizobium japonicum*) o por la asimbiótica (e.g. organismos de vida libre como el *Azospirillum sp.*). Entre estos procesos, la fijación simbiótica posee una magnitud significativamente mayor que la asimbiótica. Otros fertilizantes biológicos son los microorganismos solubilizadores de P que, si bien no incorporan dicho nutriente al sistema, aumentan la disponibilidad del existente en forma insoluble en el suelo (e.g. la bacteria *Pseudomonas fluorescens* y el hongo *Penicillium bilaiae*) (Rodríguez y Torres Duggan, 2013). Los bioestimulantes también inciden sobre el metabolismo vegetal al aportar, por ejemplo, aminoácidos, vitaminas u hormonas de crecimiento.

La forma física en la que se encuentran los fertilizantes es importante ya que, entre otras cosas, define la maquinaria necesaria para su aplicación. Para facilitar su aplicación, los fertilizantes sólidos normalmente se presentan en forma de gránulos. Por último, una de las clasificaciones más importantes es por el nutriente principal que aporta. Por ejemplo, la urea pertenece al grupo de los fertilizantes nitrogenados y el superfosfato triple (SPT) al de los fosfatados.

3. Historia del consumo de fertilizantes a nivel mundial y en la Argentina

El consumo mundial de fertilizantes creció a una tasa casi constante a partir de mediados de la década del 40 en los países desarrollados y desde mediados de la década del 60 en los países en vías de desarrollo, en respuesta a la Revolución Verde. EE.UU. y la Unión Europea lideraron el consumo de fertilizantes hasta la década del 90, con uso de altas dosis (*Figura 16.1*, ver flecha vertical que señala punto de inflexión en la curva de consumo de fertilizantes para estos países). A partir de ese momento, en EE.UU. y la Unión Europea comenzó a disminuir el consumo de fertilizantes como consecuencia de cambios en los precios relativos (Insumos vs. Productos), disminución de los subsidios y cuestiones ambientales. En cambio, las economías emergentes de países asiáticos, entre los que se destacan por su magnitud China e India, y los países de América del Sur han mostrado un sostenido incremento en el consumo de fertilizantes. Los primeros actualmente lideran el mercado de fertilizantes utilizando el 40% de los fertilizantes mundiales en el año 2018 (*Figura 16.1*).

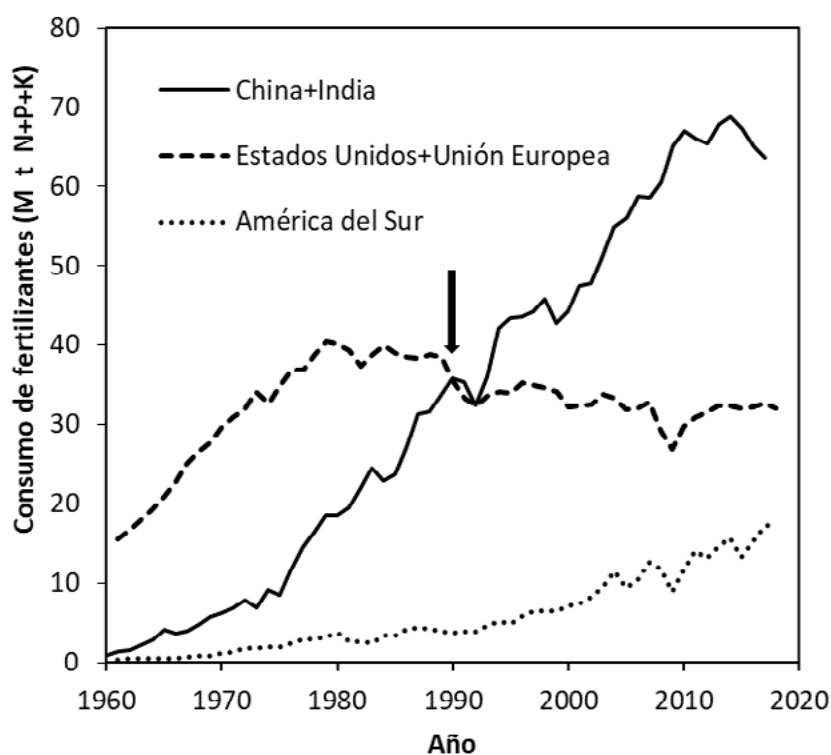


Figura 16.1. Evolución del consumo de fertilizantes (expresados en millones de toneladas de N+P+K). Las curvas corresponden a agrupaciones por comportamientos similares de consumo: (i) China e India (línea llena), (ii) EE.UU. y la Unión Europea (línea a rayas), (iii) América del Sur (línea de puntos). Elaboración propia a partir de datos de FAOSTAT (2020).

En la Argentina, los suelos predominantes en la región pampeana se caracterizaron por una alta fertilidad, reconocida en sus propiedades físicas, químicas y biológicas. Durante casi un siglo, esto permitió el desarrollo de cultivos aprovechando la fertilidad natural de los suelos molisoles. Los rendimientos eran bajos para los estándares actuales, pero acordes y aceptables para la época. Hasta las décadas del 50 y del 60, los sistemas mixtos de producción agrícola-ganadera afectaron poco la fertilidad de los suelos. Durante el ciclo ganadero se restablecía la fer-

tilidad física y las leguminosas de las praderas aportaban N por fijación simbiótica. Los suelos perdían P (contenido en los tejidos de los animales domésticos que salían de los campos), pero la pérdida era de baja magnitud. Durante el ciclo agrícola había una mayor pérdida de nutrientes ya que, a excepción del ingreso previo de N, no había reposición de ellos. En especial, salían N, P, S, Ca, Mg y micronutrientes (elementos esenciales para las plantas pero que se requieren en poca cantidad); mientras que el K quedaba en los rastrojos y sus pérdidas eran menores. Los rendimientos generados por los cultivos determinaban que dichas pérdidas fueran sostenidas pero bajas. El descenso paulatino de los niveles de dichos nutrientes en el suelo no impactaba en los rendimientos de los cultivos debido, precisamente, a sus bajos requerimientos (Viglizzo *et al.*, 2002).

El proceso de agriculturización se inició en la década de los 70 con la intensificación del laboreo para mantener los suelos en agricultura permanente y, posteriormente, con la introducción de la soja. Entre las décadas de los 70 y los 80, se incrementaron los niveles de exportación de nutrientes al aumentar los rendimientos de los cultivos y difundirse el doble cultivo trigo/soja. En este período no existió reposición de los nutrientes exportados por los cultivos vía fertilización, por lo que se aceleró el proceso de agotamiento y deterioro de los suelos (García y Darwich, 2009). Por mucho tiempo, se tendió a subestimar la importancia de mantener un suministro de nutrientes acorde a los niveles de producción en la agricultura industrial, mediante el uso de fertilizantes. La fertilización de los cultivos extensivos en la Argentina se difundió recién en la década de los 90, muy desfasado respecto otros países (*Figura 16.2*).

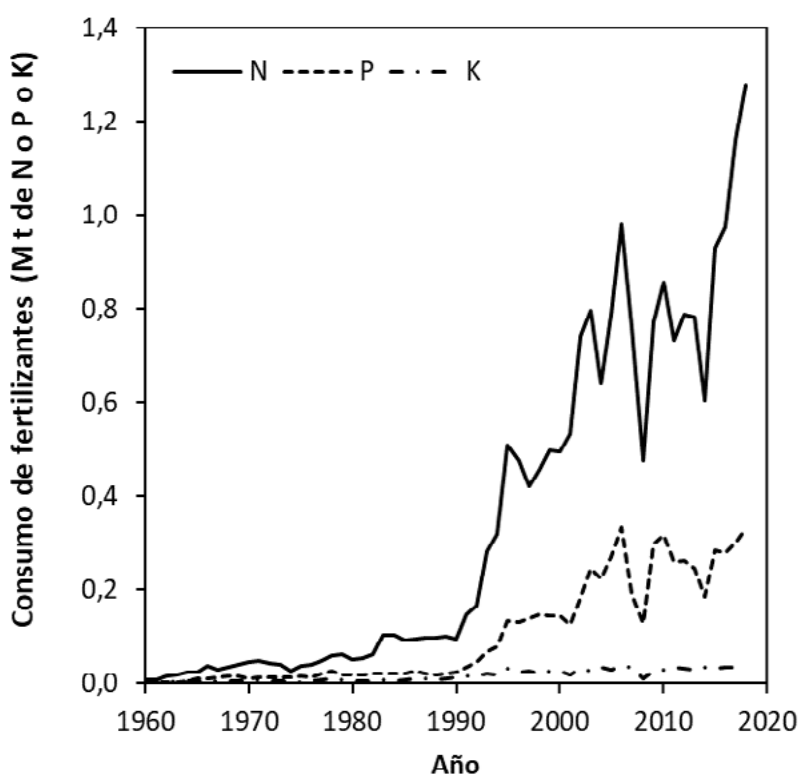


Figura 16.2. Evolución del consumo de fertilizantes en la Argentina (expresados en millones de toneladas de nutrientes: N, P o K). Elaboración propia a partir de datos de FAOSTAT (2020).

El incremento en el consumo de fertilizantes en la Argentina a partir de la década del 90 responde a cambios tecnológicos y factores logísticos, comerciales y económicos (relacionados a los precios relativos entre insumos y productos). La siembra directa, el uso de variedades e híbridos de alto potencial de rendimiento y altos requerimientos nutricionales, así como el avance en las tecnologías de manejo de los cultivos y de control de adversidades, son ejemplos de los cambios tecnológicos mencionados. Estos avances coincidieron con una relación favorable entre el precio de los granos y los fertilizantes, promoviendo que las empresas proveedoras de fertilizantes ofrezcan nuevos servicios como la asistencia en el muestreo de suelos, diagnóstico y recomendación de fertilización, formulación de mezclas y, en algunos casos, aplicación de fertilizantes a gran escala. Entre las características de la evolución del consumo nacional se destacan las marcadas fluctuaciones interanuales debidas a condiciones climáticas o financieras adversas.

En la Argentina, en la campaña 2018/19 el 84% del consumo de fertilizantes correspondió a los cultivos de trigo, maíz, soja, girasol, sorgo y cebada, en tanto que un 6% a pasturas (*Figura 16.3*). El 10% restante fue consumido en los sistemas de producción de las economías regionales intensivas como frutales, hortícolas, caña de azúcar, tabaco, etc.

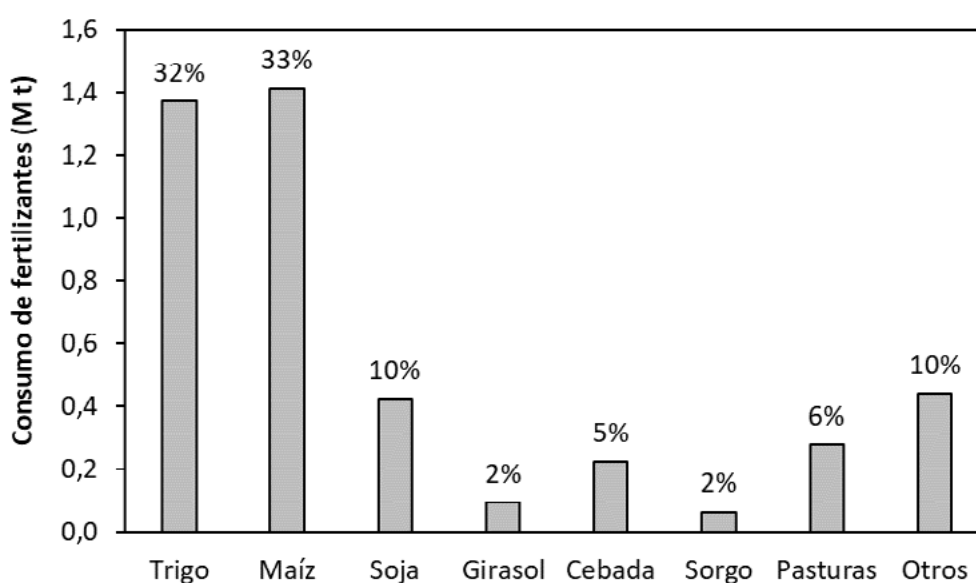


Figura 16.3. Consumo de fertilizantes (en millones de t de fertilizantes) en la Argentina para los diferentes cultivos en la campaña 2018-2019. Los porcentajes detallados sobre las columnas indican el consumo como proporción por cultivo en relación al total. Elaboración propia a partir de datos de Fertilizar (2020).

Los principales fertilizantes utilizados en cultivos extensivos en la Argentina corresponden al grupo de los nitrogenados, siendo la urea el principal fertilizante utilizado -en coincidencia con lo que ocurre a nivel mundial- (*Cuadro 16.1*). Los fertilizantes fosfatados le siguen en orden de importancia. Dentro de ellos, el más consumido es el fosfato monoamónico. Este fertilizante, además del P aportado, tiene una pequeña cantidad de N. Los fertilizantes azufrados han cobrado importancia desde los últimos años de la década de los 90 ya que se comenzaron a obtener incrementos en el rendimiento de algunos cultivos ante la aplicación de dicho nutriente. Los fertilizantes potásicos poseen un bajo consumo local, siendo destinados a cultivos intensivos.

Cuadro 16.1. Fertilizantes consumidos en la Argentina en el año 2019 agrupados por el principal nutriente que aportan. Fuente: CIAFA-Fertilizar (2020a).

Fertilizante		Consumo (t)
Nitrogenados	Urea	1.826.695
	Urea+ nitrato de amonio (UAN)	616.734
	Nitrato de amonio calcáreo (CAN)	108.947
	Otros nitrogenados	65.838
Fosfatados	Fosfato monoamónico (PMA)	941.154
	Superfosfato simple (SPS)	316.622
	Fosfato diamónico (PDA)	290.916
	Superfosfato triple (SPT)	97.384
	Otros fosfatados	78.653
Potásicos	Cloruro de Potasio	25.732
	Nitrato de Potasio	5.771
	Sulfato de Potasio	5.839
	Otros potásicos	2.258
Azufrados	Tiosulfato de amonio	110.349
	Yeso	43.596
	Sulfato de amonio	42.192
	Otros azufrados	2.741

Casi la totalidad de los fertilizantes consumidos en la Argentina fueron de origen importado hasta la década del 90 (**Figura 16.4**). A partir de ese momento comenzó a cobrar importancia la producción argentina de fertilizantes, especialmente nitrogenados. Desde el 2002, la Argentina comenzó a auto-abastecerse con urea granulada, presentando a su vez un saldo exportable. En la actualidad, también se producen fertilizantes azufrados, como el tiosulfato de amonio. Además, varias empresas producen yeso granulado puro o en mezclas con P.

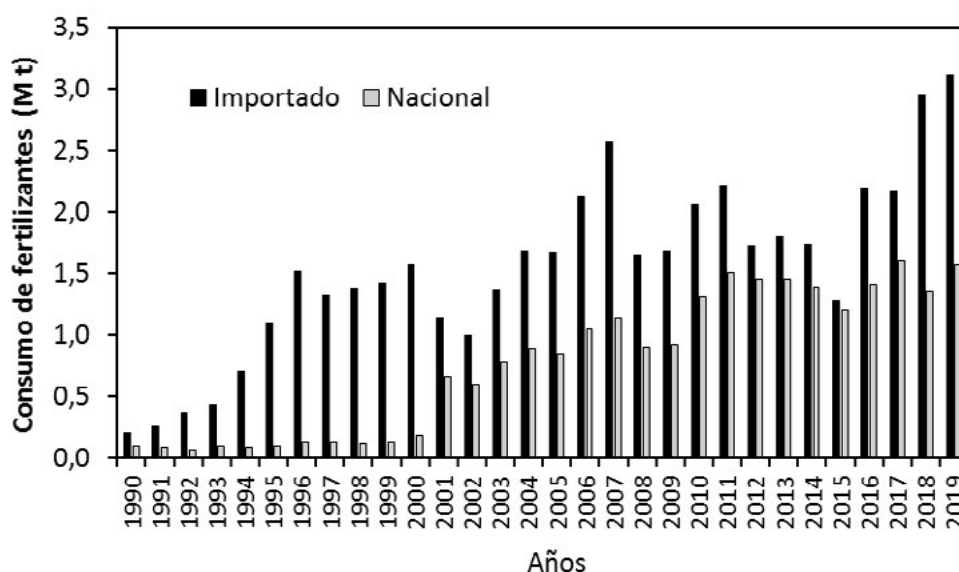


Figura 16.4. Evolución del origen de los fertilizantes (importado o nacional) consumidos en Argentina (en millones de t) desde 1990 a 2019. Elaboración propia a partir de datos de CIAFA-Fertilizar (2020b).

Desde 2009 a 2019 el consumo de fertilizantes de origen nacional en la Argentina representó el 40% del consumo. En forma conjunta, el comienzo del plan de convertibilidad y el aumento de las importaciones y del uso de los fertilizantes, fueron acompañados por un alto nivel de inversión en infraestructura, particularmente portuaria y en instalaciones de distribución y provisión de servicios (FAO, 2004). Los fertilizantes fosfatados utilizados en el país son importados y provienen de Rusia, EE.UU., México, Turquía, China y el Mercosur.

Paulatinamente, los cultivos comenzaron a incrementar sus rendimientos ante la fertilización con distintos nutrientes en el país. El primer cultivo extensivo que se fertilizó en la Argentina fue el trigo y así surgieron los primeros modelos de diagnóstico para la recomendación de fertilización. El maíz fue el siguiente cultivo en adoptar la fertilización, quedando las forrajeras, en especial las gramíneas anuales, en tercer lugar. Por último, los cultivos oleaginosos, particularmente girasol y soja, se fertilizaron, aunque la respuesta de estos cultivos fue menos evidente que en los cereales. La mayor parte de la superficie sembrada de los principales cultivos extensivos se encuentra fertilizada. En la campaña 2015/16, por ejemplo, el 90% de la superficie sembrada con trigo fue fertilizada y, en el caso del maíz, el 77% (Figura 16.5). La soja presenta un comportamiento diferente al resto de los cultivos extensivos, para esa campaña sólo el 53% de su superficie sembrada se fertilizó. La soja, por tener la capacidad de fijación de N atmosférico por vía simbiótica, se fertiliza sólo con P.

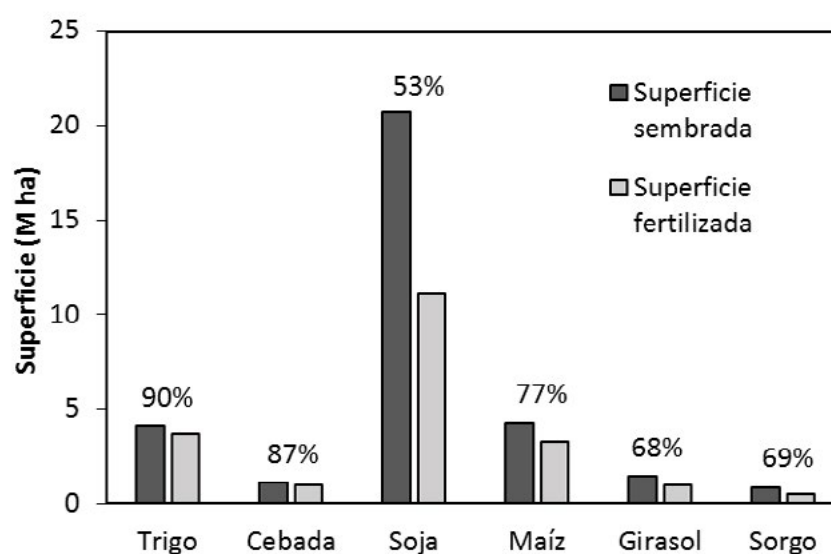


Figura 16.5. Superficie (en millones de hectáreas) sembrada total (en gris oscuro) y fertilizada (en gris claro) de los principales cultivos extensivos de la Argentina en la campaña 2015/16. Los porcentajes detallados sobre las columnas indican la proporción de la superficie sembrada que fue fertilizada para cada cultivo. Fuente: Fertilizar (2020)

A pesar del incremento en el consumo de fertilizantes el balance de nutrientes continúa siendo negativo (Figura 16.6). El N es el nutriente que presenta mejor balance entre entradas y salidas, reponiéndose cerca del 90% de lo extraído en el período 2009-2019. Esto se debe al aporte de N que produce la soja a través de la simbiosis con el rizobio que, en promedio, en el período mencionado representa el 74% del N ingresado en los sistemas productivos. En cuanto al P, el balance es más negativo pues se repuso un 58% de lo extraído. El K representa el caso más negativo, ya que casi no existen aportes por fertilización ni por vías naturales de ingreso. Sin embargo, no se registran problemas por-

que las reservas de K de los minerales de los suelos todavía son muy elevadas. En los últimos 10 años se estima que se perdieron de los suelos pampeanos aproximadamente 3,6 M t de N, 1,8 M t de P y 10 M t de K. Los fertilizantes son aplicados con la expectativa de lograr un mayor beneficio económico. Por ello, el principal criterio de fertilización usado en el país es la relación de precios entre producto obtenido e insumo, más que el balance de nutrientes del suelo. Esto explica los balances negativos y las pérdidas de nutrientes de los suelos.

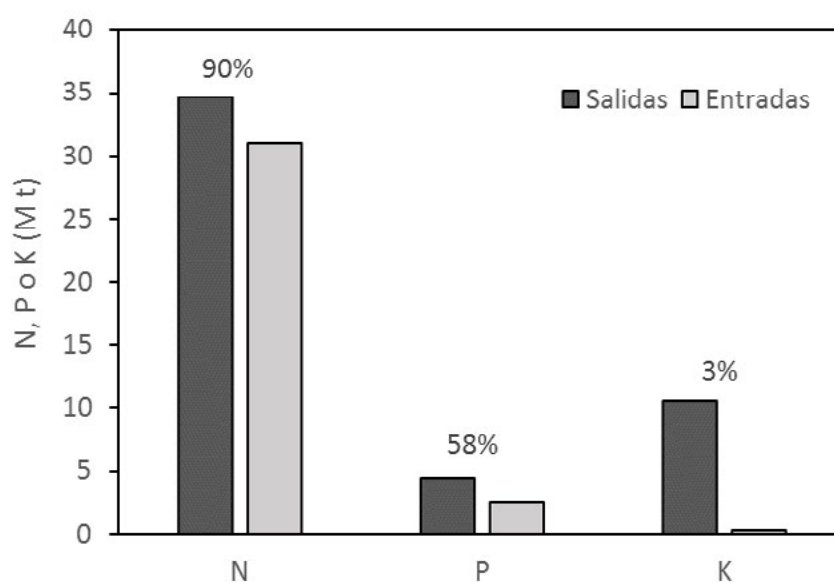


Figura 16.6. Balance de los principales nutrientes (N, P y K) en el período 2009 a 2019 en la Argentina. Columnas en gris claro: “Entradas” de nutrientes por fertilización y fijación simbiótica de N. Columnas en gris oscuro: “Salidas” por extracción en granos de los principales cultivos realizados en la Argentina (trigo, soja, maíz y girasol). Los porcentajes detallados sobre las columnas indican la proporción de reposición de los nutrientes. Elaboración propia en base a información de consumo de fertilizantes de FAOSTAT (2020); producción de cultivos MAGyP (2020); y estimación de la fijación de soja según Di Ciocco et al. (2012).

4. Características y producción de los fertilizantes

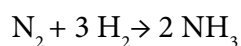
En el **Cuadro 16.2** se detallan las características de los principales fertilizantes nitrogenados y en el **Cuadro 16.3** las de los fosfatados y potásicos, utilizados en la Argentina. Entre dichas características se destaca el grado, que es el porcentaje en peso como elementos de los componentes primarios (N-P-K, en ese orden) del fertilizante. Por ejemplo, el grado del fosfato diamónico (PDA) es 18:20:0, lo que indica que 100 kg de PDA contienen 18 kg de N, 20 kg de P y 0 de K. Por tradición y costumbre se utiliza frecuentemente el grado equivalente, que se diferencia del grado en el caso de P y K que están expresados como óxidos (P_2O_5 y K_2O , respectivamente). Siguiendo con el ejemplo del PDA, su grado equivalente es 18:46:0, es decir que 100 kg de PDA contienen 18 kg de N y 46 kg de P_2O_5 (equivalente a 20 kg de P). De existir otros nutrientes, además de N, P y K, en la composición de los fertilizantes se ubica su concentración a continuación del K, mostrando a qué nutriente se refiere. Por ejemplo, el sulfato de amonio, cuyo grado es 21:0:0:S21, tiene 21 kg de N y 21 kg de azufre cada 100 kg de producto.

Cuadro 16.2. Forma física, fórmula, grado e índice de acidez de fertilizantes nitrogenados sólidos y líquidos utilizados en la Argentina

Fertilizantes	Forma física	Fórmula	Grado (%)	Índice de acidez
Urea	Sólido	CO(NH ₂) ₂	46:0:0	82
Nitrato de amonio	Sólido	NH ₄ NO ₃	34:0:0	60
Nitrato de amonio calcáreo (CAN)	Sólido	NH ₄ NO ₃ - CaCO ₃	27:0:0	16
Sulfato de amonio	Sólido	(NH ₄) ₂ SO ₄	21:0:0:S21	110
Urea+Nitrato de amonio (UAN)	Líquido	CO(NH ₂) ₂ + NH ₄ NO ₃	32:0:0	44

Otra característica de los fertilizantes es su índice de acidez, que es el número de partes en peso de carbonato de calcio necesarias para neutralizar la acidez contenida en 100 partes en peso del fertilizante. Este índice es importante porque, como se verá más adelante, algunos fertilizantes tienen el potencial de acidificar el suelo. Para evaluar la acidez efectiva no sólo hay que tener en cuenta el índice de acidez, sino también su grado. Ello se debe a que un fertilizante puede tener un mayor índice de acidez que otro, pero si su grado también es mayor se requerirá una dosis más baja. Por lo tanto, su aporte del nutriente puede ser idéntico pero su efecto acidificante menor.

La mayoría de los fertilizantes nitrogenados se obtienen a partir del amoníaco sintetizado por el proceso de Haber-Bosh (Gowariker *et al.*, 2009). El amoníaco se sintetiza a partir del N atmosférico y de hidrógeno (**Ecuación 16.1**). El hidrógeno se obtenía originalmente a partir de la hidrólisis del agua, pero, por razones económicas, actualmente se obtiene del etano y otros gases del petróleo. Es por ese motivo que las plantas productoras de amoníaco se encuentran en cercanías de gasoductos.

**Ecuación 16.1**

La urea se obtiene posteriormente, haciendo reaccionar el amoníaco con dióxido de carbono a altas temperaturas (**Ecuación 16.2**):

**Ecuación 16.2**

A partir del amoníaco se obtienen los fertilizantes amoniacales y nitrados, con la excepción de una pequeña proporción de nitratos de origen mineral que se extraen de salinas del norte de Chile (el más importante), Egipto e India. El fertilizante líquido UAN (urea-nitrato de amonio), que es el segundo fertilizante nitrogenado más usado después de la urea, se produce disolviendo urea y nitrato de amonio con agua.

Además de los fertilizantes nitrogenados presentados en el **Cuadro 16.2** y de los fosfatados y potásicos en el **Cuadro 16.3**, que se conocen como “commodities”, existe un mercado de fertilizantes específicos utilizados en cultivos de alto valor económico. Un ejemplo es el ácido fosfórico que se aplica mediante el riego en cultivos intensivos producidos en invernáculo, como algunas hortalizas y ornamentales. A su vez, para estos cultivos existe una gran variedad de fertilizantes complejos que, a diferencia de los anteriores, tienen marca registrada. Muchos de ellos son mezclas físicas o químicas de los fertilizantes simples. Estos productos contienen variada proporción de macro y/o micronutrientes y se comercializan en distintos tipos de bolsas.

Cuadro 16.3. Fórmula y grado de fertilizantes fosfatados y potásicos.

Fertilizantes	Fórmula	Grado (%)
<i>Fosfatados</i>		
Fosfato diamónico (PDA)	$(\text{NH}_4)_2\text{HPO}_4$	18:20:0
Fosfato monoamónico (PMA)	$\text{NH}_4\text{H}_2\text{PO}_4$	11:23:0
Superfosfato simple (SPS)	$\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2 + \text{CaSO}_4$	0:9:0:S12
Superfosfato triple (SPT)	$\text{CaH}_2(\text{PO}_4)_2$	0:20:0
Roca fosfórica (apatitas)	$\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$	0:12:0
<i>Potásicos</i>		
Nitrato de potasio	KNO_3	13:0:36
Sulfato de potasio	K_2SO_4	0:0:42:S18
Cloruro de potasio	KCl	0:0:50

La mayoría de los fertilizantes fosfatados utilizados en el país son de alta solubilidad, con excepción de la roca fosfórica que sólo se solubiliza en suelos con valores de pH menores a 6. Las rocas fosfóricas frecuentemente presentan impurezas, tales como óxidos de aluminio y hierro, sílice, carbonatos cálcico y magnésico, fluoruros y elementos potencialmente tóxicos, dependiendo del yacimiento del que son extraídas. En Argentina se identificaron varias áreas con depósitos minerales fosfatados, tanto en el continente como en la plataforma marítima, pero hasta el momento no tienen la escala requerida para su explotación comercial.

Las rutas posibles en la fabricación de los fertilizantes fosfatados se presentan en la **Figura 16.7**. La roca fosfórica molida es un fertilizante de bajo costo, pero poco usado por su baja solubilidad y debe ser tratada con ácidos fuertes como el ácido sulfúrico. Aparte de fertilizantes más solubles, también se puede producir ácido fosfórico. Este ácido, entre otros usos, se puede combinar con amoníaco obteniendo así los fertilizantes solubles fosfato monoamónico y diamónico.

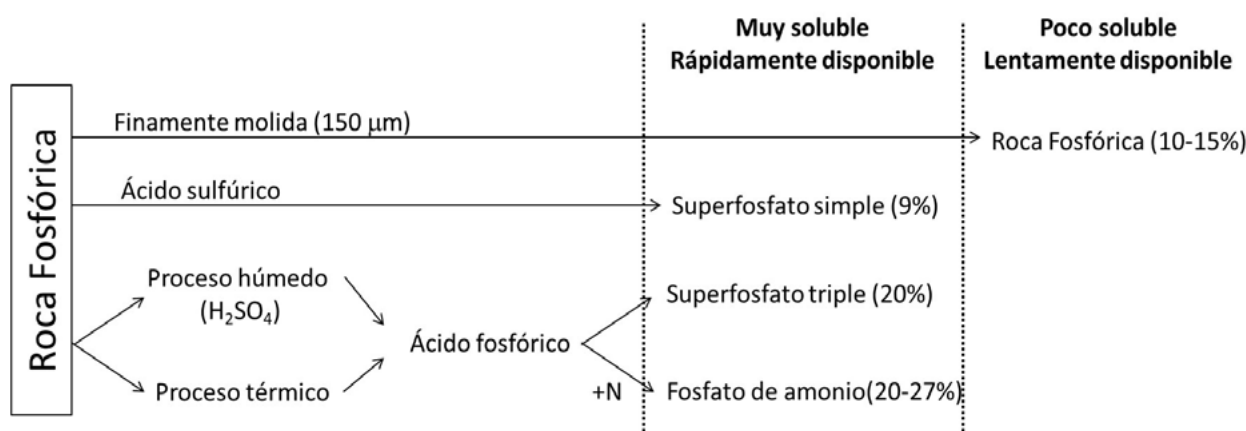


Figura 16.7. Alternativas de producción de los principales fertilizantes fosfatados y disponibilidad para las plantas (i.e. rápidamente disponible y lentamente disponible) en función de su solubilidad. Valor entre paréntesis: contenido de fósforo. Adaptado de Withers y Sharpley (1995).

En la producción de fertilizantes inorgánicos se realiza un importante uso de energía y en los procesos de síntesis hay emisiones de GEI. En el **Cuadro 16.4** se muestran los factores de emisión (CO_2 equivalente) para la fabricación de diferentes fertilizantes nitrogenados, fosfatados y potásicos.

Cuadro 16.4. Factores de emisión de GEI (gases de efecto invernadero) para la producción de fertilizantes. Valores expresados en kg de CO_2 equivalente para producir el fertilizante que contiene 1 kg de N, P o K. Adaptado de Walling y Vaneckhaute (2020).

	Factor de emisión de GEI (kg CO_2 -eq kg^{-1} de N, P o K)
Urea	2,95
Nitrato de amonio	6,95
Fosfato de amonio	9,20
Superfosfato simple	1,83
Superfosfato triple	2,22
Cloruro de Potasio	2,35

5. Abonos orgánicos

Los abonos son productos orgánicos de origen vegetal o animal, que son adicionados al suelo para mejorar su fertilidad física y química e incrementar la producción agrícola. A partir de experiencias en una amplia región de suelos de la Argentina el uso de abonos orgánicos mostró incrementos, en promedio, del 48% en los rendimientos de los cultivos en su mayoría hortícolas (Álvarez *et al.*, 2013a). Estos abonos se caracterizan por tener altos contenidos de materia orgánica que confieren mejores condiciones estructurales al suelo, además de aportar nutrientes (Rodríguez y Torres Duggan, 2013).

Los residuos vegetales, el estiércol de diversos animales y residuos orgánicos de la industria agroalimentaria son los abonos orgánicos más utilizados. El compostaje es un proceso donde bacterias, hongos y actinomicetes degradan, en un ambiente aeróbico, los materiales orgánicos. Durante el mismo se produce liberación de CO_2 y amoníaco y una reducción de la masa del material. Este proceso permite la disminución y/o eliminación de patógenos, parásitos y semillas de malezas, elimina olores y estabiliza el material. El compostaje involucra distintas etapas relacionadas con cambios en la temperatura (mesófila-termófila-enfriamiento-maduración), lo que permite disminuir las concentraciones de fármacos y de muchos productos sintéticos que, de cierta manera, contaminan a los residuos. También reducen la disponibilidad de algunos metales pesados que pueden estar presentes. El lombricompostaje es una alternativa de compostaje donde intervienen lombrices y microorganismos en el proceso.

Durante el proceso de compostaje pueden ocurrir pérdidas de nutrientes y carbono. Esto tiene consecuencias ambientales negativas y, a su vez, disminuye la cantidad de nutrientes que luego son aplicados al cultivo, en relación con el contenido de los materiales originales. Álvarez *et al.* (2013a), a partir de una recopilación de trabajos publicados en revistas de circulación internacional, reportaron pérdidas promedio de C del 64% (40-84%), de N del 49% (12-88%), de P del 35% (0-67%) y de K del 43% (7-86%). La principal vía de pérdida de N durante el compostaje es la volatilización, mientras

que para P y K es la lixiviación. La cobertura de la pila, la compactación de la misma y otras prácticas permiten disminuir estas pérdidas.

El contenido de nutrientes difiere según su origen de los residuos orgánicos. Dentro de los estiércoles, el aviar es el que posee las mayores concentraciones de N, P (**Cuadro 16.5**) y K. El estiércol y el compost derivados de excretas animales se caracterizan por tener alta conductividad eléctrica y pH.

Cuadro 16.5. Características de estiércol (de distintos animales domésticos), compost y lombricompost (de distinto origen) utilizados en la Argentina. Se presentan valores promedio y rango (entre paréntesis). Las concentraciones están expresadas sobre base seca. Extraído de Álvarez et al. (2013a).

Abono	C (%)	N (%)	P (%)	pH	CE (dS m ⁻¹)
Estiércol					
Bovino y porcino	21 (14-34)	1,4 (0,7-2,4)	0,5 (0,02-2,2)	7,5 (6-8)	12 (9,0-15)
Aviar	26 (10-46)	2,5 (1,2-4,0)	1,7 (0,2-3,0)	7,6 (6,5-9,1)	12 (1,3-28)
Equino	17	1,2	0,02	7,9	2,0
Compost					
Residuos vegetales	18 (10-30)	1,1 (0,6-1,5)	0,15	7,0 (4,1-8,3)	1,3 (0,2-2,4)
Estiércol	18 (14-25)	1,3 (0,9-2,2)	0,5 (0,2-1,1)	7,1 (6,5-7,6)	6,5 (1,2-12)
Cama de aves y equinos	23 (19-26)	2,4 (1,2-2,9)	1,1 (0,9-1,3)	6,5 (5,8-7,2)	3,4 (2,5-5,4)
Lombricompost					
Estiércol	19	1,3	0,5	7,3	8,5
Estiércol y residuos vegetales	9,9	0,9	0,3	6,7	2,4
Residuos fruti-hortícola	7,8	0,5		8,0	0,4

Las concentraciones de nutrientes son mucho menores en los abonos orgánicos que en los fertilizantes. Por ejemplo, la urea tiene 46 kg de N cada 100 kg de producto mientras que en promedio los estiércoles poseen 1,4 kg de N en esa masa (**Cuadro 16.5**). Esta es una de las razones por las que las dosis de abonos orgánicos sean dos o tres órdenes de magnitud mayores a las de los fertilizantes. En la Argentina, las dosis aplicadas de abonos en cultivos hortícolas en promedio son del orden de 20 t ha⁻¹ de materia seca, con un rango que va de 10 t ha⁻¹ a 50 t ha⁻¹ (Álvarez et al., 2013b). Estas dosis limitan el uso de abonos orgánicos en producciones extensivas por cuestiones de abastecimiento y logística. Por el contrario, su uso es común en producciones intensivas donde las superficies a fertilizar son menores. Entre los efectos benéficos de estas aplicaciones se observó una leve disminución de la densidad aparente del suelo en el horizonte superficial y, en algunos casos, incrementos de la tasa de infiltración y macroporosidad. En contraposición, en experimentos locales la aplicación de abonos orgánicos incrementó el pH y la conductividad eléctrica el suelo, siendo esta última de alto riesgo para la germinación de semillas de cultivos hortícolas (Álvarez et al., 2013b).

6. Objetivos de la fertilización

La fertilización puede tener diferentes objetivos. Los principales son incrementar los rendimientos de los cultivos y/o su calidad. Cada nutriente cumple una o varias funciones específicas

en el crecimiento vegetal, en la determinación del rendimiento y/o en la calidad del producto obtenido y su déficit afecta el crecimiento y/o el desarrollo. En la **Figura 16.8** se presenta una representación teórica de cómo la disponibilidad de macro y micronutrientes afecta a la generación del rendimiento potencial (máximo rendimiento relativo). Existe una etapa en la cual el nutriente es limitante para el crecimiento de los cultivos y es donde al aumentar su disponibilidad se incrementa el rendimiento. A medida que la disponibilidad del nutriente aumenta, el incremento del rendimiento es cada vez menor hasta un momento donde se alcanza el máximo rendimiento. A partir de este punto, el agregado de más nutriente no determina aumentos significativos del rendimiento.

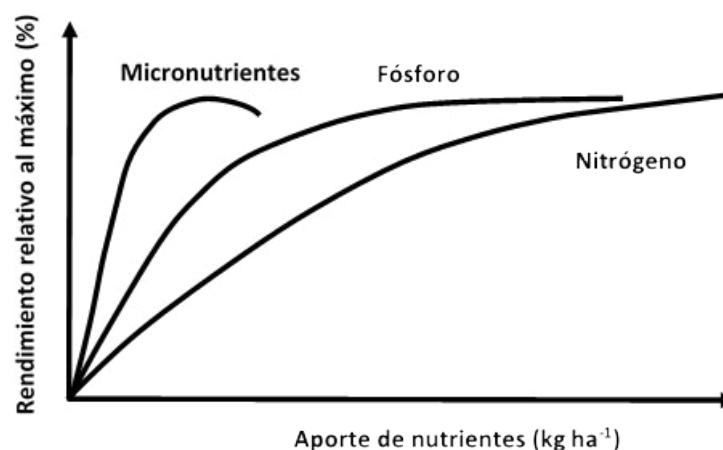


Figura 16.8. Efecto del aporte de nutrientes (macronutrientes: nitrógeno y fósforo) y micronutrientes (boro, cloro, cobre, hierro, manganeso, molibdeno, níquel y zinc), en kg ha^{-1} , sobre el rendimiento relativo al máximo rendimiento potencial de un cultivo. Adaptado de Marshner (2005).

Los macronutrientes son requeridos por los cultivos en cantidades del orden de kg ha^{-1} , mientras que el requerimiento de los micronutrientes es del orden de g ha^{-1} . En el caso de fertilizaciones excesivas con micronutrientes se producen efectos tóxicos en los cultivos y mermas en el rendimiento (Torri *et al.*, 2012). En cambio, en la fertilización con macronutrientes, como N o P, no es frecuente observar efectos de toxicidad en los cultivos. Este comportamiento se observa en la **Figura 16.8**.

El otro objetivo buscado por la fertilización es el de mejorar la calidad de los productos generados. Por ejemplo, se pueden buscar mejores características organolépticas o mejores condiciones para el proceso de comercialización. Cuando se trata de cultivos extensivos, el objetivo buscado con la fertilización es principalmente incrementar el rendimiento. Esto se debe a que, en general, los granos son “commodities” y no hay una diferencia en el valor pagado por calidad. Sin embargo, hay algunas excepciones como el girasol (contenido de aceite) o la cebada (calidad maltera), pero la más importante es el caso del trigo, donde en algunos casos se paga un adicional por mayores contenidos proteicos, lo que está relacionado con la calidad panadera. Los contenidos de proteínas mayores se logran con fertilizaciones nitrogenadas en momentos tardíos de su ciclo, donde ya no se afecta el rendimiento. En cultivos intensivos es común fertilizar con dosis elevadas y a veces en exceso para aumentar la calidad comercial de los productos cosechados independientemente de eventuales incrementos en el rendimiento. Los costos, generados por la fertilización, se compensan por los mejores precios.

7. Alternativas tecnológicas en la aplicación de fertilizantes

Las tecnologías de fertilización comprenden, entre otros aspectos, la elección de la fuente o forma química del nutriente, la dosis aplicada, así como la ubicación y momento de aplicación del fertilizante. La tecnología utilizada tiene implicancias ambientales y socioeconómicas, además de incidir de manera conjunta sobre la propia eficacia y la eficiencia de la aplicación.

La aplicación de fertilizantes difiere marcadamente entre cultivos intensivos y extensivos. En la producción hortícola (al igual que en otros cultivos intensivos) generalmente se aplican dosis mayores que en cultivos extensivos. Además de lo ya indicado en relación con la calidad comercial del producto cosechado, las diferencias en las dosis se deben a que los suelos hortícolas se cultivan en forma casi permanente, realizando varias cosechas por año, y un laboreo continuo. Cabe destacar que la respuesta de dichos cultivos a la fertilización es mayor que en los extensivos por un mayor control de los factores de la producción (por ejemplo, con el uso del riego). Otro factor no menos importante es que el costo relativo de fertilización es menor en los cultivos intensivos, como puede apreciarse al comparar entre las producciones de papa y maíz en Balcarce (**Cuadro 16.6**). Asimismo, en los cultivos hortícolas se utilizan otros criterios de fertilización ya que por ejemplo la dosis se define en base al requerimiento total de nutrientes en función del rendimiento esperado, sin considerar el aporte nutricional del suelo (Álvarez *et al.*, 2013b).

Cuadro 16.6. Proporción de los costos de distintos rubros relativos al costo total de producción de papa y maíz en Balcarce. Extraído de Álvarez *et al.* (2013b).

Rubro	Producción de papa (%)	Producción de maíz (%)
Semilla	21	25
Plaguicidas	17	13
Fertilizantes	10	31
Riego	6	0
Labores	9	15
Mano de obra	2	0
Cosecha	36	16

En los siguientes apartados se analizará la tecnología de fertilización de cultivos extensivos y sólo se indicarán algunos casos particulares de cultivos intensivos.

7.1. Dosis

El primer lugar, es necesario estimar si la fertilización generará un incremento en el rendimiento del cultivo que permita cubrir el costo y producir una ganancia económica. La dosis de fertilizante dependerá, en primera instancia, del nivel de nutriente que tenga el suelo. En la **Figura 16.9** se representa, en forma teórica, cómo varía el rendimiento de un cultivo ante el incremento de la disponibilidad de un nutriente por la fertilización. Puede apreciarse que el aumento en la disponibilidad de un nutriente no genera incrementos lineales de la producción. A medida que se incrementa la disponibilidad de un nutriente es menor el incremento del rendimiento generado. Por ejemplo, si en

la **Figura 16.9** se parte de un suelo que tiene una disponibilidad de nutriente de nivel “1” y se aplica un fertilizante para pasar a la disponibilidad de nivel “2”, se generará el “aumento de rendimiento A”. Si en cambio el suelo tiene una disponibilidad de nutriente de nivel “3” y se aplica la misma cantidad de fertilizante que en la situación anterior para pasar a la disponibilidad de nivel “4”, se generará el “aumento de rendimiento B”. La misma cantidad de nutriente aplicado en la segunda situación dio lugar a un aumento en el rendimiento de casi la mitad del obtenido en la primera situación. Continuar incrementando los niveles de disponibilidad del nutriente seguramente no va a ser conveniente ya que el costo que tiene el fertilizante no será pagado por el incremento en el rendimiento generado. Ante esas aplicaciones excesivas de fertilizantes, el cultivo ya no tendrá capacidad de absorberlo saliendo el nutriente del sistema normalmente con consecuencias ambientales.

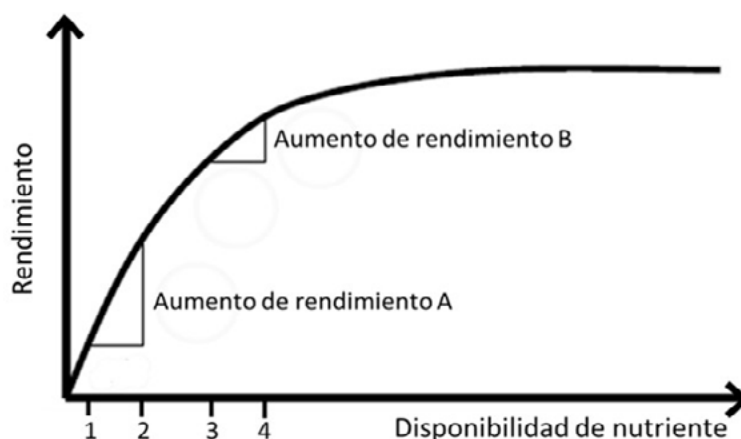


Figura 16.9. Representación teórica de las variaciones de rendimientos ante aumentos en la disponibilidad de un nutriente.

Las metodologías para seleccionar la dosis de fertilizante a aplicar en sistemas productivos agrícolas son variadas. Desde las más sencillas donde se aplican las dosis comúnmente utilizadas en la zona para el cultivo en cuestión, hasta las más complejas donde a partir de determinar la disponibilidad del nutriente en el suelo se calcula la dosis a utilizar que brinde el mayor beneficio económico. En el primero de los casos se puede sobre o subestimar la dosis a aplicar, pues se desconoce el aporte nutricional del suelo. Las formas más aconsejadas son las indicadas como más complejas ya que utilizan datos analíticos e información generada de ensayos realizados a campo donde se evalúa cómo varían los rendimientos ante diferentes disponibilidades de nutrientes y dosis de fertilización. De esta forma, conociendo el costo de fertilización y estimando el incremento de rendimiento generado para una determinada disponibilidad de nutriente puede realizarse un cálculo económico sobre la conveniencia de la fertilización y la dosis a aplicar. Estos modelos son generados por grandes redes de investigación en instituciones como el INTA y/o las universidades y son específicos para la zona en la que se esté trabajando.

En cultivos intensivos, los costos de fertilización tienen un impacto relativo menor en el total de los costos que en los cultivos extensivos (**Cuadro 16.6**). La dosis de fertilizante a aplicar suele calcularse como la cantidad total requerida del nutriente por el cultivo para alcanzar el rendimiento potencial. Esta metodología puede incurrir en problemas ambientales ya que se pueden cometer excesos de fertilización al no tenerse en cuenta lo que aporta el suelo.

En el caso del P, que es un nutriente con poca movilidad en el suelo ya que interacciona fuertemente con la fase sólida, se puede utilizar la metodología denominada de “reposición y enriquecimiento”. Consiste en reponer el P que se extrae en el producto cosechado y si el nivel de P del suelo es muy bajo se le aplica una dosis mayor con el fin de ir incrementando dicho nivel. Esto no puede realizarse para nutrientes móviles como el N ya que si se aplican cantidades superiores a las requeridas por el cultivo pueden generarse pérdidas por lixiviación, entre otras.

En la **Figura 16.10** se presentan las dosis promedio de fertilizantes utilizados en la Argentina en la campaña 2015/16. Como se dijo anteriormente, puede apreciarse que en las producciones intensivas en general se aplican dosis mayores que en cultivos extensivos debido a lo indicado en relación con la calidad de los productos e intensidad de uso de los suelos hortícolas, entre otras cuestiones.

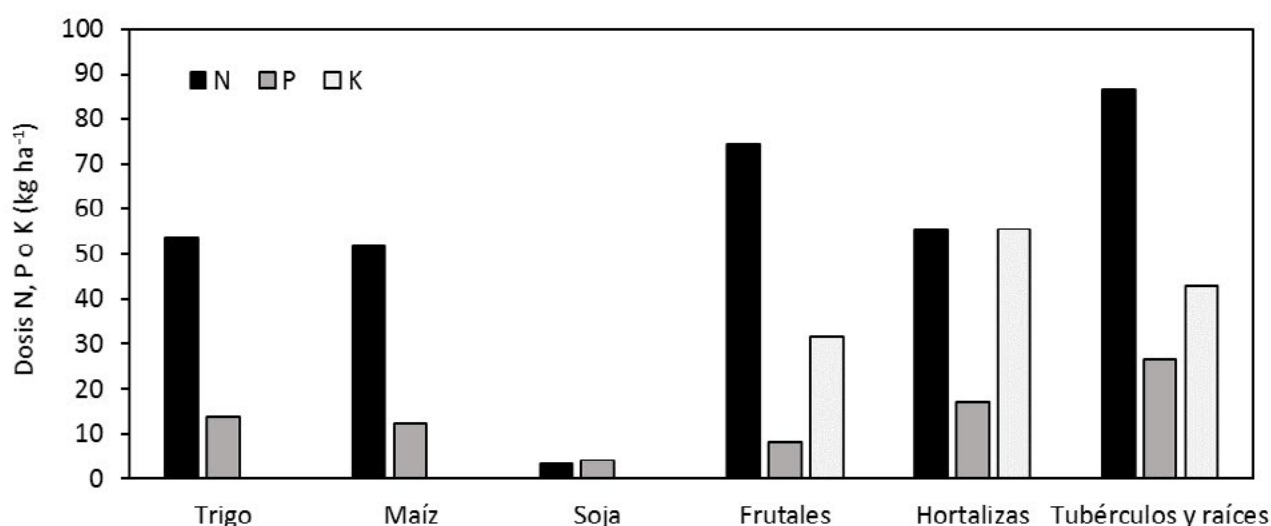


Figura 16.10. Dosis promedio de nitrógeno, fósforo y potasio aplicado en cultivos en la Argentina. Elaboración propia a partir de datos de FAOSTAT (2020); IFA (2020); Fertilizar (2020).

7.2. Fuente de nutriente

La disponibilidad de fertilizantes en la Argentina es muy amplia (**Cuadro 16.1**). La elección entre las diferentes opciones se realiza según el precio por unidad de nutriente, la logística de almacenaje y/o de aplicación locales y la eficiencia para las condiciones ambientales de aplicación. En condiciones adecuadas de aplicación a campo no se registran grandes variaciones en la eficiencia de uso de los fertilizantes nitrogenados de mayor difusión. Por lo que la selección, en general, se realiza por el más económico por unidad de N aportado. Los fertilizantes de liberación lenta o controlada minimizan el potencial de pérdida de N, pero su alto costo hace que no se utilicen, por el momento, en cultivos extensivos en el país. Entre las opciones de los fertilizantes fosfatados, además del valor por unidad de nutriente, hay que tener en cuenta la solubilidad, ya que en el caso de pensarse en roca fosfórica ésta requiere de suelos ácidos. Cabe aclarar que algunos fertilizantes fosfatados también aportan N, por lo que debe tenerse en cuenta el aporte de este nutriente.

7.3. Momento de aplicación

La elección del momento de aplicación del fertilizante depende de factores climáticos y edáficos, la dinámica y movilidad del nutriente en el suelo, la tasa de absorción del nutriente por el cultivo, el sistema de labranza y la disponibilidad de maquinaria. En última instancia, se busca sincronizar al máximo la disponibilidad del nutriente en el suelo con el requerimiento del cultivo. La fertilización puede realizarse, en el momento de la siembra, antes o después de ese momento. Cuando se trata de nutrientes móviles como el N la elección del momento de fertilización es fundamental por el riesgo de lixiviación de nitratos y otras pérdidas. Si se fertiliza en etapas tempranas de los cultivos, se incrementa el riesgo de lixiviación nitratos ya que se encuentran en la solución del suelo, pero no son rápidamente absorbidos por los cultivos. Por ese motivo, en regiones donde los excesos hídricos coinciden con etapas tempranas del cultivo, las aplicaciones de fertilizantes nitrogenados posteriores a la siembra pueden disminuir las pérdidas por lixiviación. Por ejemplo, al compararse el N absorbido y las pérdidas (por lixiviación, volatilización y desnitrificación) en un cultivo de maíz (en el partido de Balcarce) fertilizado a la siembra vs cuando presenta 6 hojas expandidas (estado fenológico de V6), se encontró que cuando se fertilizó el cultivo en V6 las pérdidas por lixiviación disminuyen significativamente (*Figura 16.11*). Esto se debió a que en dicho estadio el cultivo de maíz se encuentra en plena capacidad de absorción, a diferencia de la baja tasa que caracteriza al cultivo recién sembrado.

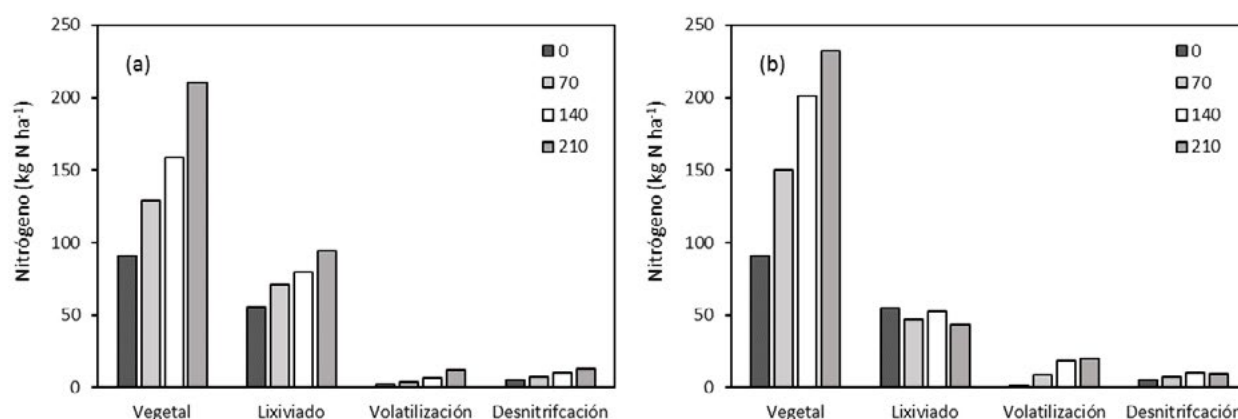


Figura 16.11. Nitrógeno absorbido por el maíz (vegetal), lixiviado, volatilizado y desnitrificado, ante diferentes dosis de fertilización (0, 70, 140 y 210 kg N ha⁻¹) según el momento de fertilización: (a) a la siembra o (b) cuando el cultivo presenta 6 hojas expandidas. Adaptado de Sainz Rozas et al. (2004).

En cambio, en los cultivos extensivos el P puede aplicarse a la siembra o previo a ella porque es un nutriente de baja movilidad en el suelo y alta residualidad. Esto le confiere una baja susceptibilidad a sufrir pérdidas. En general, en los cultivos oleaginosos como soja y girasol más del 90% del volumen total de fertilizantes corresponden al P y se aplican al momento de siembra (Campos *et al.*, 2012).

Otra posibilidad es la aplicación de fertilizantes durante todo el ciclo del cultivo. Esta práctica es posible en los sistemas de producción intensivos utilizando fertirrigación, donde el fertilizante se disuelve en el agua de riego. Es la forma más eficiente, ya que se le aplica el nutriente en la cantidad necesaria en cada momento del ciclo. Esta tecnología requiere del uso de fertilizantes solubles y de alta pureza, para no obturar los circuitos de riego.

7.4. Ubicación del fertilizante

La elección de la ubicación del fertilizante tiene por objetivo maximizar la eficiencia en el uso del nutriente aplicado y evitar efectos indeseables del fertilizante sobre la germinación de las semillas. Debe ajustarse a la disponibilidad de maquinaria. En los sistemas de producción extensivos, los fertilizantes pueden aplicarse incorporados al suelo o en superficie. Además, las aplicaciones son en cobertura total o en bandas. La fertilización en bandas es muy difundida para fertilizantes fosfatados porque se logra mayor concentración del nutriente cerca de la semilla, a igual dosis por unidad de superficie, que en fertilizaciones en cobertura total. De tal modo, en este nutriente con escasa movilidad en el suelo, se favorece la absorción por parte del sistema radical en las etapas iniciales de crecimiento del cultivo. Sin embargo, esta proximidad no debe ser muy cercana ya que pueden generarse problemas de toxicidad para las semillas originados por los fertilizantes, particularmente el amoníaco volatilizado de los fosfatos amoniacales.

La forma más eficiente de aplicación de urea en cultivos extensivos estivales es con incorporación, porque con temperaturas altas se favorece la pérdida de amoníaco por volatilización. En un estudio realizado en cultivo de maíz, en Balcarce, la pérdida de amoníaco fue del 6% del N de la urea aplicada en superficie y menor al 0,1% con la incorporación del fertilizante (*Figura 16.12*). El rendimiento de maíz no difirió para ambas formas de aplicación del fertilizante, pero su incorporación incrementó la eficiencia aparente de recuperación nitrogenada (Barbieri *et al.*, 2003).

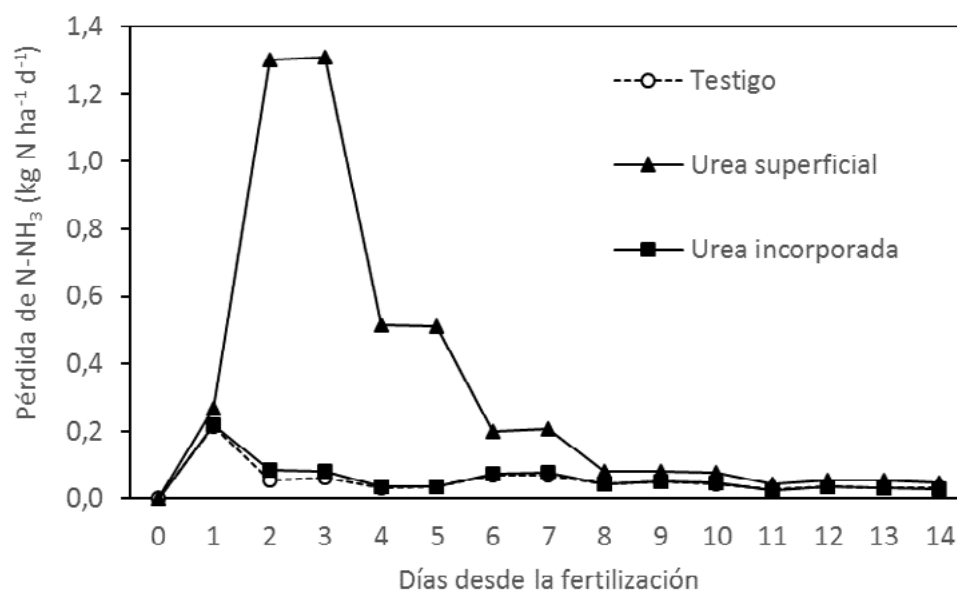


Figura 16.12. Tasa diaria de pérdida de NH_3 en maíz fertilizado con dosis de 70 kg N ha^{-1} aplicadas como urea en superficie, incorporada o sin fertilización. Adaptado de Barbieri *et al.* (2003).

8. Eficiencia de uso de los fertilizantes

En los países desarrollados el interés inicial de la fertilización fue maximizar el rendimiento por unidad de superficie, en lugar de maximizar la eficiencia del uso de los fertilizantes, debido al bajo costo relativo del fertilizante. Esto trajo consecuencias ambientales que, posteriormente, llevaron a

reducir las dosis de fertilización. Este proceso de maximizar el rendimiento por unidad de superficie se repite actualmente en muchos países, especialmente en los asiáticos.

Las mejores prácticas de manejo en el uso de fertilizantes se basan en la elección correcta de la fuente de nutriente, aplicada en dosis, momento y ubicación adecuados (García y Ciampitti, 2008). La implementación de dichas prácticas incluye el conocimiento de los procesos y mecanismos de transformación de los nutrientes, los efectos de interacción entre ellos y la interacción con otros factores de la producción y de la calidad de los cultivos. La eficiencia en el uso de los nutrientes (relación entre la producción y la cantidad de nutriente que ingresa al agroecosistema), es uno de los indicadores más utilizados para evaluar las mejores tecnologías de fertilización. La práctica es más eficiente cuanto mayor es la producción y menor el ingreso de nutrientes.

El N es considerado el nutriente más limitante para la producción vegetal debido al requerimiento relativamente alto de los cultivos y a que las deficiencias están generalizadas tanto en los suelos agrícolas de la Argentina como a nivel mundial. El conocimiento de la dinámica del N en el sistema suelo-planta-atmósfera es de interés para aumentar su eficiencia de uso. Las estimaciones de eficiencia de uso de nutrientes más utilizadas son la eficiencia agronómica (EA= kg de incremento del rendimiento debido a la fertilización kg^{-1} de nutriente aplicado) y la eficiencia aparente de recuperación (ER= kg de incremento de nutriente absorbido debido a la fertilización kg^{-1} de nutriente aplicado). A nivel mundial se considera adecuado para la EA valores de 10-30 kg de grano kg^{-1} N aplicado y para la ER valores de 0,5-0,8 kg N absorbido kg^{-1} N aplicado. En cultivos de maíz sembrados en la Argentina se reportaron valores de EA de 18-28 kg de incremento de grano kg^{-1} N aplicado y valores de ER de 0,58-0,60 kg N absorbido kg^{-1} N aplicado (Rimski Korsakov *et al.*, 2008).

Por otro lado, las recuperaciones de fertilizante en diferentes componentes (*e.g.* suelo y planta) pueden ser muy variadas de acuerdo a características ambientales y de manejo. Por ejemplo, en fertilizaciones con 80 kg N ha^{-1} en cultivo de trigo se observan grandes diferencias en la recuperación de la urea en un Hapludol de Anguil y un Argiudol de Pergamino (*Figura 16.13*).

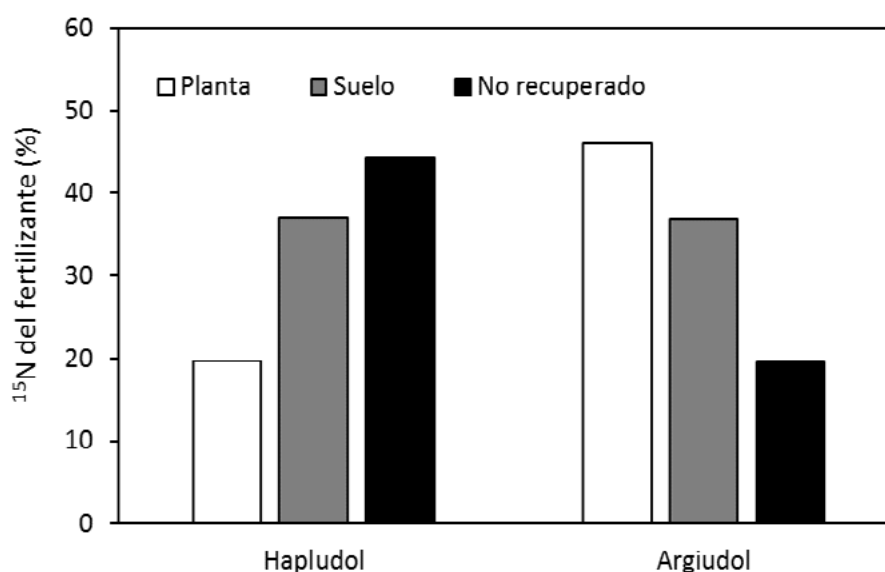


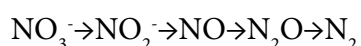
Figura 16.13. N recuperado, medido como porcentaje del ^{15}N del fertilizante aplicado (urea) que se encuentra en las plantas de trigo, el suelo (0-40 cm de profundidad) o no recuperado en ninguno de los dos sitios anteriores. Las mediciones se realizaron en cultivos llevados a cabo en Anguil y Pergamino, sobre un Hapludol y un Argiudol, respectivamente. Adaptado de Echeverría y Videla (1998).

La eficiencia agronómica del P a nivel mundial es del 30-50 kg grano kg^{-1} P y la eficiencia aparente de recuperación 0,15-0,30 kg de P absorbido kg^{-1} P aplicado. Si bien la ER del P es menor que en N, no significa que sea por pérdidas del nutriente, sino porque interacciona con la fase sólida del suelo y queda en forma residual, aprovechable por futuros cultivos.

9. Consecuencias ambientales por el uso de fertilizantes y abonos

Los fertilizantes nitrogenados pueden generar distintos problemas ambientales, entre ellos los causados por pérdidas gaseosas. Las pérdidas gaseosas de N desde el suelo hacia la atmósfera son causadas por dos procesos: la desnitrificación y la volatilización. En un principio, el estudio de estas pérdidas se relacionaba con la intención de mejorar la eficiencia en el uso de los fertilizantes y, en consecuencia, su efecto sobre la respuesta a la fertilización. Posteriormente, se sumó la preocupación ambiental porque estas pérdidas están vinculadas con el efecto invernadero.

El proceso de desnitrificación tiene como producto final el N elemental (N_2), pero en sus pasos intermedios se producen y emiten óxidos de N (N_2O y NO_x), que son los críticos (*Ecuación 16.3*).



Ecuación 16.3

El proceso de desnitrificación en los suelos es principalmente llevado a cabo por microorganismos que utilizan al carbono orgánico como fuente de energía y a los nitratos como aceptores de electrones, cuando el oxígeno es limitante. Para que se generen pérdidas por desnitrificación deben existir conjuntamente condiciones de anoxia, presencia de nitratos y de carbono fácilmente oxidable en los suelos. Las condiciones de anoxia ocurren normalmente cuando los suelos se saturan con agua (exceso de lluvias, anegamiento, inundaciones). También, en el proceso de fijación simbiótica del N atmosférico hay pequeñas pérdidas de óxido nitroso, que asumen importancia planetaria por la gran superficie ocupada por leguminosas, tales como soja, alfalfa, tréboles, y legumbres.

A nivel mundial, la magnitud de las emisiones de origen agropecuario supera a las emisiones de origen industrial (24% vs 21% del total de emisiones, respectivamente). A pesar del crecimiento de la liberación de estos compuestos por la acción antrópica a la atmósfera, la magnitud de las emisiones de origen natural supera a las de origen antrópico (13,1 vs 6,7 Tg N- N_2O año^{-1} para origen natural y antrópico, respectivamente) (Ussiri y Lal, 2013). Dentro de las emisiones correspondientes a la agricultura, la fertilización no es la única fuente; son importantes, a su vez, las emisiones causadas por la producción de cultivos de leguminosas y la incorporación de residuos agrícolas a los suelos, entre otras prácticas. También es importante la participación de la producción ganadera en estas pérdidas, a través de la orina y las heces distribuidas en el campo, así como el esparcido de estiércol.

El principal efecto ambiental de estos compuestos nitrogenados es su efecto invernadero. Junto con el dióxido de carbono, el metano y otros gases, forman el conjunto denominado gases con efecto invernadero (GEI). El efecto relativo de los óxidos de N es 298 veces superior al de dióxido de carbono. Como ya se vio en capítulos anteriores, el efecto invernadero es la magnificación del proceso natural por el cual algunos gases, que integran normalmente la atmósfera terrestre, absorben la radiación infrarroja y retienen parte de la energía que la superficie del planeta emite luego de calentarse por la

radiación solar. El aumento de la magnitud de este proceso, por incremento de la producción de estos gases, limita la salida al espacio de la energía recibida produciendo –a escala planetaria– un efecto de conservación de la energía similar al observado en los invernáculos y causando el incremento de la temperatura terrestre (Rimski Korsakov y Lavado, 2016).

En la Argentina, alrededor de la mitad de la producción de GEI corresponden a actividades agropecuarias y, dentro de ellas, la mayor proporción corresponde a las producciones ganaderas. En las producciones agrícolas, la principal fuente de emisión de óxidos nitrosos del país son las leguminosas, principalmente la soja. Pese a haberse incrementado significativamente el consumo durante los últimos años, los fertilizantes no representan una fuente mayor de emisión de óxidos nitrosos. Estimaciones realizadas en el país para el año 2012, responsabilizan a los fertilizantes del 9,6% del óxido de N emitido a la atmósfera (Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación, 2015). En la región pampeana, son pocos los estudios realizados que cuantifican las emisiones por desnitrificación. Se determinó que en maíz fertilizado en estadio fenológico de 6 hojas expandidas (V6), se perdió por desnitrificación del 0,4% al 1% del N aplicado (Sainz Rozas *et al.*, 2001). Cuando la fertilización se realizó a la siembra, las pérdidas fueron mayores alcanzando del 2,6% al 5,4%. En otro ensayo, también con maíz cultivado mediante siembra directa, las pérdidas por desnitrificación fueron del orden del 0,175% del N aplicado. En situaciones no fertilizadas, las magnitudes de flujo de óxidos de N fueron menores. En términos absolutos los valores de salida registrados estuvieron en el orden de 0,1 a 1 kg N-N₂O ha⁻¹ año⁻¹ (Palma *et al.*, 1997).

La otra pérdida gaseosa del N es la volatilización. Se trata de la pérdida de amoníaco desde la superficie del suelo a la atmósfera. La agricultura y la ganadería son generalmente aceptadas como las principales fuentes antropogénica de las emisiones de NH₃ (Zeng *et al.*, 2018). La volatilización es un proceso natural que suele magnificarse ante el ingreso de fertilizantes amoniacales y que además ocurre con el agregado de abonos orgánicos (Zubillaga *et al.*, 2004). Dicho proceso es causado por el desplazamiento del equilibrio amonio-amoníaco en favor de este último. Esto se vincula con el pH, la temperatura y el nivel hídrico del suelo. Agronómicamente, influyen el tipo de fertilizante y la profundidad de aplicación.

Parte del amoníaco volatilizado vuelve a los cultivos y pasturas a través del rocío y la lluvia. Estas pérdidas no generan un daño ambiental directo. A nivel mundial, los valores máximos registrados de pérdidas de N por volatilización se encuentran alrededor del 48% del N aplicado por fertilización. En la Argentina, las pérdidas son del orden del 10%. Distintos estudios muestran que la volatilización es baja en invierno o cuando el fertilizante es incorporado en profundidad. Las pérdidas se incrementan en verano o cuando los fertilizantes se aplican en la superficie del suelo o en suelos alcalinos. Las pérdidas normales, en general, no inciden en la respuesta a la fertilización y en el país esta pérdida no se considera de gran importancia agronómica. Por ello, aunque la volatilización del amoníaco a partir de los fertilizantes es una porción importante de las emisiones de la agricultura a la atmósfera, las mayores pérdidas surgen de la actividad ganadera a través de la generación de excretas.

Los fertilizantes pueden afectar los acuíferos, pudiéndose dividir la problemática de las aguas en dos grupos: uno correspondiente a las aguas superficiales y otro a las aguas subterráneas. Las aguas superficiales pueden ser afectadas por el enriquecimiento de nutrientes a través del fenómeno de eutrofización. Este fenómeno se relaciona principalmente con el P que, en general, es el principal nutriente limitante de la biota acuática. Cuando se incrementa la concentración del P en los distintos cuerpos

de agua se produce su eutroficación. La eutroficación determina, entre otros aspectos, cambios en la biomasa y la composición del fitoplancton, en las poblaciones de algas y en su biomasa, en la distribución y composición de las plantas vasculares. Estos fenómenos causan el aumento de la turbidez y del pH, así como la disminución del oxígeno disuelto en el agua, lo cual afecta a las poblaciones de peces aumentando su mortalidad. En la **Figura 16.14** se muestra un esquema conceptual de los distintos estados tróficos ante el ingreso del P al sistema hídrico y sus consecuencias en la cantidad de oxígeno disuelto, la biodiversidad y la producción primaria.

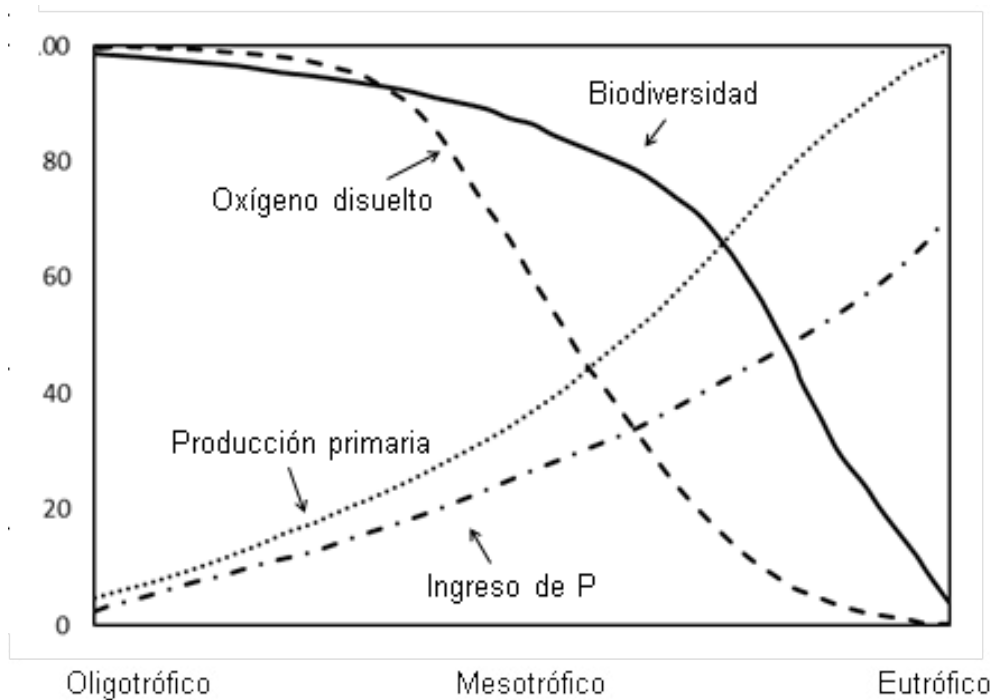


Figura 16.14. Conceptualización del proceso de eutroficación. Adaptado de Correl (1998). Oligotrófico: escaso contenido de P que limita la producción primaria. Mesotrófico: contenido de nutrientes medio. Eutrófico: enriquecimiento P en el cuerpo de agua que conlleva a un aumento de la producción primaria y consecuente reducción de oxígeno.

El uso de fertilizantes fosfatados de alta solubilidad, combinado con su aplicación superficial/subsuperficial, suele favorecer las pérdidas de P soluble por escurrimiento que alcanzan a los cuerpos de aguas. Otra forma de pérdida es la que se denomina fósforo particulado, que es la típica pérdida por erosión hídrica. Ambas formas de P son importantes, pero la forma de P soluble es la más crítica para la eutroficación. Se trata de un problema de alcance mundial, muy relacionado con la actividad agropecuaria y que causa perjuicios ambientales y económicos en varios países. Las fuentes de fosfato de origen agrícola no sólo son los fertilizantes fosfatados, sino también los abonos orgánicos. El problema de la eutrofización de aguas superficiales no se limita al aumento de la concentración de P en las mismas, sino también por el enriquecimiento con nitratos.

Existen pocos datos acerca de la esorrentía de fosfatos en la Argentina. No obstante, abundante información demuestra que sus cuerpos de agua presentan variado grado de eutrofización y por esa razón es muy común que se acredite a la fertilización fosfatada esta contaminación. El panorama dista de estar aclarado. Por un lado, una proporción importante de los fosfatos en solución en cuerpos de agua de la región chaco-pampeana son, a diferencia de lo que ocurre en otros lugares del país y del

mundo, de origen natural y causados por razones geoquímicas propias de la llanura. Por otro, el uso de fertilizantes fosfatados –como se vio a lo largo de este capítulo– es relativamente bajo. Por último, el vertido de aguas servidas y otros tipos de efluentes, desde los cascos urbanos a los cuerpos de agua cercanos son una importante fuente que justifican incrementos de P en los mismos. En síntesis, las pérdidas de P de origen agrícola-ganadero son un problema serio en países desarrollados. En estas regiones, los suelos recibieron por largo tiempo -y continúan recibiendo- altas dosis de fertilizantes y/o grandes aplicaciones de abonos orgánicos y donde se han reducido al mínimo los vertidos de origen urbano o industrial. En la Argentina, en cambio, los altos valores de P comúnmente hallados en las aguas superficiales y los niveles de eutrofización registrados no son atribuibles exclusivamente al uso de fertilizantes.

Las aguas subterráneas pueden afectarse por la lixiviación de nitratos. Este proceso es el desplazamiento de los nitratos por debajo de la zona de máxima absorción radical, lo cual depende del cultivo (*Figura 16.15*). El principal destino de estos nitratos desplazados hacia el subsuelo es su ingreso a los acuíferos subterráneos. Desde el punto de vista agronómico estas pérdidas de nitratos están relacionadas con las propiedades físicas de los suelos, el contenido de materia orgánica, las precipitaciones, los cultivos, el tipo y dosis de fertilizante utilizado y el momento de aplicación, entre otros. Los fertilizantes nitrogenados han sido considerados como los responsables de este proceso, pero debe destacarse que no son la única fuente de nitratos en las aguas subterráneas. Otras fuentes importantes son el laboreo de los suelos (que incrementa la mineralización de compuestos nitrogenados orgánicos, integrantes de la materia orgánica edáfica), el uso de abonos orgánicos, las descargas urbanas e industriales, etc.

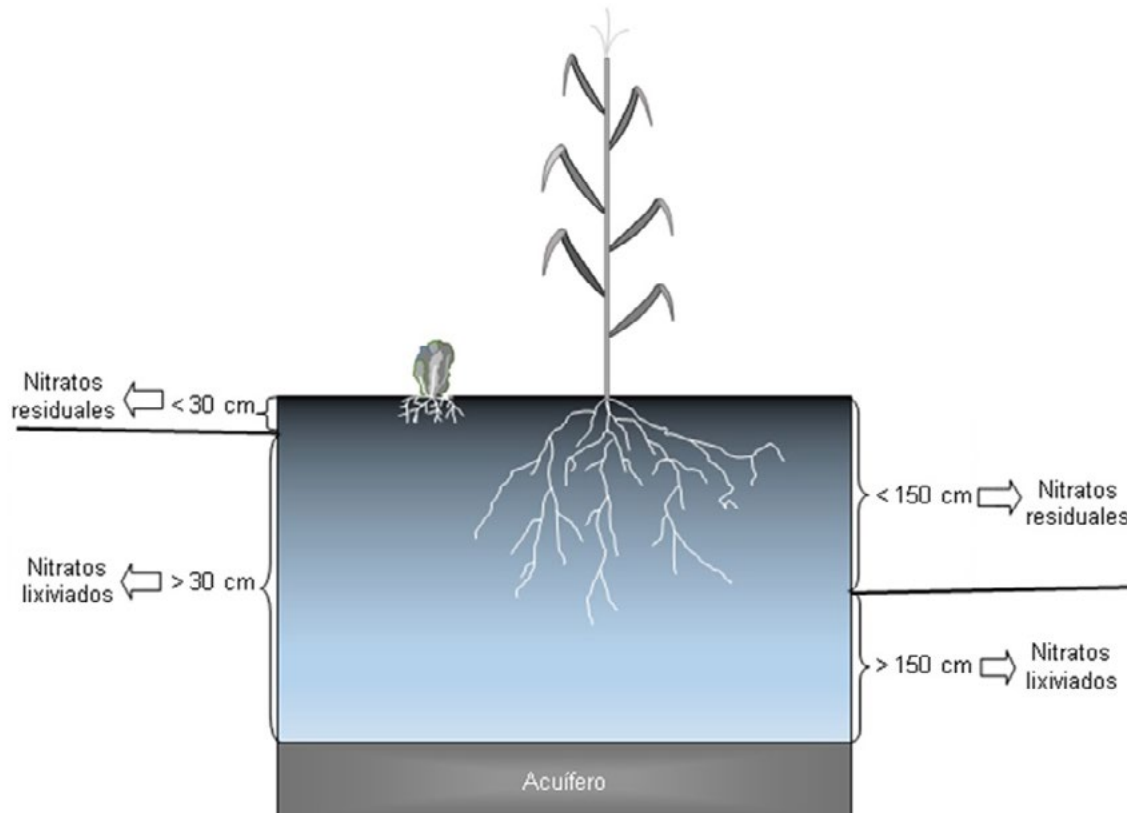


Figura 16.15. Nitratos residuales y lixiviados en relación al tipo de cultivo y su profundidad radical. Fuente: Elaboración propia.

Los cultivos son grandes demandantes de nitratos, por lo que su concentración en el suelo generalmente es baja y el riesgo de lixiviación consecuentemente también es bajo. Sin embargo, existen tres situaciones en las que este concepto no se aplica: (i) cuando las dosis de fertilizantes son excesivas en relación a la demanda del cultivo, (ii) cuando no se encuentra sincronizada la aplicación de fertilizantes y su demanda por el cultivo y (iii) cuando los cultivos fertilizados no alcanzan su potencial productivo y quedan nitratos residuales luego de la cosecha.

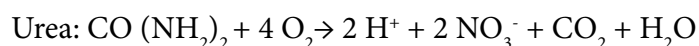
La lixiviación de nitratos desde el suelo es un fenómeno natural, así como su presencia en las aguas subterráneas. Sin embargo, ante el consumo de agua con elevadas concentraciones de nitratos se pueden generar problemas a la salud humana y animal como ser la ocurrencia de metahemoglobinemia que puede causar la muerte, especialmente en lactantes alimentados con fórmulas en polvo llevadas a volumen con aguas contaminadas con altos niveles de nitratos.

En la región pampeana, la zona más estudiada del país, se observó que los valores elevados de nitratos en aguas subterráneas registrados en muchas áreas provinieron, en gran parte, de la lixiviación de nitratos originados por la mineralización de la materia orgánica. El laboreo convencional con arado de reja y vertedera, largos barbechos estivo-otoñales y la quema sistemática de rastrojos, prácticas comúnmente utilizadas en el pasado, favorecieron este proceso de pérdida de nitratos. De esa manera, además de los fertilizantes nitrogenados, la mineralización de la materia orgánica constituye el otro origen importante de los nitratos presentes en acuíferos subterráneos.

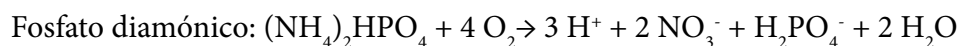
Los suelos de los cordones de cultivos intensivos alrededor de las ciudades suelen diferir significativamente de lo que ocurre en las áreas de suelos bajo agricultura extensiva o con pasturas, tal como fue indicado previamente. En estos casos, el uso de cantidades masivas de abonos orgánicos, descargas de aguas servidas y otras fuentes de origen principalmente urbano, además del uso de dosis excesivas de fertilizantes, causan grandes movimientos de nitratos y la presencia de acuíferos subterráneos locales muy contaminados con nitratos.

El incremento en el contenido nitratos en las aguas de bebida es preocupante, pero en el país se carece de un panorama claro para el desarrollo de políticas de mitigación del problema. En muchas situaciones urbanas y periurbanas, las aguas enriquecidas con nitratos también contienen patógenos, por lo cual no queda definido el problema.

Por otro lado, la aplicación reiterada a lo largo del tiempo de fertilizantes con elevado índice de acidez contribuye a que disminuya el pH de los suelos. La acidificación se origina con la nitrificación del amonio. Por ejemplo, en el caso de la urea (*Ecuación 16.4*) y el fosfato diamónico (*Ecuación 16.5*), el proceso de acidificación provoca variaciones en la dinámica de los nutrientes, con aumento de la concentración de H^+ , Mn, Al y la inmovilización o deficiencia de P y Mo.



Ecuación 16.4



Ecuación 16.5

En suelos de la región pampeana se observaron disminuciones en los niveles de pH. En un relevamiento regional, en 2011 el 30% de las muestras de suelo reportaban valores de pH menores 6,26

mientras que en el 2018 el 40% presentaba valores menores a 6,17. Sin embargo, según los autores de este trabajo los descensos registrados en el pH del suelo estarían más relacionados con la exportación y no reposición de bases (Ca, Mg) que por el uso de fertilizantes (Sainz Rozas *et al.*, 2019).

10. Efectos generados debido al desarrollo de agricultura sin utilización de fertilizantes

Como se explicó a lo largo de este capítulo, si bien el uso de fertilizantes tiene una tendencia alcista en la Argentina, el balance de nutrientes de los suelos en dicho país es, en general, negativo (*Figura 16.6*). Por lo tanto, se extraen más nutrientes con las cosechas que los que se reponen. A lo largo de muchas décadas con este manejo los suelos fueron perdiendo nutrientes y empobreciéndose. En el caso del P según relevamientos realizados en la región pampeana, entre el año 2011 y 2018, se registró un descenso promedio de 8 ppm de P (Bray) (Sainz Rosas *et al.*, 2019) (*Figura 16.16*). En el año 2011, el 57% de las muestras analizadas se encontraban con valores superiores a las 16,5 ppm, mientras que en 2018 solo el 34% se encontraban por encima de 15,9 ppm (Sainz Rozas *et al.*, 2019). Esto estaría mostrando un agotamiento de los suelos por un menor aporte de P al sistema, en relación de la exportación de dicho nutriente en los productos cosechados.

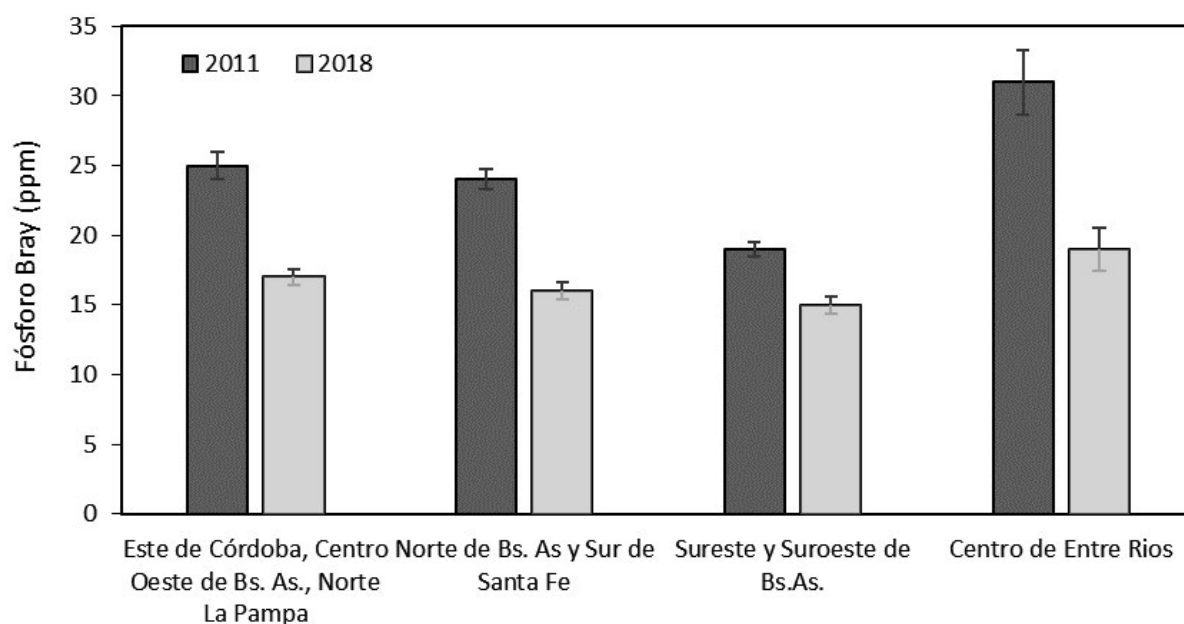


Figura 16.16. Contenido de P Bray (ppm) medido en muestras de suelo tomadas de 0 a 20 cm de profundidad en 2011 y 2018. Las zonas muestreadas fueron agrupadas por similitud de manejo: (i) Este de Córdoba, Centro-oeste de Buenos Aires, Noreste de La Pampa, (ii) Norte de Buenos Aires, Sur de Santa Fe, (iii) Sureste y suroeste de Buenos Aires y (iv) Centro de Entre Ríos. Las columnas representan la media y las barras verticales indican el desvío estándar. Adaptado de Sainz Rozas *et al.* (2019).

En el mismo relevamiento, pero comparando también situaciones prístinas, Sainz Rozas *et al.* (2019) observaron descensos de los niveles de materia orgánica y de pH del suelo para el período 2011-2018 (*Cuadro 16.7*). Los descensos de materia orgánica fueron importantes comparados con la

situación no cultivada para luego estabilizarse, llegando a un nuevo equilibrio. Las pérdidas de materia orgánica entre situaciones prístinas y los valores cuantificados en 2018, fueron en promedio del 30%. Estos descensos trajeron, como consecuencia, la disminución de la concentración de los nutrientes contenidos en la materia orgánica, por ejemplo, el N orgánico.

Cuadro 16.7. Niveles de materia orgánica (%) en situaciones prístinas sin historia productiva y en lotes agriculturizados, en los años 2011 y 2018. Letras diferentes indican diferencias significativas para cada lugar entre momento de medición. Adaptado de Sainz Rozas et al. (2019)

	Materia orgánica (%)		
	Prístino	2011	2018
Este de Córdoba, Centro-Oeste de Buenos Aires, Norte de La Pampa	3,70 a	2,45 b	2,30 b
Norte de Buenos Aires y Sur de Santa Fe	4,03 a	2,78 b	2,67 b
Sureste y Suroeste de Buenos Aires	5,32 a	4,25 b	3,99 c
Centro de Entre Ríos	5,04 a	3,67 b	3,83 b

11. Consideraciones finales

Como todo insumo, tecnología o actividad humana, la multivariada familia de productos que entregan o reciclan nutrientes a los cultivos y pasturas presenta dos caras: una positiva y otra negativa. Como aspecto positivo se puede decir que la fertilización incorpora los nutrientes que salen principalmente por cosecha. Como aspecto negativo estos insumos contribuyen a problemas de contaminación local o global, además de una sobreexplotación de canteras para obtener los nutrientes. En la actualidad existe conciencia de esta problemática y se van desarrollando procesos más sustentables, nuevas tecnologías, medidas regulatorias, legislaciones, mayor presión social, etc. Es cierto que hasta el presente los aspectos negativos distan de haber sido minimizados a niveles aceptables, aunque en muchas situaciones tanto en la Argentina como a escala internacional van sucediendo casos exitosos.

Además de los temas relacionados con la oferta y demanda, dos factores contribuyen a que los éxitos no se difundan más. Por un lado, a nivel global, existen aspectos ambientales más críticos y de mayor magnitud que hacen que el foco se concentre en esas problemáticas y no en las que se han analizado en este capítulo. Por otro lado, a nivel de países existen muchos casos en los que sus autoridades están preocupadas por la provisión de alimentos a sus crecientes poblaciones y dejan las consecuencias ambientales para el futuro. En la Argentina, las problemáticas ambientales por el uso de fertilizantes no se encuentran extensamente difundidas. Por el contrario, el deterioro ambiental se relaciona más con el empobrecimiento nutricional de los suelos por su bajo uso. Además, la crisis civilizatoria actual ha llevado a repensar los sistemas productivos, la calidad de vida y las cadenas de comercialización bajo el paradigma agroecológico.

Bibliografía

Álvarez, R., Steinbach, H. S. y Álvarez, C. R. (2013a). Manejo de la fertilidad en la producción orgánica. En: Álvarez, R. Prystupa, P. Rodríguez, M.B. y Álvarez, C.R. (Eds.). *Fertilización de cultivos y pasturas. Diagnós-*

- tico y recomendación en la Región Pampeana. (pp. 631-652). Buenos Aires, Argentina: Editorial Facultad de Agronomía.
- Álvarez, C. R., Frezza, D., Harris, M. y Logegaray, V. (2013b). Fertilización de cultivos hortícolas. En: Álvarez, R. Prystupa, P., Rodríguez, M.B. y Álvarez, C.R. (Eds.). *Fertilización de cultivos y pasturas. Diagnóstico y recomendación en la Región Pampeana*. (pp. 509-553). Buenos Aires, Argentina: Editorial Facultad de Agronomía.
- Barbieri, P. A., Echeverría, H. E. y Sainz Rozas, H. R. (2003). Respuesta del cultivo de maíz bajo siembra directa a la fuente y método de aplicación de nitrógeno. *Ciencia del Suelo*, 21: 18-23.
- Campos, M., Campos Carlés, S., Garré, P., González Besteiro, V., Mayer, F., Micheloud, J., Pederiva, L. V. y Udaquila, V. (2012). *Mercado de fertilizantes. La Argentina y el mundo*. Buenos Aires, Argentina: AACREA
- CIAFA-FERTILIZAR. (2020a). Fertilizantes consumidos en Argentina en el año 2019. Recuperado de <https://www.ciafa.org.ar/files/J597tT9F8NE1C1IUbdCgUkCbf6XUG2fptYgpztXF.pdf>
- CIAFA-FERTILIZAR. (2020b). Evolución del origen de los fertilizantes. Recuperado de <https://www.fertilizar.org.ar/subida/Estadistica/Evolucion%20de%20Consumo%201990%202013/EvolucionConsumo1990-2018.pdf>
- Correl, D. L. (1998). The role of phosphorus in the eutrophication of receiving waters: A review. *Journal of Environmental Quality*, 27: 261-266.
- DiCiocco, C., Penón, E., Coviella, C., López, S., Díaz Zorita, M., Momo, F. y Álvarez, R. (2012). Nitrogen fixation by soybean in the Pampas: relationship between yield and soil nitrogen balance. *Agrochimica*, 40: 305-313.
- Echeverría, H. E. y Videla, C. C. (1998). Eficiencia fisiológica y de utilización de nitrógeno en trigo en la Región pampeana argentina. *Ciencia del Suelo*, 16: 83-87.
- Food and Agriculture Organization-FAO. (2004). *Uso de fertilizantes por cultivo en Argentina*. 61 pp.
- Food and Agriculture Organization Corporate Statistical Database-FAOSTAT. (2020). Insumos. Fertilizantes. Recuperado de: <http://www.fao.org/faostat/es/#data/RFN>
- FERTILIZAR. (2020). Estadísticas. Recuperado de: <https://fertilizar.org.ar/estadisticas/>
- García, F. O. y Ciampitti, I. A. (2008). El nitrógeno en la agricultura argentina, presente y ¿futuro? XI Congreso Ecuatoriano de la Ciencia del Suelo. 11 pp.
- García, F.O. y Darwich N. (2009). La fertilización: tecnología para sostener la producción de nuestros suelos. En: *La Argentina 2050. La Revolución Tecnológica del Agro*. (pp. 416-445). Buenos Aires, Argentina: Cámara de Sanidad Agropecuaria y Fertilizantes.
- Gowariker, V., Krishnamurthy, V.N., Gowariker, S., Dhanorkkar, M., y Paranjape, K. (2009). *The Fertilizer Encyclopedia*. A John Wiley & Sons, INC. 861 pp
- International Fiscal Association-IFA. (2020). IFASTAT. Recuperado de: <https://www.ifastat.org/databases/plant-nutrition>.
- Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca-MAGyP. (2020). Estimaciones agrícolas. Recuperado de: <http://datosestimaciones.magyp.gob.ar/reportes.php?reporte=Estimaciones>.
- Palma, R. M., Rímolo, M., Saubidet, M. I. y Conti, M. E. (1997). Influence of tillage system on denitrification in maize-cropped soils. *Biology and Fertility of Soils*, 25: 142-146.
- Rimski Korsakov, H., Rubio, G., Pinto, I. y Lavado, R. S. (2008). Destino del nitrógeno del fertilizante en un cultivo de maíz. *Informaciones Agronómicas*, 39: 1-5.
- RimskiKorsakov, H. y Lavado, R. S. (2016). Contaminación del medio: aire y agua. En: *Sustentabilidad de los agrosistemas y uso de fertilizantes*. (pp. 169-181). Buenos Aires, Argentina: Edición conjunta de AACCS, FERTILIZAR y OGE.
- Rodríguez, M. B. y Torres Duggan, M. (2013). Caracterización de fertilizantes y su calidad agronómica. En: Álvarez, R. Prystupa, P. Rodríguez, M. B. y Álvarez, C. R. (Eds.). *Fertilización de cultivos y pasturas. Diagnóstico y recomendación en la Región Pampeana* (pp. 327-367). Buenos Aires, Argentina: Editorial Facultad de Agronomía.
- Sainz Rozas, H. S. Echevarría, H. E. y Picone, L. I. (2001). Denitrification in Maize Under No-Tillage: Effect of Nitrogen Rate and Application Time. *Soil Science Society of America Journal*, 65: 1314-1323.

- Sainz Rozas, H. S., Echevarría, H. E., Barbieri, P. A. y Reussi Calvo, N. (2004). Nitrogen balance as affected by application time and nitrogen fertilizer rate in irrigated no tillage maize. *Agronomy Journal*, 96: 1622-1631.
- Sainz Rozas, H. S., Eyherabide, M., Larrea, G., Martínez Cuesta, N., Angelini, H., Reussi Calvo, N. y Wyngaard, N. (2019). Relevamiento y determinación de propiedades químicas en suelos de aptitud agrícola de la región pampeana. 14° Simposio de Fertilidad. Rosario.
- Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación. (2015). Tercera Comunicación Nacional sobre Cambio Climático. 264 pp
- Torri, S. I., Urricariet, S. y Lavado, R. S. (2012). Micronutrient availability in crop soils of the Pampas region, Argentina. En: Miransari, M. (Ed.), *Soil nutrients*. (pp. 785-804). Nueva York, USA: Nova Science Publishers, Inc.
- Ussiri, D. y Lal, R. (2013). Global Sources of Nitrous Oxide. En: *Soil emission of nitrous oxide and its mitigation*. (pp. 131-175). New York London: Springer Dordrecht Heidelberg.
- Viglizzo, E. F., Pordomingo, A. J., Castro, M. G. y Lértora, F. A. (2002). *La sustentabilidad ambiental del agro pampeano*. Buenos Aires, Argentina: Ediciones INTA.
- Walling, E. y Vaneckhaute, C. (2020). Greenhouse gas emissions from norganic and organic fertilizer production and use: A review of emission factors and their variability. *Journal of Environmental Management*, 276:111211.
- Withers, P. J. A. y Sharpley, A. N. (1995). Phosphorus fertilisers. En: Rechcigl, J. E. (Ed.). *Soil amendments and environmental quality* (pp. 65-107). Boca Raton, FL, USA: CRC Press.
- Zeng, Y., Tian, S. y Pan, Y. (2018). Revealing the Sources of Atmospheric Ammonia: a Review. *Current Pollution Reports* 4(3): 189-197
- Zubillaga, M. S., Rimski Korsakov, H. y Lavado, R. S. (2004). Las pérdidas de amoníaco durante el compostaje de biosólidos y su posible impacto ambiental. *Ingeniería Sanitaria y Ambiental*, 77: 88-90.

1. Un poco de historia

La agricultura como actividad humana se inició hace aproximadamente 10.000 años. La forma de practicarla ha cambiado mucho desde entonces, atravesando diferentes fases. Sin embargo, no fue sino hasta mediados del siglo XX, luego del gran desarrollo de la industria química durante la segunda guerra mundial, que la aplicación de sustancias tóxicas comenzó a difundirse en los sistemas agrarios (Bedmar, 2011). Esto significa que la humanidad se ha valido prácticamente a lo largo de toda su historia, de una agricultura sin agroquímicos y su difusión es relativamente reciente en términos históricos. Las formas tradicionales de agricultura de poblaciones predominantemente campesinas e indígenas, se transformaron radicalmente durante el siglo XX en todo el mundo con el avance de las formas capitalistas en el agro (Hobsbawm, 1995) y la difusión de un modelo que hoy llamamos de agricultura industrial. Las/os campesinas/os fueron desplazados de las tierras más productivas y obligadas/os a resistir en un contexto adverso.

Cuando se comenzó a implementar y difundir el uso de agroquímicos para plagas animales, malezas o enfermedades, el concepto que prevalecía en las ciencias agrarias era el de control. El objetivo era controlar o incluso se buscaba erradicar las plagas, por lo que no es casual el uso de un lenguaje bélico para referirse a las plagas (el combate de plagas). Los agroquímicos, en ese entonces sustancias nuevas, se identificaron como la principal herramienta para contrarrestar el efecto de estos factores reductores del rendimiento de los cultivos. Tempranamente se advirtió sobre los efectos nocivos para la salud humana y otros organismos no blanco y, un poco más tarde, comenzaron a plantearse las críticas desde los movimientos ambientalistas. Sin embargo, lejos de llevar a una reducción en su utilización, el uso de agroquímicos aumentó a nivel planetario extendiéndose a regiones periféricas de la economía globalizada. Con el transcurso de las décadas, la industria de los agroquímicos fue generando moléculas nuevas que fueron cada vez más específicas del organismo blanco, menos riesgosas para el ser humano y con menor persistencia en el ambiente. Esta evolución fue particularmente importante en los insecticidas, que son las sustancias más riesgosas para la salud humana (Bedmar, 2011). La primera familia de insecticidas, los organoclorados como el DDT, fueron prohibidos en la mayoría de los países por su alta capacidad de persistencia ambiental. En la Argentina estuvo permitido el endosulfán hasta el 2013, que pertenece a esta familia química (INTA, 2013). Sin embargo, es importante destacar que, si bien del total de moléculas registradas se redujo la proporción de agroquímicos altamente tóxicos, al aumentar la cantidad total, actualmente hoy están disponibles más sustancias altamente tóxicas en el mercado que décadas atrás (Pacheco y Barbona, 2017).

En la actualidad, el modelo de agricultura industrial es el predominante en términos de volumen de producción y de extensión de superficie. Se caracteriza, entre otras cosas, por recurrir de forma

regular a la aplicación de agroquímicos. En estos sistemas productivos se realizan varias aplicaciones de herbicidas, insecticidas y fungicidas por ciclo de cultivo, además de realizar aplicaciones de fertilizantes. Incluso en la Argentina, los volúmenes aplicados han mostrado un significativo incremento en las últimas décadas, pasando de unos 1.500 millones de t en 1998 a más de 4.000 millones de t en 2018 (SAyDS, 2018).

En los sistemas extensivos de la Argentina se utilizan principalmente herbicidas, como el glifosato o la atrazina, y en menor medida insecticidas y fungicidas (Bedmar, 2011). Esto se incrementó en las regiones pampeana y chaqueña con la implementación de la siembra directa que promueve la no remoción del suelo, práctica que permite el manejo de malezas. En el país, el glifosato representa el 65% del volumen comercializado de agroquímicos en el período 2005-2013 y los herbicidas, en conjunto, el 87% (Pacheco y Barbona, 2017) (*Figura 17.1*). En granos almacenados y en los sistemas intensivos (horticultura o fruticultura), los insecticidas y los fungicidas tienen una importancia relativa mayor. Los insecticidas predominan en la horticultura y en los frutales de carozo y pepita, mientras que los fungicidas son los más utilizados en los cultivos de vid, papa, caña de azúcar y cítricos (Bedmar, 2011; Pacheco y Barbona, 2017).

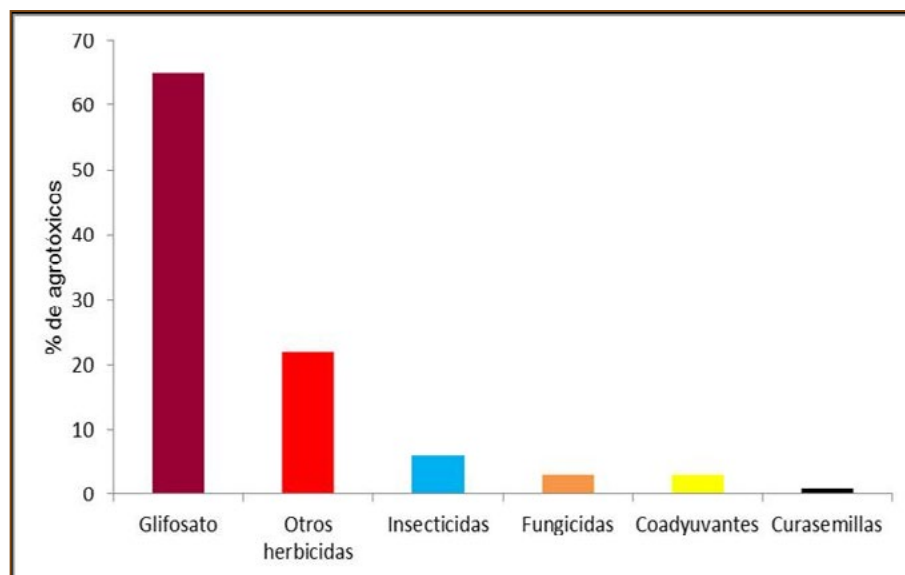


Figura 17.1. Proporción de agroquímicos utilizados en la Argentina en el período 2005-2013. Adaptado de Pacheco y Barbona (2017).

Las aplicaciones regulares de agroquímicos responden a un modelo de agricultura que tiende a promover la homogeneización de los agroecosistemas, con grandes extensiones de cultivos de una base genética estrecha y prácticas culturales también homogéneas (Altieri y Nicholls, 1999). A su vez, estas prácticas se encuentran justificadas y legitimadas por los enfoques de manejo de adversidades hegemónicos de las carreras de ciencias agrarias (Vega *et al.*, 2020). Hasta hace pocas décadas, eran habituales los calendarios de aplicación de agroquímicos, que recomendaban qué producto aplicar en cada momento de los diferentes cultivos. Esta concepción de la sanidad vegetal fue desplazada por el manejo integrado (MI), que es el enfoque predominante actualmente en las ciencias agrarias, que propone reducir y eficientizar el uso de agroquímicos y desarrolla criterios para decidir en qué casos sería adecuada la aplicación. Por esta razón, se trata de una aproximación para el manejo de adversi-

dades que es mejor a la anterior en lo que respecta al impacto ambiental. Lamentablemente, el grado de adopción en los sistemas productivos reales es relativamente bajo. Por otro lado, el mismo MI será luego cuestionado por diversos investigadores agroecológicos, que plantean que los programas de MI terminan siendo más que nada programas de monitoreo para decidir cuándo aplicar agroquímicos en vez de programas que realmente tiendan a la prevención de adversidades (Lewis *et al.*, 1997).

Las transformaciones en los sistemas de producción agrícola, entonces, implican cambios profundos en la forma de lidiar con las adversidades bióticas, y los marcos conceptuales para su manejo, que han variado en el tiempo, están actualmente en debate, sobre todo gracias al avance que se está dando desde la agroecología. Sin embargo, las ideas alternativas propuestas por la agroecología existen desde mucho antes. Albert Howard, investigador de la India considerado pionero de la agroecología y agricultura orgánica, escribe en 1942 un libro titulado *Un testamento agrícola*. Allí propone que las plagas, malezas o enfermedades son los profesores de la naturaleza (porque indican si se está haciendo algo mal en la forma de practicar la agricultura), y que el verdadero problema es cómo producir cultivos sanos. En este contexto, este capítulo desarrollará: (i) las características de las adversidades biológicas en la agricultura (malezas, animales y enfermedades), (ii) los fundamentos y las prácticas del MI, y (iii) las características de los agroquímicos (también llamados agrotóxicos) y sus aspectos toxicológicos. Para finalizar, se dará una crítica al MI y explicará en qué consiste el manejo agroecológico de adversidades.

2. Los organismos que se convierten en plagas: ¿son o se hacen?

En términos genéricos, nos referimos a las plagas como aquellos organismos (animales, plantas y microorganismos) que ocasionan perjuicios a alguna actividad humana, como es la agricultura. Sin embargo, las mismas especies (incluso con un mismo nivel poblacional) pueden ser consideradas plaga por una forma de agricultura o no ser consideradas como tal en un esquema de producción diferente. Además, en un agroecosistema una especie puede convertirse en un problema por niveles poblacionales altos, o no llegar a serlo en otros donde estas poblaciones se mantienen bajas. Esto se debe a que existe una diversidad de formas de diseñar y manejar agroecosistemas (con diferentes niveles de diversificación de la vegetación, de salud del suelo, entre otras), y además múltiples estilos de agricultura. Si bien la agricultura industrial es actualmente la predominante, también hay otras formas entre las que se encuentran la orgánica, biodinámica, natural, agroecológica, que implican diferentes valores y criterios asociados a la forma de practicar la agricultura (Sevilla Guzmán, 2006). Los diferentes tipos de productoras/es como el empresarial, familiar, campesino o indígena también tienen diferentes lógicas, así como diferentes percepciones y valoraciones en lo que respecta a cómo definir un problema de salud de los cultivos (Vega *et al.*, 2020). Es fundamental tener presente que en los ecosistemas naturales no existen plagas, sólo podrían aparecer como tales luego de una modificación del ambiente debido, por ejemplo, a la expansión de la frontera agrícola (Malacalza *et al.*, 2017).

Así como las plantas tienen determinadas características adaptativas a las particularidades de un ecosistema natural, en los agroecosistemas las plantas que acompañan los cultivos evolucionaron y se adaptaron para crecer, reproducirse y perpetuarse en un sistema diferente. Las labranzas repetidas todos los años, si bien pueden ser vistas como un disturbio, también suponen una estabilidad de lo que ocurre anualmente a lo largo del tiempo, permitiendo entonces que las plantas espontáneas (así como

los otros organismos) se adapten a esta práctica. Muchos miles de años después de la introducción de las labranzas, la utilización de cosechadoras significó un nuevo tamiz de selección para muchas plantas espontáneas, por ejemplo, seleccionando plantas con semillas que puedan ser dispersadas durante la cosecha. La introducción de la tecnología de labranza significó un fuerte impacto sobre las condiciones ambientales, por lo que las plantas desarrollaron estrategias que le permitieron germinar en el momento oportuno. De esta forma, muchas plantas espontáneas terminan convirtiéndose en malezas, las que acompañan al ser humano y su cultura agrícola, adaptándose a las condiciones que le impone la tecnología. Se puede definir a las malezas como aquellas plantas que crecen espontáneamente y ocasionan problemas en los sistemas productivos. Dentro de las malezas hay grupos de plantas que tienen diversos atributos ecofisiológicos o de su ciclo de vida, que son llamados grupos funcionales. Estos grupos son afectados de forma diferencial por las prácticas de manejo y el diseño de los agroecosistemas. Así, por ejemplo, encontramos a las plantas anuales, perennes, de síndrome fotosintético C3 o C4, rastreras o erectas, con diferentes formas de dispersión de semillas (e.g. por viento, por animales). También las características ecofisiológicas más particulares pueden resultar importantes para explicar los procesos demográficos. Las semillas de chamico (*Datura ferox* L.) requieren de alternancias de temperaturas y pulsos de luz para inducir la germinación, condiciones que se dan bajo labranza convencional. Con el avance de la siembra directa, que no genera una remoción del suelo, su importancia se redujo fuertemente.

Las plagas animales incluyen un conjunto muy heterogéneo de organismos. Entre ellos encontramos algunos vertebrados, como las aves (palomas, cotorras, loros, pájaros granívoros o frugívoros), y algunos mamíferos (roedores y lagomorfos). Sin embargo, la gran mayoría de las plagas son invertebrados como algunos nematodos, moluscos (gasterópodos terrestres) y los artrópodos. Entre estos, algunos crustáceos terrestres (isópodos), algunos quelicerados (como las arañuelas fitófagas) y los insectos son los principales causantes de daño en los diferentes tipos de producción agrícola (*Figura 17.2*). Los insectos son los artrópodos más abundantes y diversos, y las especies son clasificadas en órdenes y familias. La diversidad de insectos puede ser también agrupada en base a sus tipos de aparato bucal (e.g. masticador, picador-suctor, en espiritrompa), en relación con su tipo de desarrollo (e.g. heterometábolos, holometábolos, neometábolos), en cuanto a su hábito alimentario (e.g. fitó-



Figura 17.2. Moscas de la fruta de las especies (a) *Drosophila suzukii* y (b) *Anastrepha fraterculus* (Diptera) y (c) hormigas de la especie *Acromyrmex lundii* (Hymenoptera), tres importantes plagas fitófagas de cultivos agrícolas. Las especies (a) y (b) son carpófagas, mientras que la especie (c), si bien corta hojas, es micetófaga. Fotografías: N. Gorosito.

fagos, predadores, saprófagos). Los insectos fitófagos también se pueden clasificar en función de su régimen alimentario, que considera la parte de la planta que consumen (e.g. defoliadores, rizófagos, fitosuccívoros). Los procesos poblacionales o demográficos de las plagas animales están asociados a la cantidad de ciclos de vida que puede tener el organismo por año y a las condiciones de manejo y meteorológicas, tendiendo generalmente a producir picos poblacionales en la época de primavera o verano en climas templados, como sucede por ejemplo con las moscas de la fruta, importante plaga de la mayoría de los frutales. Sin embargo, también existen diversas plagas que pueden tener importantes efectos con temperaturas bajas, como es el caso de los pulgones en el trigo.

Si bien, una gran cantidad de animales ocasionan daños y son plagas en diferentes cultivos, si se amplía la visión incluyendo animales no herbívoros, es posible reconocer diferentes grupos funcionales que prestan su servicio en los agroecosistemas. Entre estos grupos se puede mencionar: (i) los depredadores (aves rapaces, vaquitas predadoras, crisopas, algunas chinches), (ii) los parasitoides (algunas avispas y moscas) y (iii) los detritívoros (lombrices, colémbolos) (**Figura 17.3**). Estos últimos se alimentan de materia orgánica en descomposición, colaborando en su reciclado.

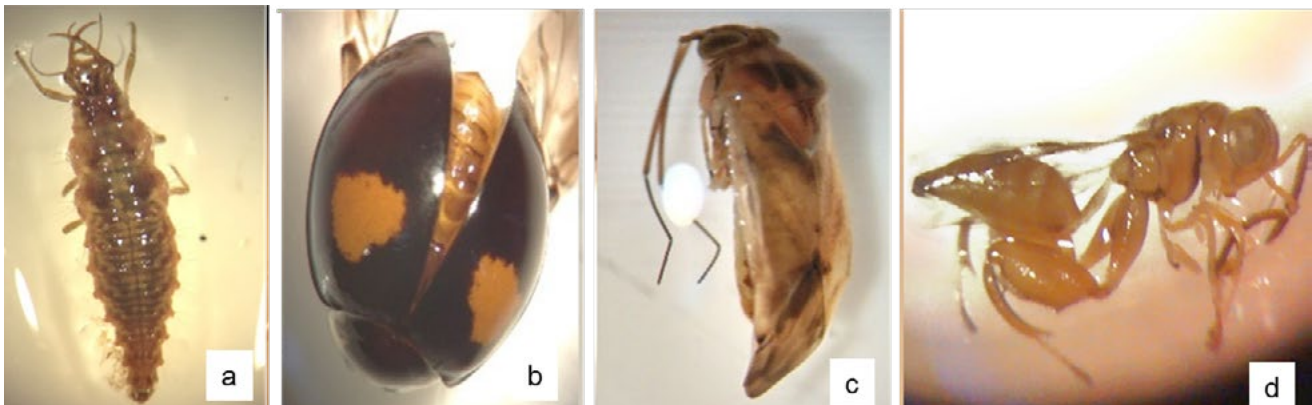


Figura 17.3. Algunos ejemplos de enemigos naturales: (a) larva predadora de crisopa (*Neuroptera*), (b) vaquita predadora (*Coleoptera*), (c) chinche predadora (*Hemiptera*) y (d) avispa parasitoide (*Hymenoptera*). Fotografías: N. Gorosito.

Los fitopatógenos son microorganismos o entidades biológicas no celulares (virus y viroides) que tienen la capacidad de inducir una enfermedad en un hospedante vegetal (**Figura 17.4**). Se entiende por enfermedad a aquel proceso de alteración en la morfología o fisiología vegetal que tiene un efecto perjudicial para el crecimiento o desarrollo de la planta. En este grupo se incluyen muchos hongos, pseudo-hongos (principalmente los Oomicetes), bacterias, virus y viroides, por lo que es muy heterogénea su pertenencia taxonómica al ser de reinos biológicos diferentes. Incluso los virus y viroides no se consideran organismos vivos porque no reúnen las características que definen a un organismo vivo (como por ejemplo contar con la unidad estructural y funcional que es la célula). En lo que respecta a su diversidad funcional, se puede distinguir entre aquellos fitopatógenos necrotróficos y biotróficos. Los primeros obtienen sus nutrientes matando previamente las células del hospedante (los hongos causantes de manchas foliares, podredumbres, entre otros) y los biotróficos necesitan que las células vegetales se mantengan vivas (el caso de los patógenos que producen royas, oídios, la mayoría de las bacterias y los virus). Recientemente, una re-clasificación que responde al manejo y diseño de los agroecosistemas agrupó a estos organismos en seis grupos funcionales: (i)

patógenos habitantes de suelo, (ii) supervivientes en suelo, (iii) patógenos de supervivencia en rastrojos y semillas, (iv) patógenos de dispersión por aire, (v) de semillas y (vi) aquellos transmitidos por vectores (Vega *et al.*, 2019).

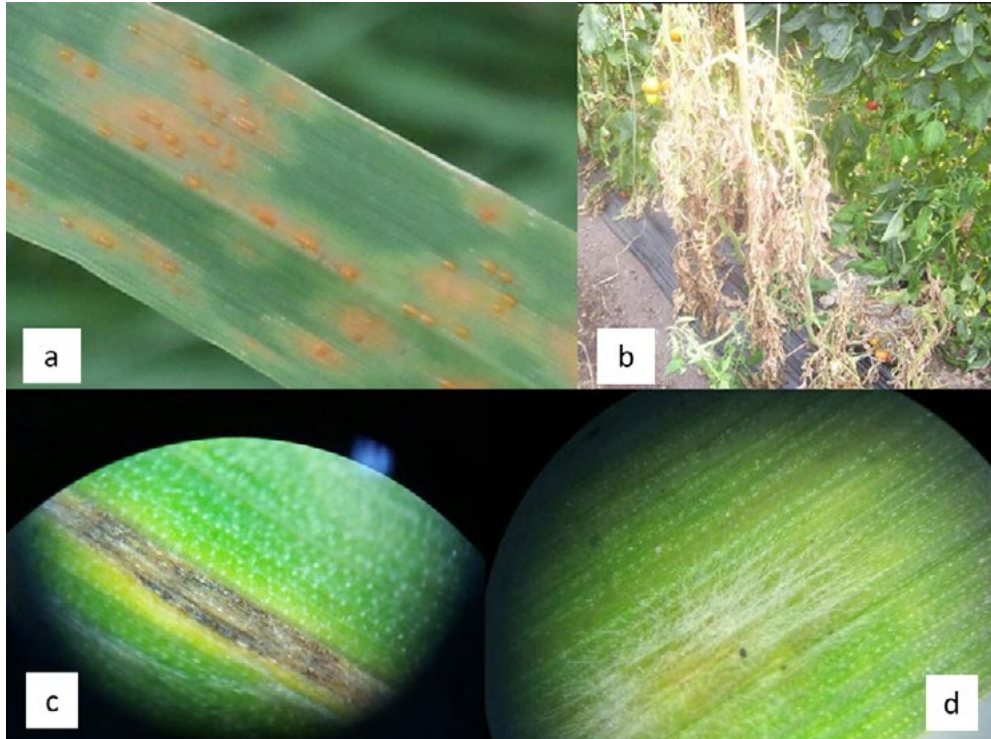


Figura 17.4. Ejemplos de enfermedades causadas por fitopatógenos: (a) roya en avena, (b) marchitamiento vascular en tomate, causados por un hongo (Basidiomycota) y una bacteria Gram(+), respectivamente. Imágenes en lupa de 20 aumentos: (c) una mancha foliar y (d) oídio en trigo causadas por diferentes especies de hongos (Ascomycota). Fotografías: D. Vega.

Los organismos que acompañan a los cultivos, por supuesto no se restringen a aquellos que se convierten en plagas, sino que son un conjunto mucho más amplio que resulta de un largo proceso de coevolución. Los agroecosistemas se caracterizan por una alta y frecuente influencia de nuestras acciones, lo que redundaría en modificaciones del medio ambiente. Es por ello que es importante distinguir los diversos tipos de biodiversidad (Perfecto *et al.*, 2009). La biodiversidad planificada refiere a las poblaciones de especies domesticadas que son incorporadas a los sistemas con una finalidad definida por personas. Esta diversidad puede estar dada por diversos cultivos, pero también por la cría de animales domésticos o incluso por la incorporación de otros organismos, como las bacterias simbióticas fijadoras de nitrógeno. Existe otra biodiversidad que ha coevolucionado con estas especies domesticadas y los sistemas agrícolas, que es la biodiversidad asociada. Es importante aclarar que no se trata de cualquier especie u organismo que crezca de forma espontánea en un área agrícola, sino de aquellas poblaciones y especies que tuvieron un proceso evolutivo de adaptación asociado a la biodiversidad planificada y cuyos procesos demográficos están también fuertemente asociados a esta última. Los grupos de organismos más conocidos como biodiversidad asociada son las adversidades animales, las malezas o los fitopatógenos, pero también existen otros menos visibilizados por la agronomía convencional, como los antagonistas naturales de fitopatógenos, los microorganismos del filoplano o de la rizósfera, las micorrizas, los enemigos naturales de artrópodos plaga, entre otros. A su vez, en los agroecosistemas existen áreas o hábitats donde la biodiversidad presente se puede considerar como natural o semi-

natural, que son los pastizales naturales, el monte, bosque o selva nativa y los bordes de áreas cultivadas donde hay vegetación espontánea. En todos estos ambientes es importante marcar que la biodiversidad tiene características diferenciales.

3. El manejo integrado de adversidades (MI)

El MI es una aproximación agronómica basada en elaborar una serie de herramientas que se utilizan de forma combinada para manejar las adversidades bióticas (Cardina *et al.*, 1999). Se vale del conocimiento sobre la biología de los organismos, y el criterio principal es el de la prevención. El objetivo es regular el tamaño de las poblaciones de estos organismos para mantenerlos por debajo de un cierto umbral que es considerado como problema. Este umbral poblacional se define en base a criterios de la economía neoclásica, y es denominado umbral de daño económico (UDE). El UDE es aquel nivel poblacional de un organismo plaga que causa una reducción en el ingreso monetario (asociado a un menor rendimiento) igual al costo del control de la plaga (Pedigo *et al.*, 1986) por medio de una aplicación de agroquímicos (Figura 17.5). Este costo incluye no solamente el gasto en el producto comercial a aplicar, sino también los gastos asociados a la aplicación en sí (movimiento de maquinaria, etc.). Para decidir el momento de aplicación, sin embargo, es necesario considerar que existe un tiempo operativo desde que se toma la decisión hasta que se puede efectuar la aplicación, por lo que se desarrolla el concepto de umbral de acción (UDA), que es siempre un nivel poblacional menor al UDE, y que considera este tiempo operativo. Es por ello que uno de los pilares del MI consiste en contar con un buen monitoreo de los organismos plaga, que permita detectar bajos niveles poblacionales y así llegar a tiempo con la aplicación.

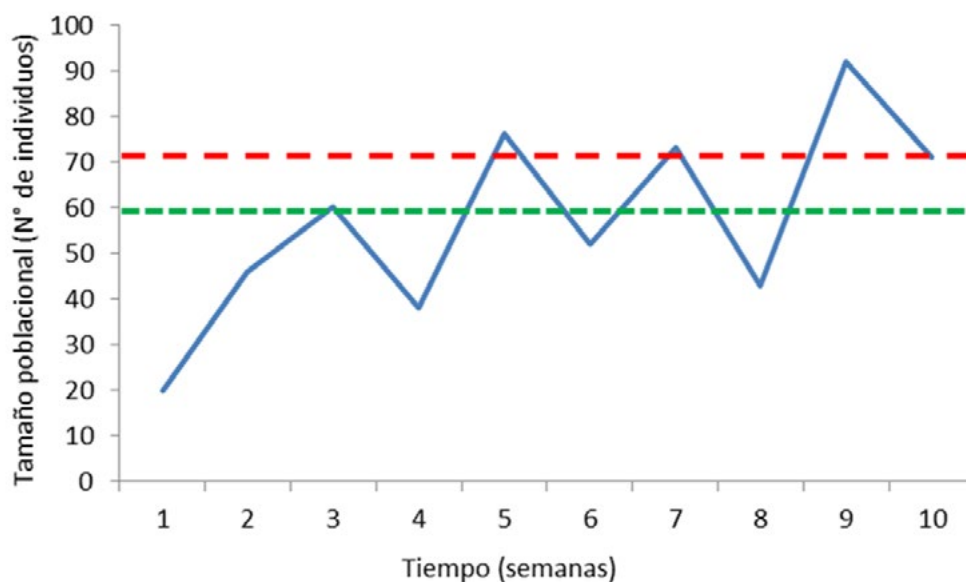


Figura 17.5. Dinámica poblacional (línea azul) hipotética de una plaga. La línea punteada roja indica el Umbral de Daño Económico (UDE) y la línea punteada negra el Umbral de Acción (UDA), que es menor al UDE. Fuente: Elaboración propia.

En términos generales, el MI se centra en estudiar las adversidades biológicas en forma aislada, a nivel de población de una especie determinada, y no suele considerar otros niveles como el de comunidad, así como tampoco las interacciones entre organismos plaga. Por ello, se proponen un conjunto

de medidas tendientes a manejar una enfermedad o una plaga animal específica. En el caso de las malezas, es más común considerarlas en conjunto como comunidad, pero en aquellas que son particularmente problemáticas, como por ejemplo el sorgo de Alepo o el chamico, se estudian sus características ecofisiológicas para desarrollar herramientas de manejo para esa especie en particular. Nótese que la escala temporal considerada es principalmente un ciclo de cultivo, pero en ocasiones se consideran varios ciclos cuando se proponen rotaciones. La escala espacial es la del lote o cuadro de cultivo.

En suma, el MI se basa en priorizar la prevención apoyada en tres grandes aspectos:

- (i). Elaborar una serie de herramientas que se aplican de forma complementaria.
- (ii). El conocimiento de la biología de la especie.
- (iii). Utilizar el UDE para decidir cuándo aplicar agrotóxicos.

Desde mediados de la década del 2010 se ha difundido el término de “buenas prácticas agrícolas” (BPA) para referirse a un conjunto de pautas que permitirían una aplicación de agroquímicos adecuada según el marco de referencia del MI. Esto forma parte de un debate amplio no sólo en el ámbito agropecuario, sino también en la sociedad en general en relación con el uso de agroquímicos, la salud y la alimentación. Estos aspectos se retomarán más adelante luego de presentar las posturas críticas al MI y plantear la propuesta agroecológica para el manejo de adversidades.

3.1. Prácticas de manejo

Existe una amplia gama de prácticas de manejo de adversidades, las que pueden clasificarse en: culturales, legales, biológicas, físicas, genéticas y químicas. Las medidas culturales son aquellas que refieren al manejo de los cultivos, como por ejemplo la densidad, sitio y fecha de siembra, las rotaciones o las labranzas. Las medidas legales son aquellas que buscan prevenir la entrada de una población a una determinada área, ya sea al país, una región o provincia o bien a un lote de cultivo. Existen así medidas de cuarentena, de restricción de ingreso de frutas u hortalizas a una provincia, o certificaciones del material de propagación del cultivo. Las medidas biológicas son aquellas que se valen de otros organismos para regular las poblaciones plaga. Se basan en la utilización o promoción de organismos que son antagonistas (para el caso de microorganismos), depredadores y parasitoides (llamados enemigos naturales). Las prácticas de manejo físicas se refieren generalmente al uso de calor, ya sea seco o húmedo para el tratamiento de suelos, semillas u otro material de propagación. La utilización de genotipos que sean resistentes o tengan mejor comportamiento frente a una adversidad, son las genéticas, y las químicas son las que se basan en el uso de sustancias tóxicas.

Las formas de agricultura tradicional de comunidades campesinas y de pueblos originarios han desarrollado durante cientos o miles de años diversas tecnologías para hacer frente a las adversidades, generalmente de forma preventiva e incluyendo en la forma de hacer agricultura una compleja combinación de acciones que hicieron y hacen viable la producción de alimentos en forma sostenida en el tiempo sin recurrir a agrotóxicos. La práctica quizás más famosa y que se desarrolló por estas formas de agricultura son las rotaciones de cultivos. La diversificación temporal de la vegetación permite que los ciclos de vida de diferentes organismos plaga se vean afectados porque la supervivencia local se reduce. Así, por ejemplo, la mayoría de los hongos o bacterias fitopatógenas no logran sobrevivir más de un año en ausencia de tejidos muertos de su hospedante, porque no tienen habilidad saprofítica su-

ficiente para sobrevivir en el suelo en la interacción con otros microorganismos. Las malezas también encuentran diferentes condiciones que son menos favorables ya sea para el reclutamiento, establecimiento o reproducción de nuevas plantas, como puede ocurrir con una especie C3 cuando se pasa de un cultivo de invierno a uno de verano. Con los artrópodos ocurre algo similar, dado que diferentes especies de cultivos tienen una diferente diversidad de artrópodos asociada.

La selección del sitio de cultivo o la fecha de siembra se definen en primer lugar por los requerimientos del cultivo en función del ambiente en que se lo implanta (como fechas de heladas o posición topográfica y drenaje del suelo). En relación con las adversidades biológicas, también se busca escapar a condiciones que incrementen la susceptibilidad del cultivo o favorezcan a los organismos plaga. En general, las fechas de siembra tempranas (en climas templados) suelen ser favorables para reducir los daños ocasionados por plagas animales o enfermedades virósicas. Seleccionar el sitio de siembra o implantación de un cultivo está relacionado con el genotipo o especie de cultivo a utilizar, y esto constituye un elemento central en cualquier sistema de cultivo, desde las especies forrajeras en una pastura para producción animal, hasta la selección del sitio para un monte frutal.

Las labranzas son una práctica que tiene múltiples finalidades, y es un elemento muy importante a considerar en las dinámicas poblacionales de toda la biodiversidad asociada a los cultivos. Si los restos culturales (rastros) son incorporados al suelo, se reducirá significativamente el tiempo de supervivencia de fitopatógenos que sobreviven en rastros porque éstos tienen una baja habilidad de competencia saprofítica, y en determinadas condiciones se puede favorecer la germinación de semillas de malezas que requieren de pulsos de luz o alternancia de temperatura para inducir la germinación. Las comunidades de artrópodos que viven en el suelo también se verán afectadas por las labranzas; por ejemplo, al hacer movimiento del suelo, las formas invernantes quedan expuestas a las condiciones ambientales, y a veces a enemigos naturales que se alimentan de ellas.

La densidad de siembra, que determina la cantidad de plantas por unidad de superficie, si bien primero se define en función de los requerimientos ecofisiológicos del cultivo, también tiene una incidencia importante en los diferentes organismos. En las malezas puede determinar la capacidad de cobertura del cultivo y por tanto de liberar o no sitios para el establecimiento y desarrollo de plantas espontáneas, pero también modifica el microclima del cultivo que puede favorecer la ocurrencia de enfermedades fúngicas o bacterianas que requieren de humedad o agua en la superficie de los tejidos para penetrar el hospedante. Por otro parte, estos microclimas también pueden favorecer la aparición de hongos entomopatógenos que regulan las poblaciones de algunos insectos plaga.

Dentro de las prácticas de manejo físicas se encuentran aquellas tendientes a la regulación de la temperatura y humedad en invernáculos, y aquellas que buscan reducir o erradicar poblaciones de organismos nocivos en el suelo o en material de propagación, ya sea agámico (como bulbos, tubérculos o estacas) o en las semillas. En sistemas intensivos se puede realizar una desinfección con vapor de agua, tanto en el suelo como en el sustrato, para reducir las poblaciones de fitopatógenos y plagas animales. Los tratamientos térmicos en semillas o estacas pueden ser con calor seco, en estufas, o bien sumergiendo las semillas en agua caliente. Con estas técnicas se debe llevar la temperatura lo más alto que sea posible sin afectar la viabilidad del material de propagación. Un caso particular es el uso de la técnica del insecto estéril en machos de la mosca de la fruta (Diptera: Tephritidae), los cuales son irradiados por medio de rayos gamma provenientes de una fuente de Cobalto 60. Los machos estériles son liberados en los montes frutales para reducir sus poblaciones. Esta técnica, es utilizada en nuestro

país y ha permitido áreas libres o de baja prevalencia de moscas de la fruta en la Región patagónica y algunos valles de Mendoza.

La resistencia genética es ampliamente utilizada para el manejo de enfermedades y en menor medida también para plagas animales. En el caso de las enfermedades existen dos formas de resistencia, la cuantitativa y la cualitativa. La primera es aquella resistencia que reduce la cantidad de síntomas ocasionados por un patógeno, lo que se logra porque los ciclos de la patogenia transcurren de forma más lenta o bien porque la capacidad de producir síntomas se reduce. En esta forma de resistencia, originalmente llamada horizontal, intervienen muchos genes y se logra por diversas características de la planta (por ejemplo, paredes celulares más gruesas o características de los estomas por donde ingresa un patógeno). Se le llama también resistencia general porque tiene un efecto sobre todas las diferentes razas que pueden existir de un patógeno. La resistencia cualitativa, por otro lado, produce que el cultivo no se enferme, lo que se logra por la incorporación de uno o pocos genes que otorgan a las plantas la capacidad de reconocer al patógeno cuando inicia la fase de infección y ésta se frena por la inducción de una muerte celular programada que evita el avance del patógeno en los tejidos vegetales. Este tipo de resistencia es específica de algunas razas del patógeno, por lo que la presión de selección regularmente la “quiebra” y aparecen nuevas razas a las cuales el hospedante nuevamente es susceptible. Es por lo tanto menos duradera que la cuantitativa (en sistemas extensivos puede durar entre tres a cinco años), y la que habitualmente utilizan las empresas semilleras para incorporar a los cultivos de agricultura industrial. En esta forma de agricultura para el caso de plagas animales también se utilizan transgénicos, como el maíz Bt para el control de *Diatraea saccharalis* (Lepidoptera), un gusano que es susceptible a la producción de un metabolito que produce la planta transgénica, debido a la incorporación de genes del *Bacillus thuringiensis*, una bacteria de suelo.

Otro conjunto de prácticas de manejo se encuadran dentro de lo que se conoce como control biológico, definido como el uso de enemigos naturales (parasitoides, depredadores, patógenos y antagonistas) y poblaciones competidoras para suprimir una población de plagas, es decir, disminuir su abundancia y que de este modo, sea menos dañina que en ausencia de sus controladores (Van Driesche y Bellows, 1996). Se conocen tres categorías de control biológico: (i) el clásico, (ii) el aumentativo y (iii) el conservativo. El clásico consiste en la introducción de enemigos naturales en un nuevo ambiente para que se establezcan de forma permanente y regulen a la plaga a lo largo del tiempo. El primer ejemplo exitoso de este tipo de control biológico fue la introducción, en California, de *Rodolia cardinalis* (Coleoptera: Coccinellidae) para el control de *Icerya purchasi* (Hemiptera: Monophlebidae), plaga de los cítricos, ocurrido en 1888. El control biológico aumentativo busca incrementar la abundancia de los enemigos naturales, ya presentes en un área afectada por una plaga, pero con bajos niveles poblacionales que no es suficiente para un control efectivo de la misma; este aumento se puede realizar mediante la liberación periódica de enemigos naturales, sin su establecimiento permanente. Finalmente, el control biológico conservativo busca proteger, conservar y aumentar la abundancia de los enemigos naturales presentes en la zona. Para lograrlo, es importante conocer los factores abióticos y bióticos que podrían alterar las poblaciones de dichos controladores (Fischbein, 2012). En nuestro país, se encuentran numerosos estudios de control biológico de plagas agrícolas, como el control de *Diaphorina citri* (Hemiptera: Psyllidae), psílido asiático vector del HLB (una importante enfermedad de los cítricos), mediante la introducción de *Tamarixia radiata* (Hymenoptera: Eulophidae). También se estudia el control biológico de hormigas cortadoras de hojas (Hymenoptera: Formicidae) por medio de parasitoides (Diptera: Phoridae) o mediante hongos entomopatógenos como *Beauveria bassia-*

na o de un hongo antagonista del hongo cultivado por las hormigas. Si bien sobran los ejemplos de control biológico de insectos plaga, también cabe mencionar que existen diversos organismos fúngicos o bacterianos para el control de fitopatógenos, por ejemplo, *Trichoderma* spp. (hongo parásito de hongos patógenos de plantas) o *Bacillus thuringiensis*. Las malezas no escapan al control biológico, ya sea mediante la evaluación de agentes fitopatógenos o insectos fitófagos.

Una forma de control biológico es la promoción de la supresividad del suelo, que es su capacidad de reducir el nivel de enfermedad de un cultivo, aunque el patógeno esté presente en el campo (Weller *et al.*, 2002). El nivel de supresividad está directamente relacionado con el potencial de antagonismo, a través del parasitismo, depredación, inhibición y/o competencia. En sistemas extensivos las rotaciones que incluyan pasturas o cultivos que dejen volúmenes altos de rastrojo, como el maíz o los cultivos de cobertura, incrementan los aportes de materia orgánica y por tanto la actividad biológica que aumenta el potencial de antagonismo. En los sistemas intensivos, esto se puede lograr a través de la incorporación de compost, compost de lombriz u otras formas de aporte de materia orgánica.

Otra práctica que favorece la supresividad es la solarización (Katan *et al.*, 1976), que además es efectiva para el manejo de malezas y nematodos. Esta técnica se utiliza en algunos sistemas intensivos y consiste en cubrir con plástico transparente y fino el suelo húmedo durante 4-6 semanas, en la época de mayor temperatura e intensidad de radiación solar. La energía proveniente del sol, queda atrapada y eleva la temperatura del suelo a valores entre 36-50 °C, lo que sirve tanto como para inactivar a varias de las plagas citadas anteriormente en los 30 cm superiores, y favorecer los microorganismos saprófitos del suelo. Antes de cubrir el suelo con el plástico se puede incorporar estiércol (oveja, gallina, o ambos combinados), para que fermente y luego se riega de manera abundante. Todo esto incrementa la mortalidad de organismos patógenos o fitófagos del suelo (Arboleya, 2018). En la solarización, que es un proceso hidrotérmico y se realiza por el calentamiento solar pasivo, intervienen mecanismos físicos, químicos y biológicos que son compatibles con otros métodos de control de plagas (Gasoni *et al.*, 2008). La solarización no requiere de inversiones en fuentes de energía artificiales ni agrotóxicos, si bien representa un desafío el plástico como desecho. La solarización puede ir acompañada de la incorporación al suelo de plantas de la familia de las Brassicáceas, que liberan una sustancia tóxica al descomponerse, técnica que se conoce como biofumigación.

El control biológico conservativo también se implementa a partir de la diversificación espacial de la vegetación en los agroecosistemas. Esto se puede lograr mediante la utilización de diferentes variedades de un mismo cultivo, diversos genes de resistencia, con policultivos (combinación de dos o más cultivos en una misma área), cultivos de cobertura, cultivos trampa, entre otros. Los policultivos son utilizados habitualmente en sistemas agrícolas tradicionales. La milpa (combinación de maíz, poroto y zapallo) fue desarrollada por las culturas indígenas que habitaban en lo que actualmente es México y Guatemala (como los mayas y aztecas). Este tipo de combinaciones reducen la competencia e incrementan las relaciones benéficas entre los componentes del policultivo. El poroto aporta nitrógeno al sistema por su asociación con bacterias fijadoras, el maíz cuando encaña sirve de tutor para el crecimiento del poroto y el zapallo con las hojas planófilas regula las poblaciones de malezas. Estas combinaciones también se implementan habitualmente en la agricultura extensiva pampeana cuando se implantan pasturas que combinan gramíneas C3 y C4 con leguminosas, como tréboles o alfalfa. También se pueden utilizar cultivos en franjas que permiten la siembra y la cosecha con maquinaria. Los cultivos de

cobertura tienen la función de proteger el suelo durante el período en que no se realiza un cultivo para cosecha, y contribuyen a regular las poblaciones de malezas y aportan materia orgánica al suelo. La diversificación de la vegetación también se puede promover con el cuidado de los bordes de cultivos con vegetación espontánea (debajo y a los lados de los alambrados, caminos, etc.), o preservando áreas naturales o seminaturales en pastizales o bosques (*Figuras 17.6 y 17.7*). Por ejemplo, en el delta del Paraná, la conservación de especies vegetales espontáneas en plantaciones de salicáceas ha permitido un manejo de hormigas cortadoras de hojas, más amigable con el ambiente en parcelas experimentales (Perri *et al.*, 2020). En otra escala espacial, el diseño de paisajes agrícolas más heterogéneos también contribuye a la regulación de poblaciones de plagas, dado que una matriz vegetal biodiversa promueve la presencia de enemigos naturales.



Figura 17.6. Cultivo de hortalizas en un agroecosistema diversificado en la localidad de Open Door, Luján, provincia de Buenos Aires. Línea de cultivo de lechuga morada (flecha blanca), vegetación espontánea aledaña a la parcela (flecha celeste), cortina de álamos (flecha violeta) y corredor biodiverso entre bancales (flecha amarilla). Fotografía: N. Gorosito.



Figura 17.7. Vegetación espontánea (a) en las terrazas (flecha blanca) en un lote sembrado con policultivo de trigo y trébol rojo (flecha amarilla) en el campo “La Aurora” y (b) en los bordes del campo (flecha violeta) en “Monte callado”. Ambos casos son campos de productores familiares agroecológicos ubicados en la pampa austral argentina. Adaptado de Vega *et al.* (2021).

En la agricultura industrial no es habitual la incorporación de prácticas de control biológico porque muchas veces resulta incompatible con el manejo químico. Por otro lado, la promoción de la salud del suelo incorporando una mayor biodiversidad en las rotaciones se contraponen con el proceso de creciente agriculturización y homogeneización del paisaje. Las prácticas de diversificación de la vegetación o preservación de áreas naturales o seminaturales tampoco son promovidas en estos esquemas productivos. Por todo ello, esta forma de agricultura promueve una dependencia creciente de insumos químicos para regular poblaciones que se convierten en plagas (Altieri, 1999).

3.2. Manejo químico, agroquímicos (agrotóxicos) y toxicología

Según el marco conceptual del MI, si las medidas de prevención no permiten mantener la población de una plaga animal o maleza o el nivel de una enfermedad por debajo del UDE, entonces se debe recurrir a la aplicación de un agroquímico o agrotóxico. Se cita esta última denominación porque entendemos que es una forma de contribuir a los debates en relación con el uso de estas moléculas. Se utiliza también el término pesticidas, herbicidas o fungicidas, cuya terminación “cida” significa “muerte”. Utilizar la palabra “fitosanitarios” o “agroquímicos”, puede ser entendido como un eufemismo que se utiliza ampliamente en el ámbito de las ciencias agrarias, que oculta el carácter eminentemente tóxico de estas sustancias. De hecho, existe la toxicología como disciplina, la cual se dedica especialmente a estudiar la toxicidad de diversas moléculas, entre ellas los agrotóxicos. El término incluye cualquier sustancia o mezcla de sustancias de carácter orgánico o inorgánico, incluyendo al principio activo, que es la molécula desarrollada para tener el efecto biológico, y los coadyuvantes (surfactantes, adherentes, antiespumantes, reguladores de pH, anti-evaporantes), que son las sustancias utilizadas para incrementar o aumentar la duración del efecto del principio activo (Pacheco y Barbona, 2017). En muchas ocasiones se utilizan mezclas de productos, y en estos casos se pueden producir efectos aditivos, sinérgicos o antagónicos en su acción biocida.

Los herbicidas son los fitosanitarios que más se utilizan en términos de volumen de aplicación. En la Argentina representaron en el período 2005-2013 el 87% del total, y sólo el glifosato el 65% (Pacheco y Barbona, 2017). Se aplican antes del cultivo durante el barbecho o durante el cultivo cuando son selectivos en su toxicidad. Se aplican al follaje o bien al suelo, y tienen diferentes mecanismos de acción, como ser reguladores del crecimiento, inhibidores de la fotosíntesis, inhibidores de la síntesis de lípidos, inhibidores de la síntesis de aminoácidos, inhibidores de la síntesis de pigmentos, entre otros. Los plaguicidas pueden ser de origen sintético o biológico, y pueden clasificarse según el organismo blanco en insecticidas, acaricidas, nematocidas, molusquicidas, crustácidas, rodenticidas. Pueden ingresar al organismo por ingestión, por contacto dermal o cuticular, o por inhalación. Los mecanismos de acción de insecticidas-acaricidas pueden ser tóxico-físicos, neurotóxicos, tóxico-respiratorios, reguladores del crecimiento y desarrollo, modificadores del comportamiento. Los fungicidas pueden tener un efecto en la fase del ciclo de vida del patógeno anterior a la penetración, o posterior a la infección (acción curativa o erradicante). En función del tipo de patógeno y los órganos que afecta, se aplican al suelo, semillas, hojas o en post-cosecha. El uso de antibióticos (destinado a bacterias) suele ser muy restringido en la agricultura. Los fungicidas, plaguicidas o herbicidas pueden tener un modo de acción de contacto (no se traslocan a otras partes de la planta) o ser sistémicos, es decir, ingresan a los tejidos y se distribuyen al resto de la planta.

La toxicología es la ciencia que estudia los efectos de las sustancias químicas o biológicas que ocasionan un daño a un organismo, llamados xenobióticos por ser “extraños” (xeno-) a la vida. *Toxicum*, en latín significa veneno, por lo que se trata de una disciplina que estudia los efectos de los venenos en organismos vivos. Estos efectos se pueden estudiar en función de diferentes vías de exposición en animales, como la dermal, la inhalatoria y la oral (Pacheco y Barbona, 2017). Los daños también varían según se considere una exposición aguda (una sola ingesta o exposición), subaguda (días) o crónica (meses a años). La peligrosidad de una sustancia se refiere a la capacidad de ocasionar daño a un organismo, por lo que está directamente asociada a su toxicidad inherente (para cada vía y tiempo de exposición). El riesgo es la probabilidad de que ocurra el daño, y para calcularlo, además de la peligrosidad de una sustancia, se considera la exposición (Moya y Giménez, 2014). Así, por ejemplo, una sustancia muy peligrosa a la cual no existe exposición, tampoco representa un riesgo. La exposición considera la cantidad de la sustancia y la frecuencia o período de contacto (Mazzarella, 2016).

En el caso de los fitosanitarios se puede distinguir entre concentración, dilución y dosis. La concentración se refiere al peso de la sustancia por unidad de volumen o peso del formulado comercial, el cual se diluye para su aplicación a campo. En los sistemas intensivos se calcula una dilución como una cantidad de principio activo o producto formulado por volumen de agua (g o cm^3 de p.a. 100 l^{-1} de caldo), y en los sistemas extensivos se habla de dosis expresada en unidad de superficie (g o cm^3 de p.a. ha^{-1}) (Moya y Giménez, 2014). Para evaluar la toxicidad aguda de los formulados comerciales se calcula la Dosis Letal Media (DL_{50}), que es la cantidad del principio activo que ocasiona la muerte a la mitad de la población de animales de laboratorio en condiciones controladas. Esta dosis se expresa por unidad de peso vivo (mg o g del producto kg^{-1} de animal) (Mazzarella, 2016). Esto se determina para las tres vías de exposición. Este parámetro determina la categoría toxicológica, que, en la Argentina, según la resolución del 2012 del SENASA puede ser: rojo IA (extremadamente peligroso), rojo IB (altamente tóxico), amarillo II (moderadamente peligroso), azul III (ligeramente peligroso) o verde IV (producto que normalmente no ofrece peligro) (Moya y Giménez, 2014). Esta clasificación se basa en la elaborada por la OMS en 2009 (Mazzarella, 2016).

El Límite Máximo de Residuos (LMR) es la cantidad máxima de residuo permitida para un alimento destinado a consumo humano (Pacheco y Barbona, 2017). Para calcularlo se determina el Nivel Sin Efecto Observable (NOEL), que es la cantidad de sustancia que ingerida diariamente por toda la vida del animal de laboratorio que no le ocasiona efectos observables en los parámetros evaluados. Se expresa en mg de agrotóxico kg^{-1} de peso del animal d^{-1} (Mazzarella, 2016). A partir del NOEL se calcula la Ingesta Diaria Admisible (IDA) o Dosis de Referencia Crónica (DRfC) para humanos (también expresada en $\text{mg kg}^{-1} \text{ d}^{-1}$), aplicando un factor de corrección como coeficiente de seguridad que consiste en dividir el NOEL 100 veces (Mazzarella, 2016). Finalmente, se calcula la Ingesta Máxima Admisible (IMA) que considera un peso promedio de una persona adulta (60 kg), y se expresa en mg d^{-1} . Otra determinación que se realiza es la Dosis de Referencia Aguda (DRfA), que es la cantidad de la sustancia que puede ingerir una persona en un día sin causar daño (expresada en mg kg^{-1} de masa corporal d^{-1}) (Mazzarella, 2016). En estas evaluaciones también se puede tener en cuenta el nivel de exposición a partir de un factor alimentario que varía según lo que en promedio se consume en la población, y se consideran distintos grupos con diferentes patrones de consumo, incluyendo niños. A partir de estos datos se hacen análisis de riesgo crónico y agudo (Mazzarella, 2016). En ensayos a campo se deben determinar los residuos que quedan en los alimentos luego de ser aplicados, y se establece un período de carencia o tiempo de seguridad, que es el tiempo que es

necesario dejar de aplicar el producto para que al momento de la cosecha el residuo sea menor al LMR (Moya y Giménez, 2014; Mazzarella, 2016). Nótese que todos estos cálculos no consideran los posibles efectos sinérgicos o las interacciones que pueden existir entre diferentes productos comerciales aplicados en forma simultánea.

Además de calcular los riesgos de toxicidad para humanos, ya sea para las/os trabajadoras/es rurales o las/os consumidoras/es, la toxicología también estudia los procesos de contaminación ambiental y los efectos de los xenobióticos sobre diferentes organismos, ecosistemas naturales o agroecosistemas. Los agroquímicos también tienen efectos sobre organismos no blanco, como pueden ser los enemigos naturales o microorganismos antagonistas, entre otros. Esto se debe en cierta medida a que cualquier aplicación de agroquímicos implica necesariamente que los xenobióticos lleguen a otros lugares del agroecosistema, ya sea dentro del área del cultivo (endoderiva), al suelo, a fuentes de agua (por lixiviación o escurrimiento), a áreas aledañas (por efecto del viento, exoderiva) o bien hacia arriba del cultivo (termoderiva). En función del tiempo también se puede clasificar a la deriva en primaria, secundaria o terciaria (Tomasoni, 2013). La primera ocurre en el momento de la aplicación y es la que se considera para el desarrollo de las BPA. Sin embargo, también existe una deriva secundaria, que ocurre algunas horas luego de la aplicación y la terciaria, que se puede dar luego de semanas o meses. Dado que el fenómeno de la deriva secundaria y terciaria no es algo controlable por las prácticas de aplicación de agroquímicos, es que las BPA también son cuestionadas por diferentes sectores de la sociedad, tanto académicos como ambientalistas (Tomasoni, 2013).

Otro efecto no deseado en la agricultura industrial, quizás más evidente que los procesos de contaminación, es la generación de resistencias de las poblaciones de plagas (animales, malezas o fitopatógenos) a los plaguicidas. Este proceso adaptativo, que resulta de un proceso evolutivo de estas poblaciones, implica que, luego de un período de tiempo, en muchos casos sólo pocos años, las moléculas pierden efectividad para controlar la población blanco porque se da un proceso de selección de poblaciones más resistentes al xenobiótico. El ejemplo quizás más conocido recientemente es la aparición de biotipos de malezas resistentes al glifosato. En este caso, los sistemas agrícolas de la Argentina han ejercido una enorme presión de selección y la aparición de estas poblaciones es la consecuencia.

4. Crítica al manejo integrado

El MI es presentado por muchos agrónomos como una postura “racional” para decidir en qué nivel poblacional es pertinente la aplicación de un agrotóxico. Sin embargo, esta aproximación presenta una serie de problemas de orden práctico y también teórico. Los umbrales de daño, si bien son el principal criterio que propone el MI para decidir cuándo aplicar un agrotóxico, no se han calculado para un gran número de plagas o enfermedades, por lo que este criterio de utilización no está disponible siempre. En esos casos, el criterio lo debe construir la/el profesional en base a las particularidades que considere. Por otro lado, cuando existen, los umbrales deben calcularse constantemente, ya que varían con cualquier cambio en los precios ya sea del valor del producto comercializado, como de los costos de la aplicación.

El UDE también adolece de problemas de carácter conceptual. Por un lado, no considera en los cálculos de costos los efectos sobre las poblaciones no blanco, como pueden ser los enemigos naturales de las mismas plagas que se quiere manejar, lo cual es un problema difícil de solucionar, porque la mis-

ma aplicación atenta contra otra de las herramientas del MI, que es el control biológico. Esto tampoco incluye los costos asociados a la contaminación del ambiente, que constituyen externalidades del sistema (costos que paga la sociedad y que no se incluyen en esta ecuación). La racionalidad económica también es cuestionable si se considera que existe una gran heterogeneidad de tipos de productores. La lógica del lucro no es adecuada para un gran número de productores campesinos o familiares que priorizan su persistencia en el campo, para quienes incrementar la dependencia de insumos agrícolas puede ir en contra de este objetivo (Sevilla Guzmán, 2006).

Por último, si bien el espíritu del MI se apoya en el principio de la prevención, diversos autores (e.g. Barfield y O'Neil, 1984; Altieri, 1987; Lewis, 1997; Morales, 2009) plantean que, al implementar los programas, generalmente se terminan persiguiendo objetivos más cercanos al manejo de los agroquímicos que de las plagas. Así, estos programas terminan reduciéndose al monitoreo de poblaciones para la aplicación de fitosanitarios en base a umbrales, y no llegan a incorporar herramientas de prevención (Barfield y O'Neil, 1984; Morales, 2009). Lewis *et al.* (1997) argumentan que esto se debe a un enfoque terapéutico, que se sustenta en tratar el síntoma, en vez de preguntarse por qué una plaga se convierte en una plaga, es decir, qué debilidades del agroecosistema y/o de las prácticas agrícolas y decisiones de agricultores/as llevan a que los organismos alcancen el nivel de plaga (**Figura 17.8**). Esta es la pregunta clave detrás de investigaciones empíricas y propuestas teóricas vinculadas al manejo agroecológico de plagas, así como de investigadores que reivindican el MI priorizando un enfoque preventivo (Morales, 2009). Todas estas aproximaciones alternativas, que asumen diversas denominaciones, se consideran aquí como enfoques agroecológicos.

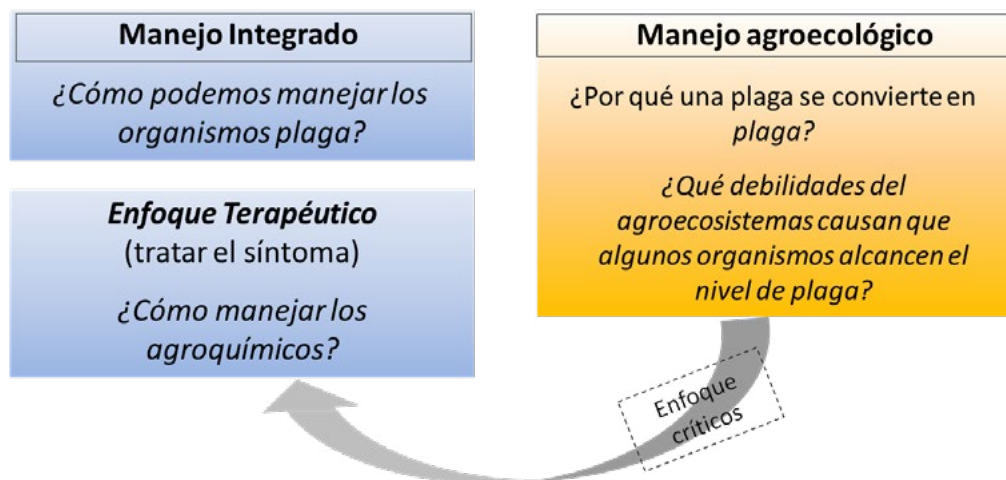


Figura 17.8. Representación esquemática de los enfoques en el área de la protección de cultivos. Desde el enfoque agroecológico surgen críticas al manejo integrado (MI), que en su implementación en el contexto de la agricultura industrial termina centrándose en el manejo químico. Adaptado de Vega *et al.* (2020).

5. El manejo agroecológico de las adversidades

La estrategia del manejo agroecológico de plagas animales y enfermedades se basa en la diversificación de la vegetación y la promoción de la salud del suelo (Altieri y Nicholls, 1999). La primera busca incrementar la diversidad funcional para fortalecer los procesos de regulación del propio sistema (Moonen *et al.*, 2008), e incluye múltiples niveles de organización biológica, desde el genético,

pasando por el del agroecosistema, hasta el de paisaje (Altieri y Nicholls, 2007). Diversos investigadores coinciden en que la homogeneización de los agroecosistemas y del paisaje, en casos extremos con monocultivos uniformes sembrados en áreas extendidas, la menor diversidad intraespecífica, las prácticas culturales homogéneas y las rotaciones más cortas, crean condiciones que predisponen el desarrollo de plagas y epidemias (Altieri, 1987; van Bruggen, 1995; Agrios, 2005; Nicholls, 2006). Por ello, una mayor diversidad de la vegetación espacial y temporal, así como una mayor heterogeneidad del paisaje y matrices del paisaje más favorables para la vida de los enemigos naturales reducirían los riesgos de una explosión demográfica de organismos plaga.

El otro pilar del manejo agroecológico es la promoción de la salud del suelo, que a su vez es parte fundamental de la estrategia de nutrición de los cultivos. Las prácticas de fertilización afectan la susceptibilidad a patógenos o plagas aéreas a través de la nutrición del cultivo y la fertilidad del suelo. La relación entre la salud del suelo y la nutrición de las plantas con la susceptibilidad a plagas animales o enfermedades ha sido sugerida tempranamente (Balfour, 1943; Howard, 1943). Quizá el investigador más famoso en el ámbito de la agroecología es Francis Chaboussou, quien trabajó en el INRA de Francia (Institut National de la Recherche Agronomique). Su teoría de la “trofobiosis” plantea que el tipo de fertilización puede predisponer al ataque de plagas animales o enfermedades a través de cambios en las concentraciones y los tipos de solutos que se encuentran en los tejidos vegetales (Chaboussou, 1980). En su libro, *Les plantes malades des pesticides (Las plantas enfermas de pesticidas)* también revisa investigaciones que detectaron aumentos de susceptibilidad a enfermedades y ácaros fitófagos en plantas tratadas por plaguicidas, sin estar esto asociado a los efectos sobre los enemigos naturales.

Además de los aspectos ecológico-productivos, diversos investigadores han resaltado la importancia de considerar las percepciones, conocimientos y experiencia de la/del agricultor/a, su capacidad de respuesta frente a problemas, sus redes de articulación, los procesos de aprendizaje social y aspectos del contexto socioeconómico e institucional (e.g. Segura *et al.*, 2004; Barrera, 2006; Vázquez-Moreno, 2007). Los estudios etnográficos sistematizan diversos aspectos del conocimiento de pueblos originarios o de comunidades campesinas como taxonomías locales o conocimientos agrícolas (Altieri, 2002). Estudios específicos de etnofitopatología o etnoentomología ponen énfasis en los conocimientos y prácticas sobre el manejo de enfermedades o de plagas animales (Bentley y Thiele, 1999; Bentley *et al.*, 2009; Silva y Castaño Zapata, 2014). Otras aproximaciones asumen un enfoque holístico del manejo de plagas, que presentan diversidad en lo que se consideran los límites “del todo” (sistema), los objetivos que se persigan y los procedimientos (Barrera Gaytán, 2006).

Quizá una de las propuestas de mayor desarrollo es el manejo holístico de plagas (MHP), propuesta por Barrera Gaytán (2006), que surge a partir de su trabajo con caficultores campesinos de México principalmente en torno al problema de la broca del café. Al igual que lo que sugieren otros autores (Lewis, 1997; Altieri y Nicholls, 2003), el MHP propone comenzar por entender las causas que provocan que una población de organismos se convierta en plaga, y a partir de allí diseñar sistemas productivos saludables. Para ello, construye una serie de principios (que denomina como holístico, participativo, inocuidad, agroecológico y de mercado equitativo) en los que se sustenta: (i) para enfrenar el problema de plagas, es necesario, en primer lugar, mejorar los ingresos y bienestar de los agricultores y sus familias, así como sus capacidades para organizarse en aspectos productivos y de comercialización; (ii) promover la auto-gestión de hombres y mujeres y la vinculación desde el productor hasta el consumidor para fortalecer la toma de decisiones y las acciones en manejo de plagas; (iii) hacer un uso más eficiente de los recursos in-

ternos, y un mínimo uso de insumos externos, para favorecer sinergismos entre procesos y componentes de los agroecosistemas que atiendan las causas para prevenir los brotes de plagas; (iv) el manejo de plagas debe promover procesos y productos que sean inocuos y de calidad, tanto para el ecosistema como para el autoconsumo del agricultor y el mercado; (v) el manejo de plagas debe contribuir a que existan precios adecuados tanto para los productores como para los consumidores. Barrera Gaytán (2006) pone el centro de su atención en las/os productoras/es y no en las plagas, considerando así también aspectos sociales, económicos y culturales de los agricultores, lo que implica un cambio radical.

En sentido similar, pero considerando escalas espaciales y temporales más amplias, Vázquez-Moreno (2012) ha estudiado la relación entre el contexto social e institucional y las prácticas de manejo de plagas en Cuba desde una perspectiva histórica. Allí analizó el rol de diferentes políticas en este proceso, como la ley de reforma agraria, programa nacional de control biológico, el programa de agricultura urbana, la organización del servicio de sanidad vegetal y la organización de los agricultores en cooperativas. También estudió la organización de investigaciones básicas y aplicadas en programas nacionales, así como de innovaciones en programas territoriales y de la experimentación de agricultores, y analiza los cambios de la agricultura cubana, las instituciones y políticas públicas. Incorpora así una dimensión histórica a nivel de país.

Recientemente, Jordan *et al.* (2016) proponen un abordaje transdisciplinario para afrontar problemas de malezas. Rescatan la concepción de Jantsch (1972) de entender la investigación como un proceso donde intervienen el aprendizaje colaborativo, subsiguiente acción colectiva y evaluación crítica de las consecuencias de la acción, lo cual sirve para identificar agujeros de conocimiento que pueden ser estudiados desde las ciencias aplicadas. En este proceso es fundamental considerar la existencia de diferentes formas de conocimiento, local, profesional, práctica y tradicional además del académico (Funtowits y Ravetz, 1993) y la necesidad de encontrar formas de gobernanza democrática de los sistemas alimentarios (Loos *et al.*, 2014). Por ello, es necesario considerar los diversos actores y sus diferentes puntos de vista e intereses (Jordan *et al.*, 2016). Al igual que lo que proponen otros autores para plagas animales o enfermedades (Segura *et al.*, 2004; Barrera Gaytán, 2006), Jordan *et al.* (2016) entienden que los problemas de malezas atraviesan múltiples dimensiones y niveles/escalas, que a su vez tienen dinámicas de retroalimentación.

En suma, el manejo agroecológico de adversidades se basa en los siguientes aspectos, que lo diferencian del MI:

- (i). Propone un (re)diseño de los agroecosistemas.
- (ii). Se basa en el estudio de procesos ecológicos a diferentes niveles o escalas, desde el lote o cuadro hasta el agroecosistema y el paisaje.
- (iii). Asume una postura holística (multidimensional).
- (iv). Valoriza el conocimiento local construido por los productores.
- (v). Considera el contexto socioeconómico y cultural y los valores de las comunidades de agricultores.

Al área de conocimiento vinculada al manejo de adversidades de los cultivos también se lo denomina protección o sanidad vegetal. Con el avance de la agroecología ha tomado nuevo interés el concepto de salud aplicado a la agricultura, el cual es usado ampliamente para referirse al suelo, a un

ecosistema natural o agroecosistema, a las plantas, los cultivos o los animales. Recientemente, Vega *et al.* (2020) revisan la bibliografía de agroecología en esta área y proponen una reelaboración teórica basada en conceptos tomados de la medicina humana. Parten de preguntarse cómo se origina la salud (en vez de cómo se origina la adversidad). Para ello, se parte de la teoría de la salutogénesis elaborada por el médico y sociólogo Aaron Antonovsky (1996), quien propone centrarse en los factores promotores de salud, que en el caso de la agricultura se pueden organizar en tres grandes aspectos: (i) la motivación (objetivos, valores y necesidades de las/os agricultoras/es), (ii) el conocimiento (promoviendo formas de construcción conjunta entre los saberes locales y los científicos), y (iii) la manejabilidad, que involucra tanto aspectos socio-organizativos relacionados a la capacidad de respuesta frente a una adversidad y la susceptibilidad del sistema o la capacidad de regulación de poblaciones de organismos plaga. La salud se la puede pensar así como un proceso, y para evaluar el estado de salud de un sistema de cultivos Vega *et al.* (2020) proponen cuatro atributos: (i) la utilidad, en relación a la optimización (y no maximización) de rendimientos, considerando las necesidades de la sociedad; (ii) las adversidades y sus efectos; (iii) la inocuidad, que debe ser maximizada; y (iv) la autonomía, que también se debe maximizar a través de una minimización de la dependencia de insumos externos en el agroecosistema. Estudiar y pensar desde la salud en vez de la enfermedad es un desafío para el cual es necesario un enfoque holístico y transdisciplinario que promueve la agroecología como ciencia.

6. Palabras finales

El manejo de adversidades de los cultivos está atravesado por un debate central en la actividad agrícola, que es el uso de agrotóxicos y los efectos nocivos para el ambiente y la salud humana, tanto de las/os agricultores, las poblaciones rurales y las/os consumidores de alimentos, es decir, toda la población. Es por ello que es fundamental conocer que existen diferentes enfoques y abordajes en el ámbito académico y técnico, y que existen alternativas que no requieren la utilización de estos productos. Estas alternativas son viables económicamente, socialmente más justas y cuidan la naturaleza y la salud.

Bibliografía

- Agrios, G. N. (2005). *Plant Pathology*. Quinta edición. (pp. 922). Cambridge, Massachusetts, USA: Elsevier Academic Press.
- Altieri, M. A. (1987). *Agroecology: The Scientific Basis of Alternative Agriculture*. (pp. 227). Colorado, USA: Boulder Westview Press.
- Altieri, M. A. (2002). Agroecology: the science of natural resource management for poor farmers in marginal environments. *Agriculture, ecosystems & environment*, 93(1): 1-24.
- Altieri, M. A. y Nicholls, C. I. (1999). Biodiversity, ecosystem function and insect pest management in agricultural systems. *Biodiversity in Agroecosystems*. (pp. 252). Boca Raton, Florida, USA: CRC Press.
- Altieri, M. A. y Nicholls, C. I. (2003). Soil fertility management and insect pests: harmonizing soil and plant health in agroecosystems. *Soil and Tillage Research*, 72(2): 203-211.
- Altieri, M. A. y Nicholls, C. I. (2007). Biodiversidad y manejo de plagas en agroecosistemas (pp. 247). México: Icaria Editorial.
- Antonovsky, A. (1996). The salutogenic model as a theory to guide health promotion. *Health promotion international*, 11(1): 11-18.

- Arboleya, J. (2018). *Solarización: una técnica de manejo integrado de malezas y plagas en horticultura*. Unidad de Comunicación y Transferencia de Tecnología del INIA, Montevideo, Uruguay. Serie Técnica N° 245. ISBN 978-9974-38-400-2
- Balfour, E. B. (1943). *The living soil: evidence of the importance to human health of soil vitality, with special reference to post-war planning*. (pp. 247). Londres: Faber and Faber LTD.
- Barfield, C. S. y O'Neil, R. J. (1984). Is an ecological understanding a prerequisite for pest management? *Florida Entomologist*, 42-49.
- Barrera Gaytán, J. F. (2006) Manejo holístico de plagas: Hacia un nuevo paradigma de la protección fitosanitaria. En: Pohlman, J., Soto, L., Barrera, J. (Eds.). *El cafetal del futuro: Realidades y Visiones*. (pp. 61-81). Aachen, Alemania: Shaker Verlag.
- Bedmar, F. (2011). ¿Qué son los plaguicidas? *Ciencia Hoy*, 21(122): 11-16.
- Bentley, J. W. y Thiele, G. (1999). Bibliography: Farmer knowledge and management of crop disease. *Agriculture and Human Values*, 16(1): 75-81.
- Bentley, J. W., Boa, E. R., Kelly, P., Harun Ar Rashid, M., Rahman, A. K. M., Kabeere, F., y Herbas, J. (2009). Ethnopathology: local knowledge of plant health problems in Bangladesh, Uganda and Bolivia. *Plant Pathology*, 58(4): 773-781.
- Cardina, J., Webster, T. M., Herms, C. P. y Regnier, E. E. (1999). Development of weed IPM: levels of integration for weed management. *Journal of crop production*, 2(1): 239-267.
- Chaboussou, F. (1980). *Les plantes malades des pesticides: bases nouvelles d'une prevention contre maladies et parasites*. (pp. 271). Paris, Francia: Debarid.
- Fischbein, D. (2012). Introducción a la teoría del control biológico de plagas. Serie técnica manejo integrado de plagas forestales. En: Villacide, J. y Corley J. (Eds.). Cuadernillo N°15. ISSN 1851-4103. Bariloche, Argentina: INTA Ediciones.
- Funtowicz, S. O. y Ravetz, J. R. (1993). Science for the post-normal age. *Futures*, 25: 735-755.
- Gasoni, L., Kahna, N., Yossenb, V., Cozzia, J., Kobayashi, K., Babbitt, S., Barrera, V. y Zumelzu, G. (2008). Effect of soil solarization and biocontrol agents on plant stand and yield on table beet in Cordoba (Argentina). *Crop Protection*, 27: 337-342.
- Hobsbawm, E. (1995). Historia del siglo XX. (pp. 21). Barcelona, España: Crítica.
- Howard, A. (1943). *An agricultural testament*. (pp. 178). Morrisville, NC, USA: Lulu Press.
- Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria-INTA. (2013). Venció el plazo de uso del endosulfán. Noticia institucional. Recuperado de: <https://inta.gov.ar/noticias/vencio-el-plazo-de-uso-de-endosulfan>.
- Jantsch, E. (1972). Towards interdisciplinarity and transdisciplinarity in education and innovation. *Interdisciplinarity: Problems of teaching and research in universities*, 97-121.
- Jordan, N., Schut, M., Graham, S., Barney, J. N., Childs, D. Z. y Christensen, S. (2016). Transdisciplinary weed research: new leverage on challenging weed problems? *Weed Research*, 56(5): 345-358.
- Katan, J. (2000). Physical and cultural methods for the management of soil-borne pathogens. *Crop Protection*, 19: 725-731.
- Katan, J., Greenberger A., Alon H. y Grinstein A. (1976). Solar heating by polyethylene mulching for the control of diseases caused by soil-borne pathogens. *Phytopathology*, 66: 683-689.
- Lewis, W. J., Van Lenteren, J. C., Phatak, S. C. y Tumlinson, J. H. (1997). A total system approach to sustainable pest management. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 94(23): 12243-12248.
- Loos, J., Abson, D. J., Chappell, M. J., Hanspach, J., Mikulcak, F., Tichit, M. y Fischer, J. (2014). Putting meaning back into "sustainable intensification". *Frontiers in Ecology and the Environment*, 12(6): 356-361.
- Malacalza, L., Momo, F. R. y Coviella, C. E. (2017). Fundamentos de ecología y ambiente. 1ª ed. Luján, Argentina: EdUNLU. ISBN 978-987-3941-21-4.
- Mazzarella, D. (2016). Residuos de productos fitosanitarios. Criterios regulatorios locales e internacionales. *Serie de Informes especiales International Life Sciences Institute ILSI Argentina*, 4: 27.

- Moonen, A. C. y Bàrberi, P. (2008). Functional biodiversity: An agroecosystem approach. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 127(1-2): 7-21.
- Morales, H. (2009) ¿Es apropiado el Manejo Integrado de Plagas para los Campesinos de América Latina? Ver-tientes del pensamiento agroecológico: fundamentos y aplicaciones, 247p.
- Moya, M. C. y Giménez, R. A. (2014) Sistemas de manejo de adversidades en cultivos. Capítulo 12. En: P. Lombardo, P., Fernández, P.L., Moya, M., Sainato, C., Borodowski, Muschietti Piana, E., Pescio, F., Acosta, A. y Urricariet, S. Agroecosistemas. Caracterización, implicancias ambientales y socioeconómicas. (pp. 287-312). Buenos Aires, Argentina: Editorial FAUBA.
- Nicholls, C. (2006). Bases agroecológicas para diseñar e implementar una estrategia de manejo de hábitat para control biológico de plagas. *Agroecología*, 1: 37-48.
- Pacheco, R. M. y Barbona, E.I. (2017). Manual de uso seguro y responsable de agroquímicos en cultivos fruti-hortícolas. Buenos Aires, Argentina: INTA Ediciones.
- Pedigo, L. P., Hutchins, S. H. y Higley, L. G. (1986) Economic injury levels in theory and practice. *Annual Review of Entomology*, 31: 341-368.
- Perfecto, I., Vandermeer, J. H. y Wright, A. L. (2009). Nature's matrix: linking agriculture, conservation and food sovereignty. (pp. 235). London, UK: Earthscan.
- Perri, D., Gorosito, N. B., Schilman, P., Casaubón, E., Dávila, C. y Fernández, P. (2020). Push-pull to manage leaf-cutting ants: an effective strategy in forestry plantations. *Pest Management*, 77(1): 432-439.
- Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable-SAyDS. (2018). Informe del estado del ambiente. Archivo Digital, 626 pp. Recuperado de: <https://www.argentina.gob.ar/sites/default/files/informedelambiente2018.pdf>
- Segura, H. R., Barrera, J. F., Morales, H. y Nazar, A. (2004). Farmers' perceptions, knowledge, and management of coffee pests and diseases and their natural enemies in Chiapas, México. *Journal of economic entomology*, 97(5): 1491-1499.
- Sevilla-Guzmán, E. (2006). Agroecología y agricultura ecológica: Hacia una "re" construcción de la soberanía alimentaria. *Agroecología*, 1, 8-18.
- Silva, K. y Castaño-Zapata, J. (2014). Ethnophytopathology: rice fields free of diseases, from the culture of producers in a Nuquí, Chocó-Colombia's community. *Research in Plant Sciences*, 2(1): 16-21.
- Tomasoni, M. (2013). Generación de derivas de plaguicidas. Red Universitaria de Ambiente y Salud. Recuperado de: <https://reduas.com.ar/generacion-de-derivadas-de-plaguicidas/>
- van Bruggen, A. H. C. (1995). Plant Disease Severity in High-Input Compared to Reduced Input and Organic Farming Systems. *Plant Disease*, 79: 976-984.
- van Driesche, R. G. y Bellows, T. S. (1996). Parasitoids and predators of Arthropods and Molluscs. En: van Driesche, R.G. y Bellows, T.S. (Eds.). *Biological Control*. (pp. 37-65). Nueva York, USA: Chapman and Hall.
- Vázquez Moreno, L. L. (2007). La lucha contra las plagas agrícolas en Cuba. De las aplicaciones de plaguicidas químicos por calendario al manejo agroecológico de plagas. *Control químico*, 10(3): 221.
- Vázquez Moreno, L. L. (2012). Desarrollo del manejo agroecológico de plagas en los sistemas agrarios de Cuba. *Fitosanidad*, 11(3): 29-39.
- Vega, D., Gally, M. E., Romero, A. M. y Poggio, S. L. (2019). Functional groups of plant pathogens in agroecosystems: A review. *European Journal of Plant Pathology*, 153(3): 695-713.
- Vega, D, Gazzano Santos, M. I., Salas-Zapata, W. y Poggio, S. L. (2020). Revising the concept of crop health from an agroecological perspective. *Agroecology and Sustainable Food Systems*, 44(2): 215-237.
- Vega, D., Ibarra, S.; Monzín, J. y Jacobo, E. (2021). Agricultura natural en la pampa austral argentina: el caso "Monte Callado". *Revista Brasileira de Agroecología*, 16(1): 28-39.
- Weller, D. M., Raaijmakers, J. M., Gardener, B. B. M. y Thomashow, L. S. (2002). Microbial populations responsible for specific soil suppressiveness to plant pathogens 1. *Annual review of phytopathology*, 40(1): 309-348.

Patricia Lilia Fernández y Filipe Behrends Kraemer

1. El suelo como receptor y depurador

La producción agropecuaria altera la condición natural del suelo siendo algunas de estas transformaciones difíciles de cuantificar y en algunos casos sus efectos son poco previsibles. Algunas enmiendas orgánicas como compost de diversos orígenes pueden contener micronutrientes que se acumulan cuando los suelos reciben aplicaciones frecuentes de los mismos. Los vertidos de efluentes de algunas producciones intensivas y de la agroindustria sin previo tratamiento pueden modificar el estado del suelo por alteraciones de la microflora y microfauna o por reacciones físico-químicas en el suelo. Asimismo, estos efluentes pueden causar contaminación cuando se supera la capacidad de amortiguación (o “buffer”) del suelo para recibir los elementos potencialmente tóxicos (Harrison, 2003). Estos son algunos ejemplos de fuentes de contaminación cuando se estudia el suelo en su rol como receptor.

A su vez, el suelo tiene un rol como depurador, siendo capaz de degradar o inmovilizar los contaminantes. Sin embargo, cada suelo posee su propia capacidad de amortiguación, y representa la capacidad que tiene un suelo de inactivar los efectos negativos de los contaminantes. Un suelo contaminado que ha superado su capacidad de amortiguación para una o varias sustancias deja de actuar como un sistema protector, para pasar a ser origen de problemas para el agua, la atmósfera y los organismos. Al mismo tiempo se modifican sus equilibrios biogeoquímicos y aparecen cantidades anómalas de determinados componentes que originan modificaciones importantes en las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo.

La actividad biológica y sus funciones metabólicas relacionadas a la fracción orgánica del suelo son responsables en gran parte de la función depuradora del suelo (Seoánez Calvo, 1998). Tal es así, que los microorganismos del suelo son considerados poderosos biorreactores capaces de degradar muchos contaminantes (Harrison, 2003). Cabe aclarar la importancia que tiene el suelo por su poder amortiguador, pero en última instancia, el hombre puede ser receptor de la contaminación del suelo (*Figura 18.1*).

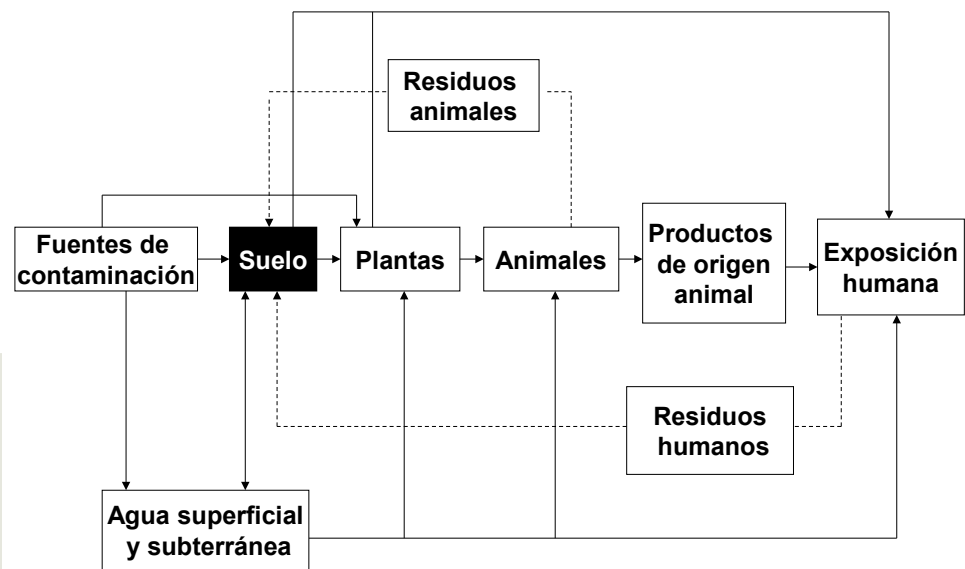


Figura 18.1. Destino de los contaminantes que ingresan al suelo y vías de exposición humana. Adaptado de Brams et al. (1989).

El suelo difiere del agua y de la atmósfera por ser un componente sólido que tiene la capacidad de retener muchos tipos de contaminantes. Procesos como la adsorción determinan que se le asigne al suelo funciones de sumidero de contaminantes. La capacidad de intercambio catiónico se asocia a mecanismos de autodepuración del suelo al retener elementos potencialmente tóxicos impidiendo su movilidad (Pierzynski *et al.*, 2005). De algún modo, el suelo actúa como filtro reduciendo o evitando que los contaminantes alcancen las aguas subterráneas. Sin embargo, algunos contaminantes son adsorbidos y no degradados, pudiendo alcanzar concentraciones que son potencialmente tóxicas en el sistema suelo-planta, y así alcanzar diferentes eslabones de la cadena trófica (*Figura 18.1*).

Para la FAO (2000), la contaminación de suelos es una forma de degradación química que provoca la pérdida parcial o total de la productividad del mismo. Los sitios contaminados son zonas que presentan materiales o residuos que por sus características o cantidades pueden representar riesgos para los organismos vivos, incluso para la salud humana, afectando el aprovechamiento de bienes y servicios del ecosistema. Entre los contaminantes de los agroecosistemas se incluyen a los residuos generados por las actividades agrícolas, ganaderas, forestales y los provenientes de las industrias agroalimentarias. La producción agrícola genera residuos en las explotaciones (*e.g.* envases de plaguicidas). Las industrias agroalimentarias también generan residuos a partir de transformar, conservar y manipular los productos agrícolas (*e.g.* obtención de aceites y azúcar, conservas, empaque de frutas y legumbres). En la actividad ganadera, por ejemplo, bajo producciones intensivas se generan residuos propios de la explotación (excretas sólidas y líquidas, antibióticos, desinfectantes, detergentes, plaguicidas) a los que se suman las originadas en las cadenas de producción de carne y lácteos. Estos residuos son de gran riesgo de contaminación por tener altos contenidos de materia orgánica (MO) disuelta, sólidos en suspensión, microorganismos, nitrógeno, fósforo y elementos potencialmente tóxicos (EPT). Los vertidos de estos residuos requieren tratamientos especiales para evitar la contaminación de aguas superficiales y subterráneas (patógenos y eutrofización por fósforo y nitrógeno), de la atmósfera por fermentación anaeróbica (NH_3 , SH_2 , CH_4) y del suelo por acumulación excesiva de elementos potencialmente tóxicos (Orozco Barrenetxea *et al.*, 2003).

Diversos factores como la capacidad de amortiguación, carga crítica, movilidad, biodisponibilidad y persistencia regulan el destino de los contaminantes (Pierzynski *et al.*, 2005). La capacidad de amortiguación representa el conjunto de propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo que le permiten cumplir con sus funciones de filtrado, descomposición, neutralización, inactivación y almacenamiento. La carga crítica es la cantidad máxima del contaminante que puede ser incorporado al suelo sin que se produzcan efectos nocivos sobre para él o para la vida que soporta. La movilidad regula la distribución del contaminante y su posible transporte a otros sistemas. La biodisponibilidad es la condición del agente contaminante para ser absorbido por los seres vivos. La persistencia determina el período de actividad del contaminante y es una medida de su peligrosidad. Finalmente, todas estas características se pueden resumir en el concepto de función depuradora del sistema suelo, que será diferente en cada situación y para cada suelo. Cuando se excede el límite de autodepuración, el suelo deja de ser eficaz e incluso puede funcionar como fuente de sustancias peligrosas para los organismos que viven en él o de otros medios relacionados. Los mecanismos que permiten la autodepuración son: filtrado, degradación, detoxificación e inmovilización (Doran y Parkin, 1996).

En este capítulo se considerará el rol del suelo como depurador (filtro) para que elimine o inactive la contaminación producida por las actividades antrópicas. Es por ello que cobran importancia los

flujos y las formas en las cuales se encuentran los posibles elementos contaminantes (forma química) y las características del suelo, que en relación con los contaminantes determinarán la dinámica. A su vez, se discutirá el efecto de los EPT y la dinámica de los plaguicidas en el suelo con ejemplos de los herbicidas de mayor uso en el país.

2. Función depuradora del suelo

Los contaminantes orgánicos e inorgánicos que se incorporan al suelo se clasifican así dependiendo de su naturaleza química, de la concentración y el grado de exposición a los organismos sensibles. Estas tres características se resumen en el concepto de biodisponibilidad que es la fracción del total del agente contaminante que puede causar un efecto nocivo sobre un organismo vivo expuesto (Pierzynski *et al.*, 2005).

Cuando un contaminante llega al suelo puede estar sujeto a dos acciones: (i) ser degradado, desactivado o detoxificado, es decir, pasar a un estado no biodisponible, o (ii) ser retenido en el suelo evitando que migre a otro compartimento del ecosistema independiente de su estado de biodisponibilidad. El tiempo en que un agente contaminante no es degradado, desactivado o detoxificado y, por lo tanto, permanece biodisponible en el suelo se denomina persistencia. Por otro lado, el tiempo en que un agente contaminante permanece activo, pero sin migrar a otro compartimento del ecosistema se denomina residencia.

Cuando una sustancia agente contaminante ingresa al suelo, queda sujeta a procesos físicos, físico-químicos, químicos y biológicos. Los procesos que reducen la persistencia y, por tanto, inactivan al agente, son de dos tipos: (i) los que modifican la naturaleza química, por ruptura de los enlaces atómicos (hidrólisis, fotólisis) o, por cambios del estado de óxido-reducción y (ii) los que no modifican la naturaleza química del agente, pero disminuyen su biodisponibilidad (*e.g.* sorción, precipitación, polimerización, etc.). Los procesos que inciden sobre la residencia de un contaminante son aquellos que definen su movilidad en el suelo: solubilidad, volatilidad y procesos que regulan los flujos del agua (infiltración, ascenso y/o descenso capilar y escurrimiento superficial) y de gases (flujo masal y difusión).

Sobre esta base conceptual, se propone como definición de la función depuradora de un suelo a la capacidad que este tiene para reducir la persistencia y/o incrementar la residencia de agentes contaminantes. En consecuencia, cuando se evalúa la capacidad depuradora de un suelo como receptor final de residuos, será el de mayor aptitud para este servicio aquel suelo que tenga una alta capacidad de desactivar sustancias contaminantes o baja persistencia y una elevada capacidad de retención de sustancias contaminantes o alta residencia.

3. Vías de transporte, transferencia y transformación de contaminantes en los agroecosistemas

Una sustancia contaminante que entra a un agroecosistema puede tener como destino la fase sólida, líquida y/o gaseosa y, puede experimentar transformaciones físicas, físico-químicas y biológicas. Los mecanismos que rigen el destino de los contaminantes en el suelo son diversos (*Figura 18.2*). De-

pendiendo de la naturaleza del contaminante y de las características del órgano receptor (suelo) serán las vías a las que estén sometidos.

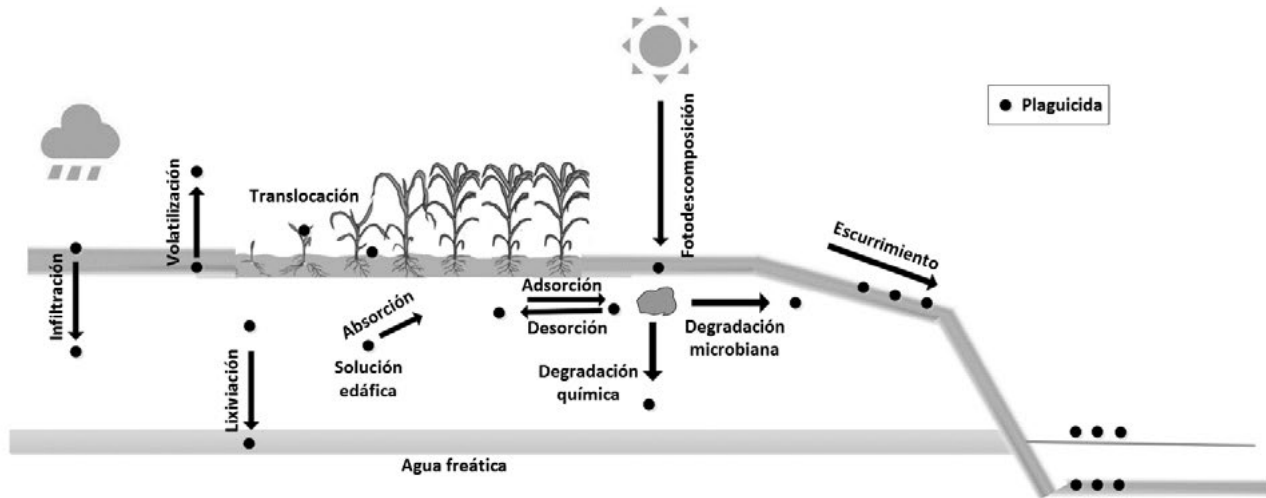


Figura 18.2. Procesos de transporte, distribución y transformación de plaguicidas. Adaptado de García Torres y Fernández Quintanilla (1989) y Radosevich et al. (2007)

Los procesos de transporte incluyen el desplazamiento desde el lugar donde ingresa a otros sitios debido a fuertes vientos o lluvias (e.g. procesos de lixiviación). Los procesos de transferencia implican el movimiento del plaguicida de un compartimento ambiental a otro, como agua, biota, sedimentos, suelo, atmósfera. La transferencia se refiere, por ejemplo, al desplazamiento del contaminante desde la fase sólida hacia la fase líquida (e.g. suelo a solución del suelo) o desde la fase sólida a la gaseosa (e.g. entre el suelo y la atmósfera edáfica). En los procesos de transporte y transferencia la estructura del plaguicida no sufre alteraciones. En cambio, cuando ocurre la transformación o degradación de plaguicidas por procesos biológicos o químicos se altera su estructura o se degradan por completo (Gravrilesco, 2005).

4. Elementos potencialmente tóxicos (EPT) y micronutrientes en los agroecosistemas

Ortega y Malavolta (2012) clasifican a los elementos como: (i) esenciales (las plantas no pueden vivir sin ellos), (ii) benéficos (las plantas pueden desarrollarse sin ellos, pero aumentan el crecimiento y la producción en situaciones particulares, o la tolerancia a condiciones desfavorables -clima, plagas, sustancias tóxicas que ingresan al suelo, agua o aire-, como es el caso del sodio (Na) y vanadio (V) y (iii) tóxicos (el crecimiento y producción disminuye con ellos y hasta pueden provocar la muerte de la planta). Entre estos últimos se puede mencionar al aluminio (Al), plomo (Pb), cromo (Cr), cadmio (Cd) y el mercurio (Hg).

Los micronutrientes son elementos esenciales que las plantas requieren en bajas cantidades y su concentración en el tejido vegetal o animal es del orden de los mg kg^{-1} (Torri et al., 2005). Pese a que cualquier elemento en altas concentraciones es potencialmente tóxico, algunos metales pesados lo son inclusive a muy bajas concentraciones (Malavolta et al., 1997). Por ejemplo, algunos elementos como

el arsénico (As), Cd, Cr, y Pb en bajas concentraciones pueden causar efectos tóxicos en vegetales y animales, ya que inhiben distintos procesos metabólicos. Los micronutrientes esenciales son considerados como tales cuando cumplen con al menos un criterio de esencialidad que puede ser directa (el elemento participa de algún compuesto vital o alguna reacción crítica de la vida vegetal) o indirecta (la planta no completa su ciclo de vida en ausencia del elemento y en consecuencia aparecen síntomas de deficiencia, causando en situaciones extremas, la muerte de la planta porque no puede sustituirse por otro elemento) (Ortega y Malavolta, 2012). A mediados del siglo pasado se consideraban micronutrientes esenciales al boro (B), cloro (Cl), cobre (Cu), hierro (Fe), manganeso (Mn), molibdeno (Mo) y zinc (Zn). Hacia el final del siglo pasado se incorporaron como esenciales el cobalto (Co), níquel (Ni) y selenio (Se). También hay indicios de incluir como benéfico al silicio (Si) (Ortega y Malavolta, 2012). En la Argentina, las experiencias sobre Co condujeron a incorporar este elemento en los inoculantes por su incidencia en la fijación simbiótica de N de las leguminosas (Ortega y Malavolta, 2012). También existen antecedentes de fertilización con Na en el noreste argentino para cultivos de tomate para mejorar la calidad y rendimiento y además con Si en almácigos de tabaco para el control de enfermedades.

La deficiencia de cualquier micronutriente repercute negativamente en la producción. En los cultivos extensivos la deficiencia afecta el rendimiento, mientras que en los cultivos intensivos también repercute en la calidad de los frutos (firmeza y color del fruto y problemas en el almacenamiento). En la Argentina es poco frecuente la fertilización con micronutrientes de cultivos extensivos, con excepción en algunas zonas de la región pampeana que se comenzaron a fertilizar con B en girasol, Zn en maíz y recientemente algunas experiencias con respuesta en arroz, trigo y alfalfa (Ratto, 2006).

Cuando el suministro de nutrientes a la planta es inadecuado, el crecimiento y rendimiento se reduce con síntomas típicos ante deficiencias severas (**Figura 18.3**). El rango entre los niveles críticos de deficiencia y exceso se denomina consumo de lujo porque no se observan efectos significativos en la producción. La curva representada en la **Figura 18.3** difiere para los distintos nutrientes y el rango entre niveles de deficiencia y exceso es muy amplio para los macronutrientes. Por el contrario, en la mayoría de los micronutrientes (excepto Mo) este rango es muy estrecho. Sin embargo, no es frecuente observar efectos tóxicos de Mo en plantas, aunque los desbalances entre Cu/Mo de pasturas que crecen en suelos inundables pueden generar problemas en animales de pastoreo (Ortega, 2006). Por el contrario, en aplicaciones foliares de girasol con B se han observado efectos fitotóxicos por ligeros incrementos de la dosis (Ratto, 2006). Para los elementos que no son esenciales la curva de la **Figura 18.3** sólo incluye el rango de niveles óptimo y toxicidad (Alloway, 1990).



Figura 18.3. Asociación entre el rendimiento (y/o crecimiento) del cultivo con la concentración de micronutrientes para niveles de deficiencia, óptimo, exceso y crítico (líneas punteadas). Adaptado de Alloway (1990).

Los síntomas de toxicidad asociados a elevadas concentraciones de micronutrientes en planta se evidencian cuando disminuye el crecimiento o producción por exceso del mismo (Ortega, 2006). La mayoría de los efectos de toxicidad detectados en la Argentina, se encontraron en zonas irrigadas con aguas que contienen altas concentraciones de B y Cl. Esto se observó en nogales, vid, forestales y frutales de carozo en Catamarca, La Rioja, Mendoza, Salta, San Juan y Río Negro regados con aguas de río o agua freática con elevados contenidos de B. El riesgo de acumulación de micronutrientes en el suelo aumenta ya sea por el drenaje deficiente, el nivel freático elevado y el manejo inadecuado del riego (Ortega, 2006).

Por último, la biodisponibilidad de un nutriente se define como la fracción del contenido total del mismo en el suelo que puede ser absorbido por los organismos, causando un efecto positivo o negativo sobre el mismo. A igual biodisponibilidad de una sustancia en diferentes suelos su efecto puede variar en el organismo afectado (Pierzynski *et al.*, 2005). En consecuencia, el grado de contaminación de un suelo no puede ser estimado exclusivamente a partir de las concentraciones totales de los contaminantes.

4.1. Ciclado de micronutrientes y factores que regulan la biodisponibilidad

El contenido total de micronutrientes en suelos no contaminados depende de las características del material parental y de los procesos pedogenéticos. Los suelos derivados de rocas básicas presentan mayor concentración de micronutrientes que los de rocas de naturaleza ácida (Torri *et al.*, 2005). En principio, la meteorización de los minerales primarios origina la liberación de estos elementos a la solución del suelo. Asimismo, otros procesos más dinámicos como la desorción, solubilización de precipitados o de complejos orgánicos contribuyen a la solución del suelo (*Figura 18.4*).

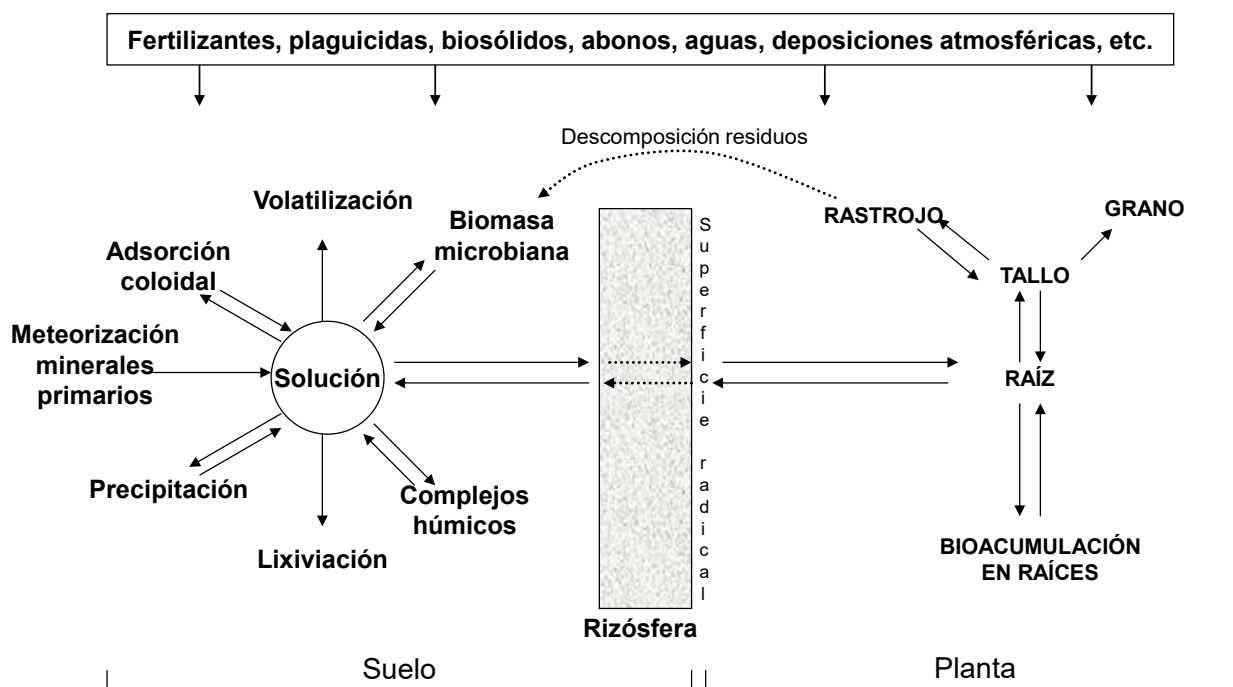


Figura 18.4. Dinámica de micronutrientes en el sistema suelo-planta. Adaptado de Alloway (1990).

El sistema suelo-planta es abierto y está sujeto a entradas y salidas y para estas últimas se menciona la exportación por órganos de cosecha, lixiviación, erosión y volatilización (sólo para As y Se). Diversas vías de ingreso de origen antrópico como fertilizantes, plaguicidas (e.g. Cu, Zn), enmiendas orgánicas como compost de estiércol, aguas residuales, biosólidos, entre otros; aportan determinados niveles de EPT. Los EPT incorporados tienden a acumularse en el horizonte superficial por su interacción con la MO y las arcillas. Como excepción a este comportamiento se considera que el B puede lixiviar en suelos con bajos contenidos de MO y textura arenosa (Torri *et al.*, 2011).

La rizósfera comprende una zona de 1-2 mm entre la raíz y el suelo (*Figura 18.4*). Esta zona contiene compuestos orgánicos de raíces, exudados, mucílagos y otras formas orgánicas lábiles. La intensa actividad de los microorganismos, junto con los procesos bioquímicos producidos en la rizósfera, contribuye a liberar micronutrientes que están adsorbidos a coloides y son regulados por procesos de acidificación, óxido-reducción y formación de complejos orgánicos. Entre los factores que afectan la biodisponibilidad de los micronutrientes se consideran relevantes el pH del suelo, el contenido de MO, los procesos de óxido-reducción y de intercambio catiónico y la actividad radical.

El pH del suelo: es uno de los factores importantes que incide en el crecimiento de los cultivos y en el comportamiento de los contaminantes. Ante incrementos del pH del suelo se reduce la biodisponibilidad del Zn, Cu, Fe, Mn y Co (*Figura 18.5*). Por lo tanto, en suelos ácidos, el encalado es una manera de reducir la biodisponibilidad de estos nutrientes. En el caso del Mo y Cl ocurre lo contrario y en general se acepta que el comportamiento del B es independiente del pH (Alloway, 1990) (*Figura 18.5*).

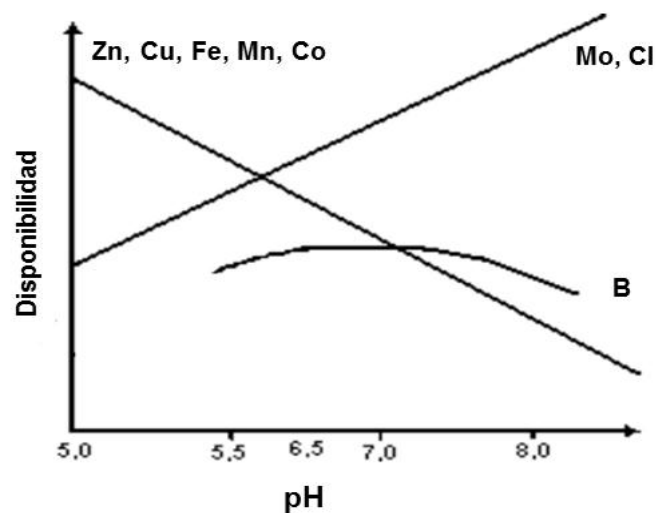


Figura 18.5. Efecto del pH del suelo sobre la biodisponibilidad de micronutrientes. Adaptado de Malavolta *et al.* (1997).

Procesos de óxido-reducción: las condiciones redox reflejan el suministro de oxígeno (O_2) para las raíces y microorganismos del suelo. La respiración radical, y la biota del suelo consumen relativamente altas concentraciones de O_2 . En condiciones de encharcamiento y compactación del suelo predominan microorganismos anaerobios alterando la descomposición de la MO (e.g. ácidos grasos volátiles, etileno) y en especial de Fe y Mn (son menos afectados: As, Cr, Cu, Pb). En condiciones aeróbicas el Fe(III) se encuentra precipitado como óxidos y en condiciones reductoras el Fe(II) es

soluble y se incrementa su disponibilidad. En el caso del Mn la solubilidad se incrementa al reducirse como Mn(II). Esta alteración también puede ocurrir por aporte de grandes volúmenes de residuos orgánicos que al descomponerse consumen mucho O_2 , incrementándose el CO_2 en la atmósfera edáfica (Alloway, 1990).

Complejos orgánicos: la MO es una fuente importante de micronutrientes (e.g. Cu, Fe). Las formas lábiles de MO disueltas forman complejos quelatados (del griego *chele*: garra o pinza) con los micronutrientes catiónicos y de este modo se incrementa su disponibilidad. Las formas de mayor estabilidad de la MO que forman complejos con minerales primarios y secundarios contribuyen a la retención, y muchas veces a la inmovilización de micronutrientes a través de mecanismos de adsorción específica y no específica (Torri *et al.*, 2005). En orden decreciente de la afinidad para la formación de complejos estables es $Pb > Cu > Fe > Mn = Co > Zn$. Los residuos orgánicos (e.g. lodos) que se aplican como abonos y contienen EPT adsorbidos pueden ser arrastrados por procesos de erosión, resultando en fuente y sumidero de contaminantes. Estos procesos también se observan con los EPT de plaguicidas, y se asocia la concentración de residuos de los mismos con el contenido de MO (Alloway, 1990).

Procesos de intercambio catiónico: las cargas negativas de los coloides del suelo son responsables de la adsorción de los cationes. Los suelos arenosos y con bajos contenidos de MO y arcillas tienen baja capacidad de adsorción y alto riesgo de contaminación del agua freática porque los contaminantes son poco retenidos. Los hidróxidos de Fe y Al con carga positiva son los sitios principales de intercambio aniónico en los suelos (Alloway, 1990). El intercambio catiónico sobre coloides inorgánicos influye en menor proporción en la disponibilidad de micronutrientes, ya que compiten con Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Al^{3+} y NH_4^+ con concentraciones mucho mayores. El Zn y el Cu, en menor proporción, son retenidos por las arcillas silicatadas en sitios de adsorción específicos (Torri *et al.*, 2005).

Actividad radical: modifica la dinámica de los micronutrientes al producir cambios químicos y microbianos en la rizósfera modificando la disponibilidad de los mismos ya que el pH de la rizósfera puede diferir en 2-3 unidades del suelo no rizosférico (Torri *et al.*, 2005). Además, los agentes quelatantes provenientes de la descomposición de residuos vegetales facilitan la absorción radical de estos nutrientes. A su vez, los fertilizantes con micronutrientes también contienen formas quelatadas. De tal modo, cuando estos se aplican en el suelo, se evita que los micronutrientes precipiten o queden fuertemente adsorbidos reduciendo su disponibilidad para los cultivos. Además, no es casual que los métodos de extracción para determinar las formas disponibles de la mayoría de micronutrientes utilicen soluciones con quelatos (e.g. EDTA, DTPA).

4.2. Deficiencias de micronutrientes

Para diagnosticar la disponibilidad de micronutrientes en suelos se utilizan numerosos métodos de extracción. No es casual, como se señaló anteriormente, que se usen soluciones con quelatos en los métodos de extracción para determinar las formas disponibles de la mayoría de micronutrientes. Las evaluaciones realizadas en diversos suelos de la región pampeana determinaron, en la mayoría de los casos, que el B, Zn, Cu y Mn están por encima de los rangos críticos de deficiencia citados por la bibliografía internacional (Ratto de Miguez y Fatta, 1990; González y Buschiazzi, 1996; Ron *et al.*, 1999; Urricariet 2000; Lavado y Porcelli, 2000; Eyherabide *et al.*, 2012 a, b; Miretti *et al.*, 2012; Sainz Rozas *et al.*, 2012).

Sin embargo, la intensificación de la agricultura en la región pampeana causó una generalizada disminución de la disponibilidad de nutrientes. En estimaciones de las formas disponibles de micronutrientes se observaron reducciones del 65% del Zn, 55% del B y 19% del Cu relativas a suelos prístinos de la pampa ondulada (Urricariet y Lavado, 1999). En un relevamiento posterior en el centro de Santa Fe se encontró la misma tendencia (Miretti *et al.*, 2012). En otro estudio, las formas disponibles de Zn en suelos agrícolas disminuyeron sensiblemente con respecto de los suelos prístinos del sur de Santa Fe, noreste de La Pampa y norte, sur y oeste de Buenos Aires y con valores cercanos a los niveles de deficiencia para los cultivos (Eyherabide *et al.*, 2012a). Estos resultados son coincidentes con la ocurrencia de deficiencias nutricionales y respuestas a fertilizaciones con micronutrientes, siendo el maíz el cultivo con mayor respuesta a fertilizaciones con Zn (Ratto, 2006; Michiels y Ruffo, 2012). Por otra parte, los sistemas de labranza también afectan la distribución y disponibilidad de algunos micronutrientes. Con siembra directa se observó estratificación de Cu y Zn asociado a cambios en el pH y estratificación de la MO (Lavado y Porcelli, 1999). En este sistema de labranza también se encontró la mayor disponibilidad en superficie de Zn (Lavado *et al.*, 2001).

La deficiencia de micronutrientes de algunos suelos estaría asociada a procesos de erosión, mayores rendimientos de los cultivos y uso de fertilizantes de mayor grado de pureza. A nivel mundial, el incremento en los rendimientos también se asocia a menores concentraciones de micronutrientes en grano (Torri *et al.*, 2011). Además, teniendo en cuenta la cadena trófica, en los animales se consideran como elementos esenciales al Co (rumiantes), Mn, Cu, Zn, Fe y Se (Alloway, 1990). Por lo tanto, es necesario diagnosticar efectos sinérgicos y antagónicos entre nutrientes del suelo que pueden originar deficiencias en la dieta. La deficiencia de micronutrientes en los seres humanos es motivo de preocupación creciente en muchos países (Prasad, 2008) y en los últimos años se comenzaron a enriquecer los alimentos con micronutrientes. En tal sentido, recientemente, la Organización Mundial de la Salud (OMS) informó que más de la mitad de la población mundial tendría deficiencias de Fe y Zn que se originarían en los alimentos consumidos.

4.3. Origen de los elementos potencialmente tóxicos en los agroecosistemas

El riesgo potencial de contaminación antropogénica en los suelos estaría ligado a la utilización continua de fertilizantes inorgánicos, abonos orgánicos, plaguicidas, vertidos agroindustriales y contaminación atmosférica por tránsito vehicular. La Ley 24.051 de residuos peligrosos establece los niveles guía de calidad de suelos en función del uso correspondiente al contenido de EPT (**Cuadro 18.1**).

Cuadro 18.1. Límites máximos de contenidos totales de elementos potencialmente tóxicos (EPT) en suelos para la legislación argentina acorde al uso de los suelos (Ley 24.051).

EPT	Agrícola	Residencial	Industrial
	----- $\mu\text{g g}^{-1}$ -----		
As	20	30	50
Cd	3	5	20
Cr	750	250	800
Cu	150	100	500
Hg	0,8	2	20
Pb	375	500	1000
Zn	600	500	1500

4.3.1. Fertilizantes inorgánicos

Los diversos fertilizantes utilizados en la Argentina contienen concentraciones variables de EPT (**Cuadro 18.2**). García *et al.* (2012) consideran que los contenidos de Cd, Cu, Zn y Pb de los fertilizantes de uso actual se encuentran dentro del límite inferior informado en un trabajo previo de Giuffré *et al.* (2007). Los fertilizantes fosforados tienen mayores concentraciones de EPT que los nitrogenados y los contenidos son intermedios para el cloruro de potasio y sulfato de calcio. El origen de estos elementos en los fertilizantes fosforados se debe a impurezas de la roca fosforada. De la bibliografía internacional surge que los contenidos de EPT de las rocas fosforadas son muy variables en función del origen en los diversos yacimientos del mundo (**Cuadro 18.2**). En el tratamiento de la roca fosforada para obtener los fertilizantes sintéticos persisten estas impurezas. Por lo tanto, existe interés en evaluar la acumulación de estos elementos en los suelos.

Cuadro 18.2. Concentración de elementos potencialmente tóxicos (EPT) en fertilizantes utilizados en la Argentina (García *et al.*, 2012) y rango de fertilizantes fosforados usados en el mundo (entre paréntesis). Adaptado de Bolan *et al.* (2005).

Fertilizante	As	Cd	Pb	Cu	Mo	Mn	Zn
	----- $\mu\text{g g}^{-1}$ -----				----- mg g^{-1} -----		
Urea	0,03	0,001	0,03	1	0,06	0,001	0,001
Fosfato diamónico	0,9	0,037	2,3	17	0,5	0,038	0,01
Fosfato monoamónico	0,5	8,7(10)	0,8	20(7,2)	11	0,29(0,3)	0,14(0,11)
Roca fosfórica	2,4(2-23)	2,6(2-100)	0,8(1-51)	20(4-15)	18	0,13(2.10 ⁻³ -0,2)	0,03(0,06-1)
Cloruro de potasio	0,06	0,11	1,5	2	0,12	0,02	0,003
Sulfato de calcio	0,5	0,1	0,03	20	9,3	0,02	0,01

El uso de fertilizantes fosforados en la Argentina es relativamente reciente y esto se refleja en los escasos resultados obtenidos hasta el presente que por el momento no muestran acumulación de EPT en los suelos (Lavado *et al.*, 1998; Zubillaga y Lavado, 2002; García *et al.*, 2012). Por ejemplo, en un suelo de Salto (Buenos Aires) se fertilizaron cultivos de maíz por 20 años sucesivos con 35 kg P ha⁻¹ (fosfato diamónico) (Zubillaga y Lavado, 2002). Estos niveles de fertilización no afectaron los contenidos totales de nueve EPT y sólo ocasionaron ligeros incrementos de las formas disponibles de Mn, Cu y Zn asociados probablemente a reducciones del pH del suelo. En otro trabajo, realizado en las parcelas permanentes del INTA de Pergamino, se fertilizaron cultivos de maíz, trigo y soja por 25 años con dosis de 90-100 kg N ha⁻¹ y 12 kg P ha⁻¹ (García *et al.*, 2012). Las concentraciones de los EPT medidos en los primeros 0-20 cm de suelo fueron mucho menores a los límites establecidos por la Ley 24.051 de residuos peligrosos (**Cuadro 18.2**). Podría inferirse que, en la región pampeana, la acumulación de EPT aportados por los fertilizantes en cultivos extensivos no es por el momento significativamente importante. En la bibliografía internacional tampoco se observan resultados alarmantes en suelos con larga historia de fertilización y dosis muy superiores a las usadas en nuestro país. Las estimaciones del número de años requeridos de aporte de Cd para alcanzar los niveles de toxicidad en los suelos fueron muy variables en función del origen de la roca fosforada (270-1460 años) y mayores a 2200 años para el fosfato diamónico (Bolan *et al.*, 2005).

Los suelos de la región pampeana no muestran en su gran mayoría signos de contaminación con EPT. En un relevamiento de suelos agrícolas (Argiudoles típicos, vérticos y ácuicos, Hapludoles Típicos y Énticos), y en sistemas de producción ganadera en pastizales naturales (Natracuoles y Natracualfes) de la región pampeana se determinaron los contenidos totales de 13 nutrientes (Lavado *et al.*, 2004). En todos los casos, las concentraciones de EPT fueron menores al rango (inferior) admisible de la UE y al límite de concentración permisible de la norma USEPA 501.

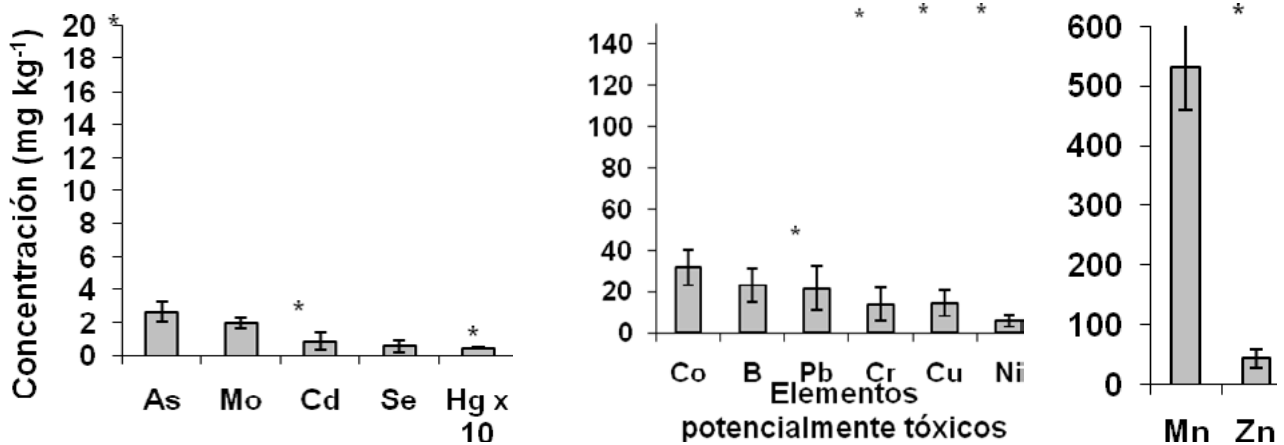


Figura 18.6. Concentración total promedio (mg kg^{-1}) para elementos potencialmente tóxicos (EPT) en suelos de la región pampeana ($n=88$) y las barras verticales indican desvío estándar. Los asteriscos muestran la concentración permisible según normas de la UE y USEPA 501. Fuente: Lavado *et al.* (2004).

Otra de las evidencias que muestran ausencia de contaminación antrópica en la región pampeana (Argiudol típico, Argiudol vértico y Hapludol típico) es el incremento de la concentración de EPT (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn) en el horizonte B o capas más profundas con material loésico. Lavado *et al.* (2004) concluyen que los patrones de distribución de estos EPT dependen de cada elemento y se asocian al material parental y procesos pedogenéticos, descartando efectos de contaminación en los sistemas de producción extensivos. Además, los EPT se encuentran principalmente asociados a las fracciones de menor biodisponibilidad, razón por la cual no se consideran contaminados los suelos de zonas agrícolas alejadas de las poblaciones (Lavado y Porcelli, 2000). Por último, en cultivos como trigo, maíz, girasol, soja no se encontró acumulación de EPT en hojas, tallos y raíces (Lavado *et al.*, 2001).

Contrariamente, en el horizonte superficial de suelos pertenecientes a la zona hortícola de Bahía Blanca (Buenos Aires), se encontraron altas concentraciones de las formas disponibles y totales de Zn y Cu asociadas al tiempo de aplicación de plaguicidas, fertilizantes y abonos orgánicos (Reyzábal *et al.*, 2000). Aunque estos autores no distinguen los aportes de distintas fuentes en 30-60 años de uso hortícola, resulta alarmante que el límite inferior de toxicidad de Zn se haya superado en todas las huertas y en algunos casos el Cu superara el límite superior de toxicidad donde según la bibliografía aparecería sintomatología en cultivos.

4.3.2. Abonos orgánicos

El compostaje es una de las formas de manejo de residuos más recomendado a nivel mundial como alternativa para aprovechar barros, lodos y residuos de distinto origen y calidad, que se pretende

aplicar al suelo como abonos orgánicos. Este proceso logra aumentar la estabilidad de las sustancias orgánicas, eliminando olores y semillas de malezas, generando un producto con valor agregado. Además, el proceso en algunos casos puede reducir en forma variable algunos contaminantes orgánicos y algunas formas disponibles de EPT. La transformación de materiales orgánicos crudos a un producto con valor agrícola se logra en diferentes etapas (Zubillaga y Branzini, 2012). En la etapa activa (mesófila + termófila), se logra la reducción de patógenos y semillas de malezas; y en la etapa de estabilización (mesófila) o de maduración donde se terminan de degradar las sustancias fitotóxicas. Las normas internacionales definen la calidad del compost en base a valores límites de EPT, patógenos, semillas viables de malezas, ausencia de sustancias fitotóxicas y estabilidad de la MO (Mazzarino *et al.*, 2012). Un ejemplo de ello se observa en el **Cuadro 18.3**, que muestra las concentraciones máximas o carga anual máxima ($\text{kg ha}^{-1} \text{año}^{-1}$) que puede aplicarse a los suelos y que son específicas para los lodos cloacales, también denominados biosólidos que han sufrido algún tratamiento que permita su utilización. Las normas europeas son más estrictas que las americanas ya que establecen diferentes límites en base al pH del suelo. Algunos países europeos regulan la clase de compost según la concentración de EPT con estrictos valores para uso hortícola (Mazzarino *et al.*, 2012), determinando restricciones en el uso de compost de biosólidos (ver ejemplo del **Cuadro 18.3**).

El contenido de EPT en cada compost en particular es función del origen y la calidad de la materia prima utilizada para el compostaje. En una experiencia de compostaje de efluentes cloacales de la ciudad de Mar del Plata sobre piletas de hormigón se evaluaron los lixiviados y calidad del producto obtenido (Peralta *et al.*, 2012). Estos lixiviados son de alto riesgo ambiental por su acidez o alcalinidad, altos contenidos de EPT, MO y nitrógeno. En esta experiencia se utilizaron residuos de poda que incidieron en el proceso de compostaje en función de la época en que se realiza el proceso. En el compost obtenido y en los lixiviados se encontraron bajos contenidos de EPT siendo aptos para su uso como enmienda orgánica con contenidos menores a los requeridos por la normativa vigente (Peralta *et al.*, 2012).

Cuadro 18.3. Contenido de elementos potencialmente tóxicos (EPT) de biosólidos sin compostar, compost de biosólido con 90 días de compostaje y carga anual límite de biosólidos según regulación de la USEPA (1993). Extraído de Zubillaga *et al.* (2008).

EPT	Biosólido sin compostar	Compost de biosólido	Carga anual límite (USEPA)
	----- mg kg ⁻¹ de materia seca -----		----- kg ha ⁻¹ año ⁻¹ -----
Cd	3,6	< 4	1,9
Cu	550	727	75
Zn	1324	1183	140
Ni	136	109	21
Pb	293	383	15

Diversas formas químicas de EPT pueden transformarse con la mineralización de la MO durante el proceso de compostaje. En consecuencia, la MO de los biosólidos puede funcionar como fuente o destino de EPT. Las propiedades físico-químicas de los suelos determinan la dinámica de los EPT, precipitando o aumentando su biodisponibilidad, siendo el pH un factor importante de regulación. En una experiencia en condiciones controladas, la aplicación de biosólidos (planta depuradora de Buenos Aires) en una amplia gama de suelos de la región pampeana, los EPT resultaron inmovilizados por

mecanismos relacionados con el pH (Cu y Zn) y el Cu pasó a formas complejas con la MO (Torri y Lavado, 2002; Branzini y Zubillaga, 2012b). En general, se conoce que los biosólidos que se incorporan al suelo sin ser compostados o digeridos previamente tienen altos contenidos de EPT biodisponibles y, en consecuencia, es mayor la absorción vegetal (Alloway, 1990).

Sin embargo, en el mismo experimento con biosólidos sin compostar y estiércol de caballo se observó un retraso en la germinación de semillas de ryegrass en extractos acuosos, lo cual estaría más asociado a la salinidad e incremento de pH de estos abonos (**Cuadro 18.4**) que a efectos fitotóxicos de los EPT (Zubillaga *et al.*, 2008).

Cuadro 18.4. Características de los extractos acuosos de semillas de ryegrass en germinación con biosólido sin compostar, estiércol bovino, estiércol equino y CBI: biosólido al inicio, CBII: finalización de la etapa termófila y CBIII: 90 días de iniciado el compostaje del biosólido. Letras distintas indican diferencias significativas ($p < 0,05$). Extraído de Zubillaga *et al.* (2008).

Abono orgánico	pH	Conductividad eléctrica (dS m ⁻¹)
Estiércol bovino	8,1 a	2,62 c
Estiércol equino	7,6 b	3,65 b
Biosólido sin compostar	7,8 b	4,39 a
CBI	7,5 b	2,10 d
CBII	7,6 b	2,08 d
CBIII	7,6 b	2,62 c
Agua destilada	6,0 c	0,02 e

En otras experiencias en condiciones controladas se enriqueció un Hapludol Típico con Cu, Zn y Cr superando los niveles máximos de EPT totales para uso agrícola establecido por la legislación nacional argentina (Branzini y Zubillaga, 2012a). Al suelo contaminado se incorporó el equivalente a 100 Mg ha⁻¹ de compost de biosólido y 100 kg ha⁻¹ de superfosfato triple con el objeto de inmovilizar los EPT y evitar la lixiviación. El aporte en forma conjunta del compost y fertilizante redujo la solubilidad y movilidad de Cu y Cr y con el compost (con y sin fertilizante) se logró estabilizar el Zn demostrando que es factible la inmovilización de los EPT con enmiendas orgánicas. En otros experimentos en condiciones similares, los mismos autores confirmaron un incremento de la actividad total de los microorganismos del suelo con la aplicación de las enmiendas orgánicas, aumentando la actividad biológica global en estos suelos contaminados (Branzini y Zubillaga, 2012a).

El estiércol de bovinos es un importante abono orgánico por el aporte de MO, nitrógeno, fósforo y otros nutrientes. Sin embargo, los altos contenidos de EPT pueden limitar su utilización. En los sistemas de ganadería intensiva como los “feedlots” los animales se suplementan con núcleos vitamínicos y suplementos dietarios que tienen altos contenidos de EPT. El aprovechamiento de estos nutrientes por el animal es bajo y, en consecuencia, los principales EPT que pueden ingresar al suelo con las deyecciones son As, Cu, Co, Mn, Se y Zn (Herrero y Gil, 2008). En un “feedlot” de Santa Fe se observó un incremento de Cu y Zn en los suelos de los corrales de engorde y en sitios de tránsito continuo de animales, pero con una década de uso bajo este sistema, las concentraciones fueron inferiores a los niveles considerados como contaminados según la bibliografía (Andriulo *et al.*, 2003). En otro trabajo, se encontró acumulación de Zn y Cu con altos contenidos en los suelos de los corrales de engorde (Moscuza *et al.*, 2005).

4.3.3. Ingreso de EPT desde la atmósfera y en suelos periurbanos

Los suelos aledaños a grandes poblaciones (periurbanos), a diferencia de los suelos agrícolas o de pastoreo, se caracterizan por presencia de capas de distinto origen, son suelos poco estructurados y pueden presentar enriquecimiento de EPT debido a emisiones desde el tráfico vehicular, las industrias, y otras fuentes de contaminación. En un relevamiento de Zn, Pb, Cu y Cd en suelos aledaños a rutas en un radio menor a los 50 km de la ciudad de Buenos Aires presentaron concentraciones superiores a los umbrales de la UE (Lavado *et al.*, 1998) (*Figura 18.7*). Además, en pasturas cercanas a rutas se observaron algunos casos de acumulación de EPT atribuibles a deposición atmosférica por tránsito vehicular. En el cinturón hortícola de La Plata, los suelos contiguos a rutas y autopistas registran enriquecimiento en Pb y Zn respecto a suelos alejados de las vías de comunicación (Camilión *et al.*, 1996).

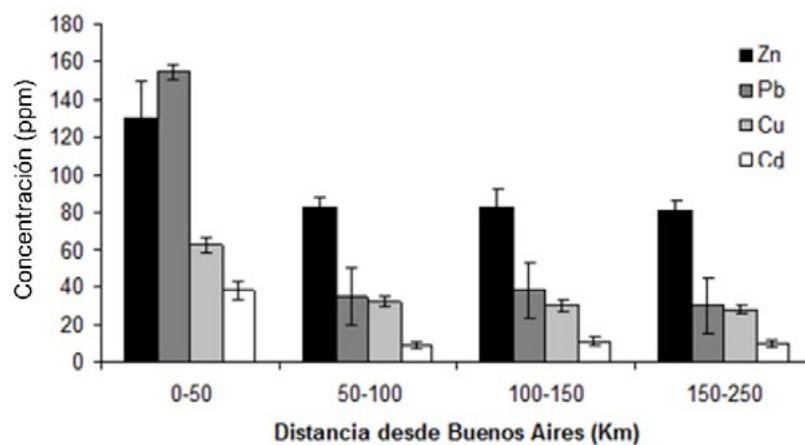


Figura 18.7. Concentración total (ppm) de Zn, Pb, Cu y Cd en suelos urbanos y periurbanos de Buenos Aires. Las barras verticales indican el error estándar. Adaptado de Lavado *et al.* (1998).

Los sistemas de producción hortícola urbana y periurbana implican riesgos para la salud de la población que incluyen enfermedades asociadas a la reutilización de desechos urbanos o aguas residuales, agroquímicos y EPT en suelos y aguas (Giuffré *et al.*, 2005). En un relevamiento en el conurbano bonaerense se tomaron muestras de suelo en pequeñas huertas en escuelas, hospitales, villas de emergencia y zonas aledañas a basurales a cielo abierto (Giuffré *et al.*, 2005). Los contenidos totales de EPT de mayor riesgo fueron Cd, Pb y Cu con valores superiores a los estándares de calidad internacionales. Los autores concluyen que el Cu y Pb tienen baja movilidad en el suelo reduciendo el riesgo de transferencia. Por el contrario, el Cd presenta una alta movilidad en el suelo. El origen de estos EPT se atribuyó al tránsito vehicular y al uso de residuos sólidos urbanos (Giuffré *et al.*, 2005). En un trabajo posterior, se observó alta variabilidad en EPT, siendo riesgosos los contenidos de Cd, Pb, Zn y Cu en huertas del conurbano bonaerense. En cambio, en las huertas orgánicas de la zona peri-urbana de La Plata, los contenidos del EPT fueron bajos (Giuffré *et al.*, 2012). Entre los EPT con mayor riesgo de biotransferencia se mencionan al Cd y Zn y es muy importante considerar que los cultivos hortícolas (*e.g.* lechuga, espinaca) tienden a acumular Cd en las hojas (Alloway, 1995). Por eso, en estos cultivos, es necesario conocer el factor de transferencia, es decir, la relación entre la concentración del EPT en el tejido vegetal y la concentración en el suelo. En consecuencia, en la producción de alimentos en zonas periurbanas el riesgo para la salud humana podría incrementarse por lo que se requieren estudios previos de impacto ambiental.

4.3.4. Ingreso de EPT desde los plaguicidas.

Los primeros plaguicidas usados por la humanidad contenían EPT y se caracterizaban por ser inespecíficos o no selectivos, como lo fueron primeros herbicidas (Cremllyn, 1986). Los insecticidas sobre la base de cianuros o arseniato de plomo son altamente tóxicos para insectos y mamíferos. Otro tanto ocurrió con los fungicidas derivados de azufre con acción sobre un amplio espectro de hongos. Con el tiempo, los plaguicidas orgánicos fueron evolucionando a menor toxicidad y mayor selectividad. Entre los EPT aportados por los herbicidas se considera al B y As, mientras los fungicidas aportan principalmente Cu, Zn y Hg (Alloway, 1990). En suelos hortícolas aledaños a la ciudad de Bahía Blanca se encontraron altos contenidos de Cu y Zn en los primeros 0-30 cm del perfil de suelo, asociado al uso frecuente de plaguicidas en estos sistemas productivos (Andrade *et al.*, 2005).

5. Plaguicidas en los agroecosistemas

5.1. Plaguicidas en el ambiente: estado de situación con énfasis en herbicidas

En primer lugar, se debe mencionar la diferencia en el volumen de utilización de herbicidas e insecticidas en el sistema agropecuario argentino. Algunos autores sostienen que el uso de herbicidas triplica al de los insecticidas (CASAFE, 2013). Esto no significa que algunos insecticidas no tengan una alta persistencia y toxicidad en el ambiente, solamente que el efecto agregado de los herbicidas en cuando a dosis en el tiempo, hacen que este tipo de plaguicidas sea de especial interés para su análisis.

Según datos de la FAO (2015), respecto al uso de herbicidas por superficie arable por país, la Argentina está en el segundo lugar de mayor utilización de herbicidas por hectárea en sus sistemas productivos con valores cercanos a los 6 kg ha⁻¹ sembrada (*Figura 18.8*). Sin embargo, este uso intensivo de herbicidas no se ve reflejado en un mayor rendimiento por hectárea comparado con otros países como EE.UU., Alemania, Francia y Dinamarca (Banco Mundial, 2015) donde hay una mayor eficiencia en la producción de granos por cantidad de herbicida empleada (INTA, 2015). Por otro lado, la mayoría de los herbicidas se aplican en barbecho donde el cultivo no está presente, aumentando el riesgo de erosión hídrica, eólica y degradación física.

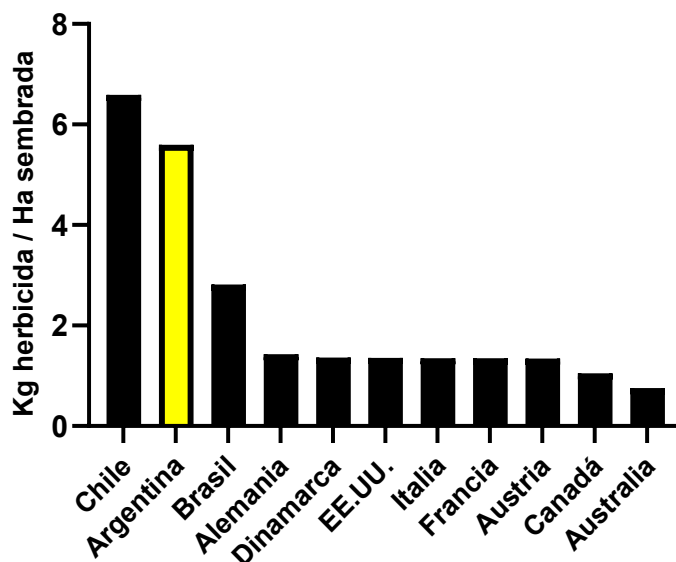


Figura 18.8. Cantidad de herbicida aplicado por hectárea sembrada (kg ha⁻¹) para distintos países. Extraído de Aparicio *et al.* (2015), según datos de FAO (2015).

Para el período enero-diciembre de 2013, del total de herbicidas utilizados, el 41% se aplicó durante el barbecho. El glifosato representa el 65% (182,5 millones de litros) del total de plaguicidas aplicados (281,7 millones de litros), y recientemente ha aumentado el uso de otros herbicidas debido a la aparición de malezas resistentes. En un ranking de los 15 productos más usados durante el 2013, aparecen: Glifosato, 2,4-D, Atrazina, Diclosulán, Cletodin, Azoxystrobina+Cyproconazol, Rynaxypyr, Haloxifop, Clorpirifos, Flubendiamide, Trifloxystrobin+Cyproconazol, Pyraclostrobin+Epoxiconazol, S-metolaclor, Dicamba y Tiametoxam+Lambdacialotrina (INTA, 2015).

5.2. Transporte, distribución y transformación de plaguicidas en agroecosistemas

Los procesos de transporte incluyen el desplazamiento desde el lugar donde ingresa a otros sitios debido a fuertes vientos o lluvias (*e.g.* procesos de lixiviación y/o escurrimiento). El clima, el relieve, los suelos, el uso de la tierra y el nivel de degradación alcanzado controlan la partición del agua de lluvia dentro de los agroecosistemas, afectando a su vez el grado de conectividad presente en el paisaje respecto al cuerpo de agua, que a veces es el destino final del herbicida. Por ello, considerar la partición entre suelo y agua en el agroecosistema resulta necesario para una comprensión integral de la dinámica de contaminación por plaguicidas en el suelo y en el ambiente.

Si bien cada plaguicida tiene su propia afinidad hacia el suelo, en especial hacia la MO, el tipo de transporte, lixiviación o escurrimiento, estará dado por múltiples factores que se detallarán más adelante. Dentro de estos factores, la textura del suelo juega un papel importante. De la misma forma, el acople de lluvias de alta intensidad en las cercanías al momento de aplicación de los plaguicidas tiene efectos elevados sobre su movimiento. Así, en suelos con alto contenido de arena y luego de lluvias intensas, Soracco *et al.* (2020) reportó una alta lixiviación de glifosato hacia estratos inferiores, destacando también la sinergia entre las lluvias intensas, la conductividad hidráulica y la porosidad en la promoción de este tipo de movimiento. En sintonía, Sasal *et al.* (2010) al cuantificar las pérdidas de herbicidas por drenaje, encontraron que la presencia de macroporos (mayor en suelos bien estructurados) constituía una vía de flujo preferencial que favorecía la lixiviación de glifosato. En este estudio, se detectó glifosato en el agua de drenaje en tres fechas de muestreo con concentraciones medias que variaron entre $8,8 \mu\text{g l}^{-1}$ y $12,8 \mu\text{g l}^{-1}$. Si bien el glifosato posee una alta afinidad a ser retenido por las partículas del suelo, existen numerosos antecedentes, como los previamente mencionadas, que muestran pérdidas por lixiviación a través de vías de flujo preferencial cuando las precipitaciones ocurren inmediatamente después de la pulverización particularmente sobre suelos húmedos. Tanto es así, que la lixiviación es uno de los principales procesos que explican la contaminación subterránea por el empleo de plaguicidas en áreas bajo producción agrícola (Dalpiaz y Andriulo, 2017).

Por otro lado, diversos autores también mencionan una alta concentración de agroquímicos en el escurrimiento y en cuerpos de agua, relacionados a lluvias intensas luego de aplicaciones de plaguicidas (Peruzzo *et al.*, 2008; Sasal *et al.*, 2010). En suelos con alta probabilidad de sellamiento, baja conductividad hidráulica y síntomas de erosión, la vía principal de movimiento es el escurrimiento (Behrends Kraemer, 2022a), lo cual fue verificado en el aumento de la concentración de plaguicidas en arroyos y lagos (Aparicio *et al.*, 2013). Según Aparicio *et al.* (2013), en suelos del sudeste bonaerense aún con gran afinidad del glifosato y su metabolito (AMPA) por el suelo, la escorrentía superficial del

agua transportó partículas de suelo que alcanzaron los cursos superficiales de agua. En este mismo sentido, Vangeli, (2019) encontraron valores significativos de plaguicidas en lotes contiguos a los que tuvieron aplicación de herbicidas, que se encontraban en posiciones más bajas y sin uso agrícola, evidenciado el movimiento de plaguicidas por escurrimiento.

Como ejemplo de este último proceso de transporte se puede observar en un Argiudol vértico con síntomas de degradación física y erosión hídrica el importante escurrimiento del glifosato, AMPA, sulfentrazone y S-metaloclor durante el ciclo del cultivo de soja (*Figura 18.9*) (Behrends Kraemer, 2022a). En la *Figura 18.9* se puede observar que en preemergencia del cultivo de soja (M2) se registraron valores elevados de estos herbicidas en el agua de escurrimiento (determinados mediante microsimuladores de lluvias) y que luego en M3 (V6-V7) la concentración de los plaguicidas descendió a valores cercanos a 0 $\mu\text{g L}^{-1}$ (*Figura 18.9*) debido al lavado generado por las precipitaciones de alta intensidad que se detectaron en ese momento (*Figura 18.9*). Esta concentración pudo haber aumentado luego de la última aplicación de los herbicidas en M3, posterior a dicha lluvia, pero se registró otra lluvia con alto poder erosivo, aunque menor que la primera, que terminó de lavar los plaguicidas del estrato superficial del suelo. Por ende, es esperable que la vía preferencial de los plaguicidas aplicados en este suelo degradado sea a través del escurrimiento y que el tiempo de residencia en el suelo sea muy baja.

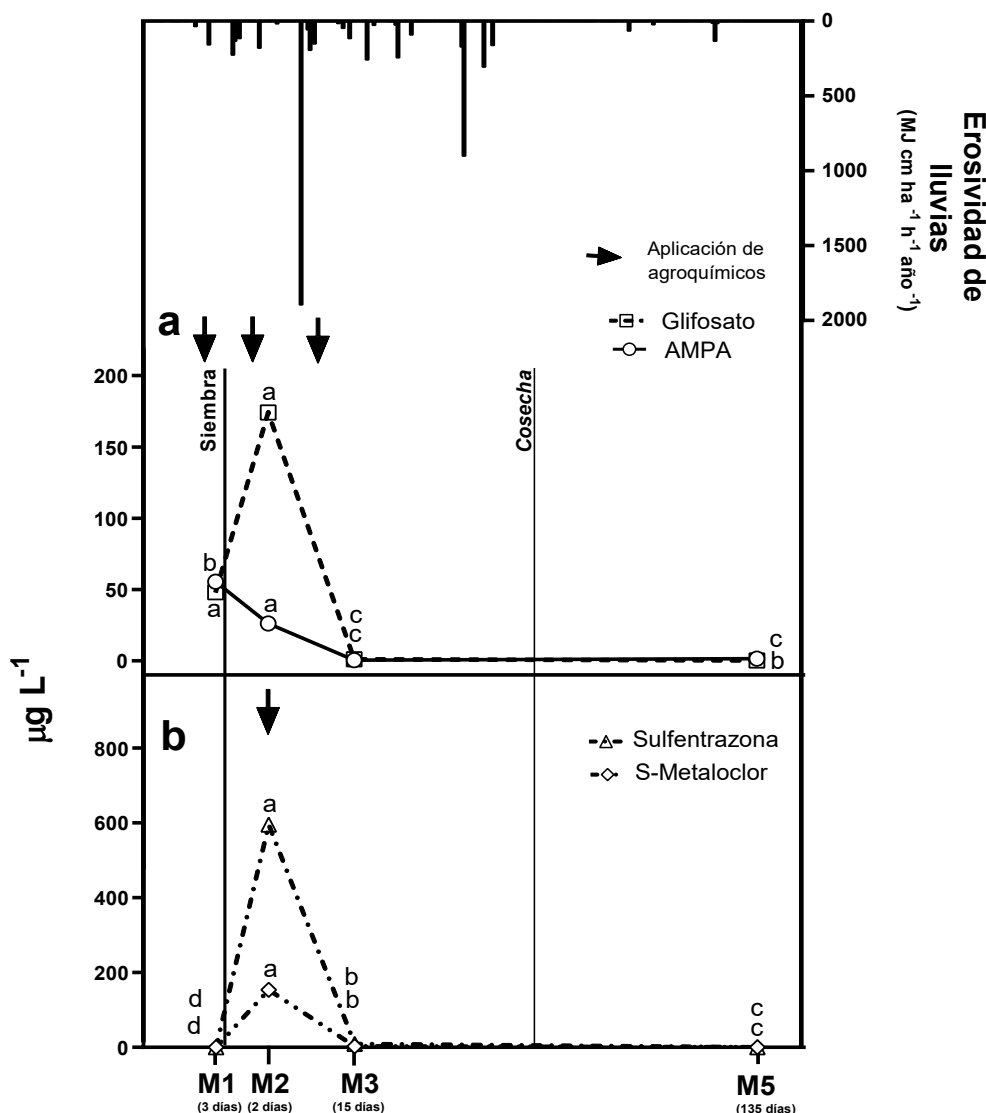


Figura 18.9. Dinámica de distintos herbicidas (a) glifosato y AMPA, (b) Sulfentrazone y S-metaloclor) en el escurrimiento ($\mu\text{g L}^{-1}$) durante el ciclo del cultivo de soja. Se presenta la erosividad de lluvias ($\text{MJ cm ha}^{-1} \text{h}^{-1} \text{año}^{-1}$) para cada lluvia erosiva ($>13 \text{ mm}$). M1: barbecho; M2: pre-emergencia; M3: V6-V7; M5: después de la cosecha. El número de días entre corchetes corresponde a los días luego de la aplicación del plaguicida. Letras diferentes indican diferencias significativas entre fechas de muestreo ($p < 0,05$). Extraído de Behrends Kraemer (2022a).

Los procesos de transferencia implican el movimiento del plaguicida de un compartimiento ambiental a otro, como agua, biota, sedimentos, suelo, atmósfera. La transferencia se refiere a la forma en que el plaguicida se mueve desde la fase sólida hacia la fase líquida (e.g. suelo a solución del suelo) o entre las fases sólida y gaseosa (e.g. entre el suelo y la atmósfera edáfica). En los procesos de transporte y transferencia, la estructura del plaguicida no sufre alteraciones. En cambio, cuando ocurre la transformación o degradación de plaguicidas por procesos biológicos o químicos se altera su estructura o se degradan por completo (Gravrilesco, 2005).

Se ha reportado la presencia de la molécula de glifosato en distintas matrices ambientales tanto a nivel mundial (Al-Rajab *et al.*, 2008; Candela *et al.*, 2010; Imfeld *et al.*, 2013) como a nivel local (Peruzzo *et al.*, 2008; Ronco *et al.*, 2008; Aparicio *et al.*, 2013; Sasal *et al.*, 2015; Ronco *et al.*, 2016; Etchegoyen *et al.*, 2017; Primost *et al.*, 2017). En este último nivel, dicha molécula fue encontrada en el suelo, en cursos de agua superficial y subterránea o en sedimento de fondo de arroyos (Peruzzo *et al.*, 2008; Sasal *et al.*, 2010; Aparicio *et al.*, 2013; 2015). De la misma forma este herbicida fue detectado en material particulado proveniente tanto de la erosión hídrica (Aparicio *et al.*, 2013) como del material transportado por el viento asociado a procesos de erosión eólica (Colombo y Ledesma, 2020). La degradación del glifosato puede llevarse a cabo vía Sarcosina o vía aminometilfosfónico (AMPA) (Borggaard y Gimsing, 2008). La degradación microbiana vía Sarcosina sólo se documentó mediante el empleo de cultivos puros (Shinabarger y Braymer, 1986; Pipke y Amrhein, 1988). La principal vía de degradación del glifosato es vía AMPA, cuya reacción es mediada por la enzima glifosato oxido-reductasa que genera AMPA y Glioxilato. En ensayos a campo, Sainz (2020) detectaron ambas moléculas tanto en el escurrimiento como en el suelo, presentando en el escurrimiento valores promedios de glifosato y AMPA de 15,9 y 33,9 $\mu\text{g l}^{-1}$, respectivamente. Mientras que, en suelo, los valores de glifosato y AMPA reportados fueron de 86752,6 y 2756,4 $\mu\text{g kg}^{-1}$, respectivamente. También Aparicio *et al.* (2013), Okada (2014) y Soracco *et al.* (2020) encontraron dicha transformación tanto en el suelo como en cuerpos de agua. Strappa (2020) encontró que en un cultivo de soja realizado en un suelo Argiudol vértico del partido de San Pedro, luego de aplicaciones de glifosato, la concentración de AMPA en el suelo aumentó para luego disminuir hasta alcanzar valores de concentración similares previas a la aplicación (*i.e.* comienzo del ensayo) (Figura 18.10). El aumento de glifosato en el suelo fue poco perceptible debido a la velocidad de transformación del glifosato hacia el AMPA. También, los altos valores de AMPA cuantificados responden a que la degradación del AMPA es más lenta que su generación por lo que tiende a acumularse en el suelo (Simonsen *et al.*, 2008).

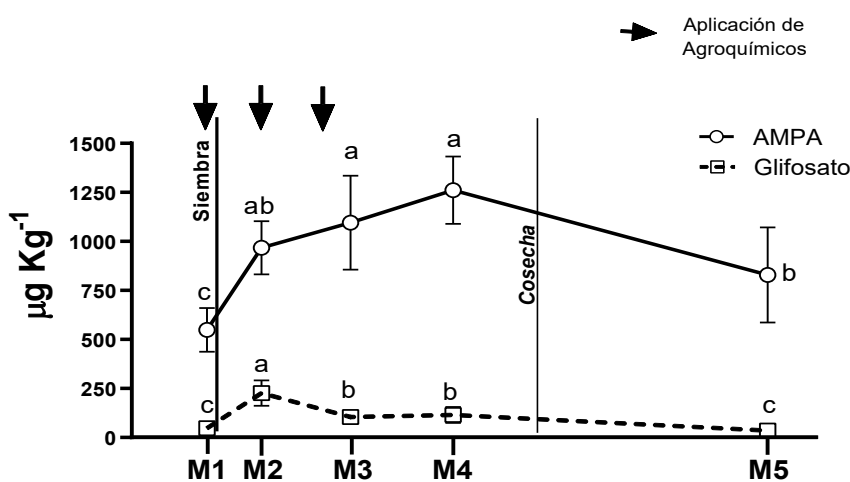


Figura 18.10. Dinámica y transformación del glifosato y AMPA en el suelo ($\mu\text{g kg}^{-1}$) durante el ciclo del cultivo de soja. M1: barbecho; M2: pre-emergencia; M3: V6-V7; M5: después de la cosecha. Las barras verticales indican el error estándar. Letras diferentes indican diferencias significativas entre fechas de muestreo ($p < 0,05$). Extraído de Strappa (2020).

5.3. Propiedades físico-químicas que inciden en el destino y transporte de plaguicidas

5.3.1. Adsorción de plaguicidas

La adsorción desempeña un papel fundamental en los plaguicidas que ingresan en el agroecosistema en fase acuosa, ya que permite su acumulación en la fase sólida. La adsorción puede ser de tipo específica (química) e inespecífica (física). En la adsorción química se forman enlaces químicos mientras que en la física la atracción entre la superficie adsorbente y el plaguicida es de tipo electrostático y debido a fuerzas de van der Waals. La adsorción depende de la superficie de las partículas adsorbentes, por lo que los coloides del suelo tienen un papel fundamental. Por otra parte, la distribución de cargas (polaridad) de los plaguicidas condiciona la adsorción de los mismos al suelo.

El grado de adsorción (coeficiente de partición) se mide con la constante de partición (K_d) definida como el cociente entre la concentración del plaguicida adsorbido a la fase sólida y la fase acuosa, como muestra la **Ecuación 18.1**. La constante de partición se mide a determinada temperatura.

$$K_d = \frac{[\text{Concentración del plaguicida } (\mu)] \text{ g-1 suelo}}{[\text{Concentración del plaguicida } (\mu)] \text{ g}^{-1}\text{agua}}$$

Ecuación 18.1

Las regiones polares de los plaguicidas tienen mayor afinidad por las arcillas y la parte hidrófila de la MO. La afinidad de ellos con la materia orgánica determina que la K_d sea normalizado con el contenido de carbono orgánico del suelo (CO) como K_{oc} , según la **Ecuación 18.2**:

$$K_{oc} = \frac{K_d \times 10}{\% \text{ CO}}$$

Ecuación 18.2

Los plaguicidas con valores elevados de K_{oc} tienden a adsorberse a la MO y con valores bajos tienden a ser móviles aumentando el riesgo de pérdida por lixiviación y escurrimiento (**Cuadro 18.5**). Los valores bajos de K_{oc} presuponen que los plaguicidas pueden transportarse fácilmente por precipitaciones intensas, riego o por escurrimiento a aguas superficiales. A modo de ejemplo de dos herbicidas de amplio uso en la Argentina, el K_{oc} promedio de atrazina es de 100 ml g⁻¹ y de glifosato 21.000-24.000 ml g⁻¹ a 25 °C.

Cuadro 18.5. Clasificación de los plaguicidas en función del K_{oc} y el riesgo de pérdida por lixiviación y escurrimiento. Extraído de Gavrilescu (2005).

Clasificación por adsorción	K_{oc}	Susceptibilidad de pérdida
Adsorción débil	< 50	Riesgo de lixiviación y escurrimiento
Adsorción moderada	50 < K_{oc} < 5000	Potencial escurrimiento
Adsorción fuerte	> 5000	En sedimentos por escurrimiento

La adsorción de los plaguicidas puede ocurrir en el suelo, en sedimentos transportados por escurrimiento y la absorción en organismos o tejidos. En este último caso se utiliza el coeficiente de partición octanol-agua (K_{ow}) que caracteriza la distribución del plaguicida entre dos solventes, el agua

(polar) y el n-octanol (relativamente no polar). El n-octanol simula la fase lipídica de la biota y es de simple determinación. El K_{ow} se estima como el cociente entre las concentraciones del plaguicida en n-octanol y en agua, según la **Ecuación 18.3**. El rango de valores de K_{ow} de los plaguicidas varía entre 10^{-3} a 10^{-7} , generalmente se expresa como $\log K_{ow}$ y se asume que con valores menores a 10 el plaguicida es hidrofílico, siendo menos polares a mayor índice.

$$K_{ow} = \frac{[\text{Concentración del plaguicida}]_{n\text{-octanol}}}{[\text{Concentración del plaguicida}]_{\text{agua}}}$$

Ecuación 18.3

5.3.2. Volatilización

La volatilización de los plaguicidas depende de la presión de vapor y aumenta con la temperatura. La presión de vapor es una medida de la susceptibilidad del plaguicida a volatilizarse en estado puro y es definida como la presión que ejerce la fase gaseosa sobre la fase líquida. La constante que responde a la Ley de Henry (H_c) describe la tendencia de un plaguicida a volatilizarse, es decir de pasar a la fase gaseosa desde agua o suelo húmedo y se calcula usando la presión de vapor (p), solubilidad en agua (C) y peso molecular del plaguicida (PM) que se expresa como en la **Ecuación 18.4**.

$$H_c = \frac{p \text{ PM}}{C}$$

Ecuación 18.4

A determinada temperatura, los plaguicidas con alta presión de vapor son susceptibles de volatilizarse (**Cuadro 18.6**). Valores bajos de presión de vapor, en cambio, indican que los plaguicidas no son volátiles y permanecen en la fase acuosa (**Cuadro 18.6**).

El proceso de adsorción del suelo disminuye la disponibilidad del plaguicida susceptible de volatilizarse ya que solamente esto ocurre desde la fase líquida. A medida que el plaguicida se volatiliza desciende su concentración lo que provoca desorción para restituir las condiciones de equilibrio. En todos los casos, la concentración del plaguicida controla el proceso que depende, además, del contenido hídrico del suelo, la temperatura y el movimiento del aire (Moreno Grau, 2003).

Cuadro 18.6. Clasificación de los plaguicidas según su tendencia a volatilizarse en función de la presión de vapor. Extraído de FAO (2000).

Clasificación	Presión de vapor (p)
No volátil	$<3 \times 10^{-7}$
Poco volátil	3×10^{-7} a 1×10^{-5}
Volatilidad moderada	1×10^{-5} a 1×10^{-3}
Alta volatilidad	$<1 \times 10^{-3}$

5.3.3. Solubilidad en agua

Los plaguicidas en fase acuosa participan del equilibrio entre adsorción y volatilización y su concentración regula la dinámica. La solubilidad en agua se expresa como la máxima concentración del plaguicida disuelto en un litro de agua a 20-25 °C y, por lo general, se expresa en mg plaguicida l⁻¹ de

agua (ppm) o μg plaguicida l^{-1} de agua (ppb). Los plaguicidas muy solubles en agua (polares) tienen poca afinidad con el suelo. Por lo tanto, son fácilmente transportados del lugar de aplicación por lluvias intensas, riego o escurrimiento, hasta los cuerpos de agua superficial y/o subterránea. Continuando con los ejemplos anteriores, la solubilidad de la atrazina (a $20\text{ }^{\circ}\text{C}$) es de 28 ppm y la del glifosato (a $25\text{ }^{\circ}\text{C}$), de 12.000 ppm. Esto que determina que dichos herbicidas difieran en su comportamiento según la clasificación del **Cuadro 18.7**. Además, el peso molecular es otra característica del plaguicida que incide en la solubilidad del mismo.

Cuadro 18.7. Clasificación de la solubilidad en agua de los plaguicidas. Extraído de FAO (2000).

Clase de solubilidad	Solubilidad (mg l^{-1})
Baja	<50
Moderada	50-500
Alta	>500

5.3.4. Persistencia

La persistencia se define como la capacidad del plaguicida de mantener sus características físicas, químicas y funcionales durante un período prolongado posterior a su aplicación. Los plaguicidas que persisten más tiempo tienen mayor probabilidad de acumularse en los suelos y/o en la biota, pero con el tiempo sufren degradación como resultado de reacciones químicas y microbiológicas. Los insecticidas organoclorados fueron los primeros compuestos orgánicos utilizados a gran escala. La reducida volatilidad, la alta estabilidad química y solubilidad en lípidos, así como la lenta transformación y degradación fueron características que hacían a estos insecticidas muy atractivos en el siglo pasado. Con el tiempo, los organoclorados fueron prohibidos en muchos países por su persistencia, bioconcentración y biomagnificación en la cadena trófica (Moreno Grau, 2003). Entre los 12 compuestos orgánicos persistentes (COPs) prohibidos, la mayoría son insecticidas (Aldrin, Clordano, DDT, Dieldrin, Endrin, Heptacloro, Mirex, Toxafeno), fungicidas (Hexaclorobenceno), además de dioxinas originadas en procesos industriales de fabricación de plaguicidas (PNUMA, 2003).

Una forma de clasificar los plaguicidas por su persistencia es con el tiempo de vida media (**Cuadro 18.8**). La vida media de los plaguicidas se define como el tiempo en días requerido para que se degrade en el suelo la mitad del plaguicida aplicado. A modo de ejemplo, para un plaguicida que tiene vida media de 15 días, el 50% de lo aplicado podrá estar presente a los 15 días de su aplicación y permanecerá en el suelo un remanente a los 30 días del 25% de lo aplicado. Cabe aclarar que aún quedan residuos de algunos COPs prohibidos actualmente por su persistencia. Garvrilescu (2005) informó, en estudios realizados con ocho insecticidas prohibidos, que luego de 14 años sin aplicación se encontró un remanente del 16-45% de estos productos en el suelo.

Cuadro 18.8. Clasificación de la persistencia de los plaguicidas por el tiempo de vida media. Extraído de Gavrilscu (2005).

Clasificación	Tiempo de vida media
No persistente	Menor a 30 días
Moderadamente persistente	30-60 días
Persistente	Mayor a 100 días

5.4. Características de los suelos que afectan la dinámica de los plaguicidas

El destino de los plaguicidas está condicionado por ciertas características del suelo como textura, MO, permeabilidad del suelo, profundidad efectiva, pH y pendiente (Gavrilescu, 2005).

5.4.1. Textura, estructura, porosidad y permeabilidad

La absorción de los plaguicidas depende de la reactividad de la superficie específica de las partículas de suelo. Por eso, los suelos con texturas finas, al tener alta superficie específica y frecuentemente baja permeabilidad, favorecen la adsorción de los plaguicidas por más tiempo. Los óxidos, hidróxidos y las arcillas son los coloides minerales de mayor importancia en la adsorción de plaguicidas. Estos coloides difieren en su naturaleza y en las características de la superficie específica que finalmente regula la movilidad vertical y el transporte de los plaguicidas hacia las aguas subterráneas. En los suelos de texturas gruesas se favorecen los procesos de lixiviación de plaguicidas disueltos en agua.

Por otro lado, la distribución de tamaños de partículas del suelo influye en el movimiento del agua a través del perfil. En tal sentido, el transporte vertical, también es regulado por la porosidad que se asocia, en mayor medida, a la macroporosidad y, en particular, se percibe en suelos con arcillas expansibles. La porosidad total, la distribución, la forma, la continuidad y la tortuosidad de los poros son los factores que influyen en la permeabilidad del suelo y, por ende, en el transporte de los plaguicidas. Tal es así, que a menor permeabilidad del suelo mayor es, normalmente, el tiempo de contacto entre el plaguicida y las partículas del suelo favoreciendo los procesos de degradación. En trabajos recientes, Villareal (2018) y Soracco *et al.* (2020) han demostrado una relación estrecha entre la macroporosidad, conductividad hidráulica y la lixiviación de glifosato y el AMPA.

El movimiento agua y su destino (infiltración/escurremiente) depende de la textura, la porosidad y la permeabilidad del suelo. Por ende, el tipo estructural presente en el suelo es una síntesis de estos parámetros y puede predecir la dinámica hídrica de un agroecosistema. Así, en los últimos años la ocurrencia de estructuras laminares con porosidad planar, asociado a secuencias de cultivos tendientes a la monocultura de soja bajo siembra directa se hicieron más frecuentes (Lozano, 2014; Sasal *et al.*, 2017; Behrends Kraemer *et al.*, 2022a) (Figura 18.11). En este sentido, Sasal *et al.* (2017) encontró serias restricciones en el movimiento vertical del agua en suelo con alta frecuencia de este tipo de estructura. Por otro lado, en suelos con grietas,

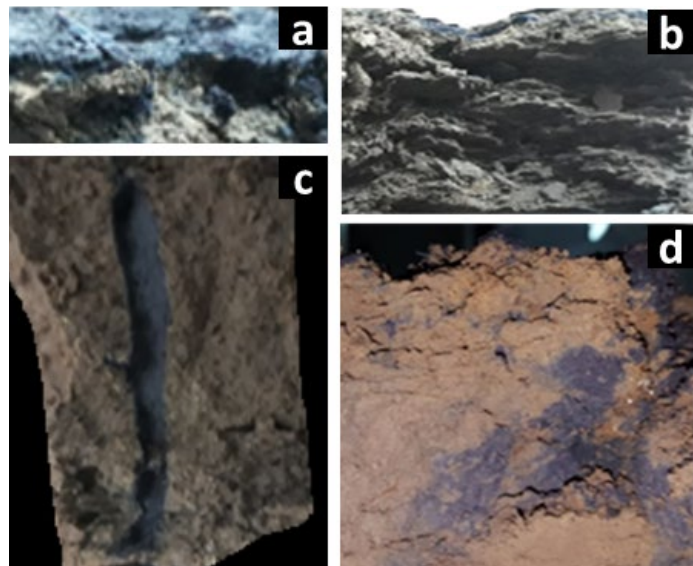


Figura 18.11. (a) Estructura laminar superficial teñida con Blue Brilliant donde se observa la baja infiltración y permeabilidad del agua. (b) Detalle de estructuras laminares en los primeros 5 cm del estrato superficial. (c) Macroporo teñido con Blue Brilliant indicando un paso preferencial del agua. (d) Grieta y concentración de MO constituyendo otro paso preferencial del agua. Extraído de Sainz (2020).

muy estructurados, o en cavidades de raíces (*Figura 18.11*) pueden producirse flujos “by-pass”, en donde los plaguicidas tendrían poco contacto con el suelo, siendo estos menos retenidos. De esta forma, la posibilidad de contaminación de las aguas subterráneas aumenta.

De la misma forma, Behrends Kraemer *et al.*, (2022b) encontraron que, la estructura laminar y sus distintas conformaciones, tanto densa como abierta (*Figura 18.12*) se asociaron a mayores valores de escurrimiento. Además, las distintas conformaciones estructurales de agregados no laminares, pero si densificados, modifican y restringen la dinámica de agua, aire y el establecimiento de nichos biológicos alterando la presencia y degradación de plaguicidas (Nunan *et al.*, 2006; Sainz *et al.*, 2019; Morrás *et al.*, 2022c). Esto pone en evidencia la importancia de conocer en detalle la estructura del suelo para una correcta modelización de la dinámica de contaminación por plaguicidas.

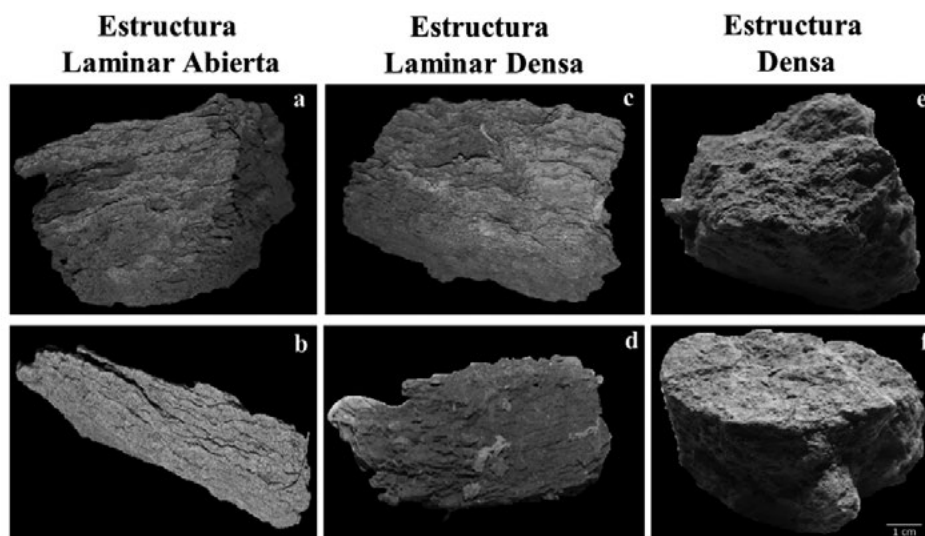


Figura 18.12. Agregados laminares con alta porosidad planar. (a y b) Estructura laminar abierta. (c y d) Estructura laminar densa o cerrada. (e y f) Estructura densa. Extraído de Behrends Kraemer (2022b).

5.4.2. Materia orgánica (MO) y actividad biológica

Los coloides orgánicos influyen sobre la capacidad de adsorción de los plaguicidas y sobre la actividad biológica de los suelos. Numerosos estudios muestran una alta correlación entre la adsorción de plaguicidas y el contenido de MO del suelo (Gavilescu, 2005; Hang, 2007b; Bedmar *et al.*, 2011). En particular, se asume que los plaguicidas hidrófobos y sin carga tienen mayor afinidad con la MO que sobre los coloides minerales. Por otro lado, un elevado contenido de MO lábil en los suelos, en general, aumenta la actividad microbiana y, consecuentemente, la degradación de los plaguicidas. A mayor contenido de MO y adsorción del plaguicida se favorecen los procesos de transformación y degradación y, por lo tanto, se reduce el riesgo de transporte al agua superficial y subterránea. Sin embargo, la dinámica del proceso de biodegradación depende de la población microbiana, la concentración de macro y micronutrientes, el pH, la temperatura, la humedad y condiciones de aireación del suelo, entre otras variables. En este sentido, Sainz (2020) determinó la actividad biológica en distintos tipos de agregados (laminares y densos), con distinto nivel de agregación (agregado y no agregado) y a distintas humedades (capacidad de campo y 30 cm c.a.). En este trabajo se encontró que todas las variables determinadas influyeron en la actividad microbiana (*Cuadro 18.9*). Así, la estructura laminar abierta (con mayor contenido de carbono orgánico) presentó las mayores tasas de respiración. Los suelos desagregados presentaron el mismo comportamiento, mientras que los más húmedos también

presentaron una mayor tasa de respiración. Esto pone de manifiesto la compleja interrelación entre la estructura, el contenido de carbono y humedad del suelo con la respiración microbiana y, por ende, con la degradación de agroquímicos.

Cuadro 18.9. Efectos del tipo de estructura (laminar, laminar densa y no laminar), humedad (capacidad de campo o 30 cm c.a.) y condición de agregación (agregado o desagregado) sobre la actividad microbiológica inicial (RI), final (RF) y acumulada (RA). Se detalla el valor estadístico F y P. Los efectos significativos están resaltados: *** $p \leq 0,001$; ** $p \leq 0,01$; * $p \leq 0,05$; ns: no significativo. Adaptado de Sainz (2020).

	Actividad microbiológica					
	RI (mg d ⁻¹)		RF (mg d ⁻¹)		RA (mg)	
	F	P	F	P	F	P
Estructura	24,58	***	12,19	***	25,76	***
Humedad	5,77	*	4,34	*	2,54	ns
Condición	47,73	***	50,51	***	55,38	***

La **Figura 18.13** muestra la respiración microbiológica acumulada de estructuras laminares abiertas, densas y estructuras densificadas con y sin aplicación de Glifosato. Así, se observa que las estructuras densas (con menor porosidad y menor carbono orgánico) presentan bajos valores de respiración en los tratamientos sin Glifosato, mientras que en la estructura laminar débil (mejores condiciones edáficas), los valores de respiración son mayores. Por otro lado, cuando los agregados reciben una aplicación de glifosato (equivalente a 1,6 kg ha⁻¹), la respiración aumenta y no se presentan diferencias importantes entre los tipos estructurales. El aumento de la respiración se debe al ingreso de una fuente carbonada para la respiración de aquellas estructuras con déficit de sustrato, mientras que la no modificación de la tasa de respiración de las estructuras con mayor contenido de carbono (laminar abierta) se debe a que los microorganismos no se veían limitados por fuentes carbonadas. Esto permitiría concluir que puede existir una tasa de degradación diferencial, la cual depende del tipo y calidad de estructura del suelo.

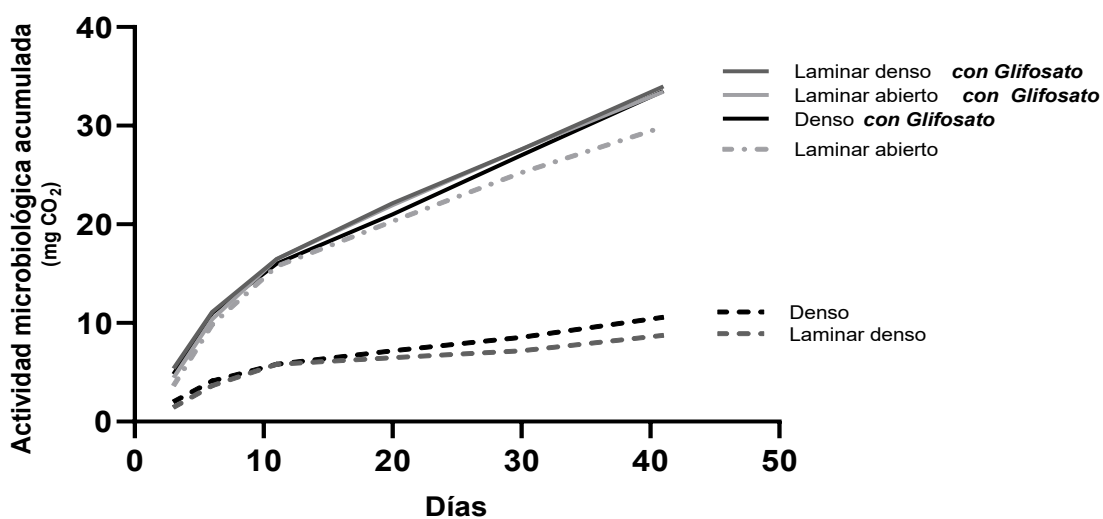


Figura 18.13. Actividad biológica acumulada (mg CO₂) para tres tipos de muestras estructurales: laminar abierta, laminar densa, densa. La actividad biológica en cada estructura se evaluó con y sin aplicación de glifosato. Adaptado de Sainz (2020).

5.4.3. Profundidad efectiva

La profundidad efectiva se entiende como aquella en la cual no existen impedimentos físicos para el desarrollo de las raíces de los cultivos. En suelos profundos es mayor el transporte del plaguicida a través del perfil hasta alcanzar las aguas subterráneas y así se incrementa la probabilidad de sufrir transformaciones físicas, químicas o biológicas.

5.4.4. El pH

El pH del suelo influye en la solubilidad de los plaguicidas, en los procesos biológicos de degradación y, en general, en los procesos de adsorción. En algunos plaguicidas, al disminuir el pH, también disminuye la adsorción de los mismos a la matriz del suelo. En la solución del suelo, los plaguicidas pueden o no disociarse. En el primer caso, la carga es positiva (catiónicos) o negativa (aniónicos). En el segundo caso, se habla de plaguicidas no iónicos. Los plaguicidas catiónicos pueden intercambiarse con los cationes inorgánicos de arcillas y de la MO, siendo este mecanismo dependiente del pH del suelo. En cambio, los plaguicidas aniónicos y los no iónicos son móviles en los suelos.

5.4.5. Pendiente

La pendiente del suelo incide en los procesos de escurrimiento y transporte de plaguicidas a posiciones topográficas más bajas. Cuando la pendiente es baja y se incrementa la infiltración del agua que transporta plaguicidas, es mayor el riesgo de contaminación de aguas subterráneas y acuíferos.

5.5. Alternativas para evaluar la degradación de los herbicidas en el suelo

La naturaleza de los plaguicidas en interacción con factores edáficos, climáticos y de manejo, determinan el destino final y la degradación de los mismos. Algunos de los herbicidas, insecticidas y fungicidas se aplican directamente al suelo. En los cultivos extensivos de mayor expansión en la Argentina, la mayor proporción de los plaguicidas utilizados son herbicidas (CASAFE, 2013). Recientemente se realizaron numerosos trabajos locales para evaluar la degradación de estos agroquímicos en el suelo, algunos de los cuales se discutirán en los siguientes apartados.

5.5.1. Adsorción de herbicidas

Además del índice de adsorción, la forma experimental de caracterizar el comportamiento de los plaguicidas, o sea, la afinidad de los mismos con las partículas del suelo, es mediante las isotermas de adsorción (cantidad del plaguicida adsorbido por unidad de material adsorbente y la concentración del mismo disuelto en condiciones experimentales cuando se alcanza el equilibrio a temperatura estándar). La adsorción depende del contenido de arcillas, MO y humedad del suelo, y de las características propias del herbicida, como puede ser característica de ionización. Los herbicidas adsorbidos

al suelo dejan de estar disponibles para ser absorbidos por las plantas. Los no adsorbidos pueden ser arrastrados con el flujo de agua (movimiento lateral o vertical) o degradados principalmente por los microorganismos (Radosevich *et al.*, 2007).

En el caso del glifosato, se sabe que posee elevada capacidad de adsorción, por su afinidad con las arcillas. Sin embargo, el pH del suelo puede modificar su carga eléctrica. A modo de ejemplo, se determinó, mediante isotermas de adsorción, el K_d del glifosato adsorbido al suelo para un Argiudol de Buenos Aires (Balcarce) y un Haplustol de La Pampa (Anguil) (*Figura 18.14*). Las diferencias en pH y contenido de MO determinaron una mayor adsorción del suelo de Balcarce (MO: 5,8%, pH: 5,4) que en Anguil (MO: 2,4%, pH: 6,3). La función ajustada de las isotermas de adsorción también es característica de los distintos herbicidas.

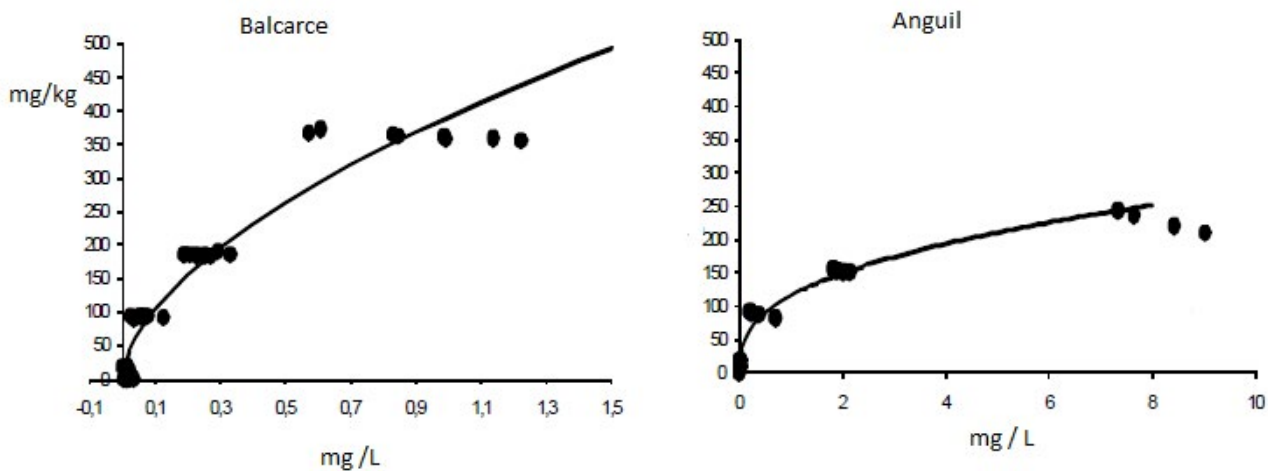


Figura 18.14. Glifosato adsorbido al suelo (mg kg^{-1}) en función del glifosato en solución (mg l^{-1}). La curva representa la isoterma de adsorción de glifosato en suelos de Balcarce y Anguil. Extraído de Gómez Ortiz *et al.* (2012).

El aluminio cristalino y amorfo y los óxidos de hierro junto con el pH también inciden en el proceso de adsorción (Morillo *et al.*, 2000). La molécula de glifosato es una molécula anfótera, debido a que posee grupos amino, carboxilato y fosfonato, cuyas constantes de ionización (pKa) son 2; 2,6; 5,8 y 10,8 (Sprankle *et al.*, 1975). Debido a esto el pH del medio condiciona el comportamiento de la molécula. A valores de pH entre 4 y 8, el glifosato se encuentra en su forma aniónica y tiene una alta afinidad con cationes trivalentes tales como Al^{3+} y Fe^{3+} (Sheals *et al.*, 2002; Gimsing y Borggaard, 2007). No obstante, debido a la baja presencia de esos elementos en el suelo, este no es un mecanismo importante en la región pampeana.

Por otro lado, la presencia de fosfato inorgánico influye en la dinámica del glifosato en el suelo ya que compite por los mismos sitios de intercambio: en la medida que haya más fosfatos en el suelo, el glifosato es menos adsorbido y, por lo tanto, su movilidad aumenta (Prata *et al.*, 2005). Caprile *et al.* (2019) encontraron desorción de plaguicidas con valores cercanos a 25 ppm de P Bray. La estratificación del fósforo bajo siembra directa (igual que el carbono orgánico del suelo) aumentan esta competencia en el estrato superficial incrementando el riesgo de movilización (Strappa, 2020).

Las isotermas de adsorción se determinan en condiciones de equilibrio con tiempos de estabilización, en general, inferiores a un día y fundamentalmente caracterizan mecanismos de naturaleza físico-química. En períodos de tiempo más prolongados, se suman los procesos biológicos, como la

degradación parcial o total del plaguicida y/o la bioacumulación. Esta última se define como la capacidad del plaguicida de acumularse en los tejidos de los organismos, y puede estimarse como el cociente entre la concentración del plaguicida en los tejidos y en el medio en condiciones de equilibrio. El factor de bioacumulación se utiliza preferentemente en organismos acuáticos (Moreno Grau, 2003).

Otro herbicida utilizado en cultivos de girasol y maíz es el imazapir desarrollado con la tecnología Clearfield que introduce resistencia genética al herbicida. El imazapir se caracteriza por ser una molécula de naturaleza anfótera (presencia de grupos ácidos y básicos funcionales). Por lo tanto, se lo puede encontrar en forma aniónica, neutra o catiónica, incrementando su adsorción a menor pH. En suelos contrastantes de Buenos Aires (Balcarce), La Pampa (Anguil) y Misiones (Cerro Azul) se determinó el coeficiente de adsorción (K_d) del imazapir (**Cuadro 18.10**). Las características de los suelos como el pH y el contenido de arcilla resultaron determinantes en la adsorción de este herbicida. El Ultisol (Cerro azul) con mayor adsorción del imazapir, se corresponde con menor pH y mayor contenido de arcilla que los suelos restantes (**Cuadro 18.10**).

Cuadro 18.10. Características de tres suelos (Cerro Azul -Ultisol-, Balcarce -Molisol- y Anguil -Molisol-) y valores de coeficiente de adsorción (K_d) del imazapir determinados mediante isotermas de adsorción. Letras diferentes indican diferencias significativas ($p < 0,05$). Extraído de Gianelli et al. (2012).

Suelo	Orden	Carbono (%)	Arcilla (%)	pH	K_d
Cerro Azul	Ultisol	2,5	78,0	4,9	2,1 a
Balcarce	Molisol	3,4	27,4	5,4	0,8 b
Anguil	Molisol	1,4	20,6	6,3	0,6 c

Por último, la atrazina es un herbicida de amplio uso previo a la siembra de maíz, sorgo y caña de azúcar para controlar especies latifoliadas y algunas monocotiledóneas. Las condiciones ambientales, edáficas y de manejo definen el comportamiento de la atrazina y su destino final y la proporción del herbicida que permanece en solución depende de los equilibrios que se establecen con la matriz del suelo. Por ejemplo, en la provincia de Córdoba, se estimó la capacidad de adsorción de atrazina a escala regional, según la información de mapas de suelos digitalizados utilizando técnicas de interpolación y sistemas de información geográfica (SIG) (Becerra et al., 2012). El K_d de atrazina fue estimado a partir del contenido de MO, de la proporción de arcillas y del pH de los suelos más representativos de la región. De tal modo, se generó un mapa de K_d y se identificaron cinco zonas con capacidad diferencial de adsorción de atrazina. Los valores de K_d mayores se encontraron en el este de Córdoba (Molisoles) asociados a contenidos medios de MO y arcilla. Por el contrario, los menores valores de K_d se encontraron en el suroeste y noroeste de la provincia (Molisoles, Alfisoles y Entisoles) y se correspondieron con contenidos relativamente bajos de arcilla y MO. Los autores destacaron que la variabilidad del pH a escala espacial puede incidir en los valores de K_d y se refleja aún a distancias relativamente cortas. Además, en la evaluación del riesgo de contaminación por herbicidas es importante tener en cuenta la información topográfica, hidrográfica, climática y de manejo.

5.5.2. Degradación biológica de plaguicidas

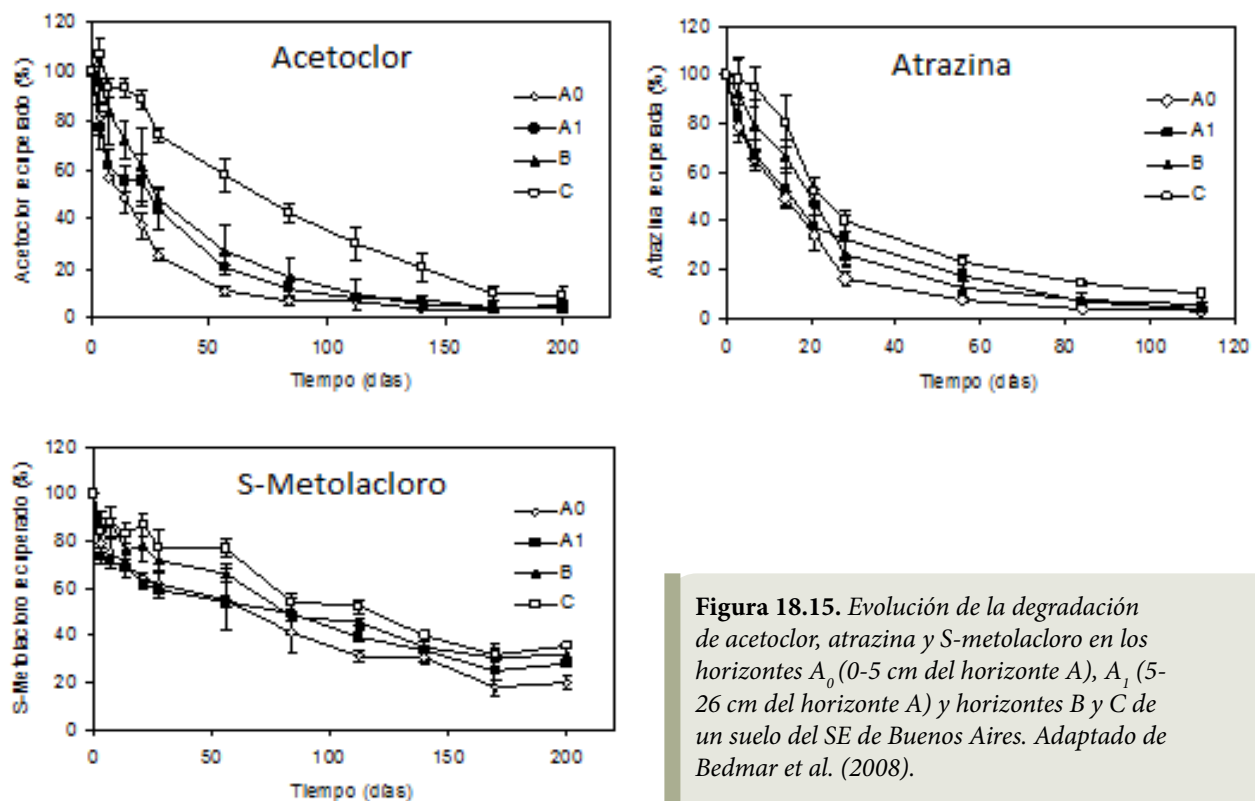
Una alternativa para determinar la degradación de herbicidas es mediante la incubación en condiciones controladas de muestras de suelo (cerca a capacidad de campo y en oscuridad). La es-

timación de la concentración del herbicida en el tiempo permite calcular el tiempo de vida media. Como ya se mencionara, la degradación de los plaguicidas depende de múltiples variables y complejas interacciones entre las que se encuentra las propiedades físicas y químicas de los mismos. Por ejemplo, el acetoclor, la atrazina y el S-metolacoloro son herbicidas de amplio uso en aplicaciones previas a la siembra de maíz, girasol, soja y cultivos hortícolas que difieren sustancialmente en sus propiedades y por ende en su comportamiento en el suelo (**Cuadro 18.11**).

Cuadro 18.11. Propiedades físico-químicas de los herbicidas acetoclor, atrazina y S-metolacoloro. Extraído de Bedmar et al. (2011).

Propiedades	Acetoclor	Atrazina	S-metolacoloro
Peso molecular (g mol^{-1})	270	216	284
Solubilidad en agua a 25 °C (mg l^{-1})	223	33	488
K_{oc}	300	481	794
Presión de vapor a 25 °C (p)	$4,5 \times 10^{-6}$	$3,9 \times 10^{-5}$	$1,7 \times 10^{-3}$

La estratificación de la MO en los sistemas de siembra directa favorece la actividad microbiana, pudiendo incrementar la tasa de degradación de los herbicidas. La persistencia del plaguicida, por su parte, comprende al período durante el cual el herbicida permanece intacto y biológicamente activo en el suelo. En suelos del sureste de Buenos Aires bajo siembra directa se evaluó la degradación del acetoclor, la atrazina y el S-metolacoloro en el perfil de suelo (**Figura 18.15**). La evolución de los herbicidas recuperados (relativo al aplicado) se analizó en experimentos de incubación bajo condiciones controladas. Los resultados de este análisis mostraron que, en el horizonte C, la persistencia fue mayor para S-metolacoloro > acetoclor > atrazina.



Los herbicidas son degradados como resultado de varios procesos químicos y microbiológicos, pero el proceso primario que controla la persistencia de los mismos es la transformación microbiana. Sin embargo, la adsorción a la matriz del suelo condiciona la disponibilidad de los mismos para su posterior degradación microbiana (Bedmar *et al.*, 2011). Cuando se introduce una molécula orgánica extraña al suelo, las poblaciones de microorganismos pueden responder positivamente (adaptación), estimulando la producción de enzimas para la descomposición del plaguicida. La capacidad de degradación se incrementa a medida que se aumenta la población microbiana (Hang *et al.*, 2007a; Rampoldi *et al.*, 2011). Sin embargo, cuando no existe adaptación o es indiferente, la molécula orgánica no constituye una fuente de energía para los microorganismos y su degradación es constante. El efecto global de este proceso puede evaluarse cuantificando la evolución de las emisiones de CO₂ desde el suelo (García Torres y Fernández Quintanilla, 1989).

Mientras algunos trabajos muestran que la degradación biológica de la atrazina se relaciona positivamente con el contenido de MO, debido a una mayor actividad microbiana; otros trabajos indican una relación inversa debido a la mayor adsorción al suelo. Esta aparente contradicción se explica por el tipo de MO que interviene en el proceso, ya que la fracción lábil participa activamente en la degradación de atrazina (Hang *et al.*, 2007a, b). En los sistemas de siembra directa la fracción lábil puede representar 20-30% de la MO total en los primeros centímetros de suelo (Hang *et al.*, 2007b). Bajo estas condiciones, en el estrato superficial, la concentración de atrazina fue 2-4 veces menor que en labranza convencional sin residuos vegetales en superficie. En la misma capa de suelo, la degradación biológica también fue 2-4 veces superior respecto del estrato 5-10 cm en siembra directa coincidiendo con la estratificación de las fracciones lábiles de MO (Hang *et al.*, 2007a). Otro factor adicional a considerar es la microflora adaptada al uso frecuente de herbicidas. Por ejemplo, en suelos agrícolas de Córdoba, la tasa de degradación biológica de atrazina fue mayor que en suelos donde la rotación de cultivos no utilizaba este herbicida con frecuencia (Hang *et al.*, 2011).

El glifosato compite por los sitios de adsorción de los fosfatos. En el suroeste de la provincia de Buenos Aires se incubaron muestras de suelos fertilizados con Fosfato diamónico (dosis 100 veces superiores a las recomendadas) y con dosis variables de glifosato (Zabaloy y Gómez, 2008). Los resultados de esta investigación mostraron que, con altas dosis de fósforo, la degradación biológica microbiana del glifosato se inhibió temporalmente. A su vez, con bajas dosis de glifosato sólo se observaron efectos transitorios en la respiración microbiana mientras que con dosis 100 veces superiores a la dosis recomendada del herbicida se observó una estimulación de la actividad microbiana.

En ensayos recientes con muestras de suelo sin deformar (intactas) y con lluvias simuladas y diferentes proporciones de coberturas de suelo (residuos de maíz), se observaron los efectos conjuntos del escurrimiento, erosión y degradación biológica en la concentración de glifosato y AMPA (Saenz, 2019). Luego de dos semanas de la aplicación del plaguicida, se encontró una alta concentración de glifosato y AMPA en el escurrimiento después de una lluvia de alta intensidad (*Figura 18.16*). Además, se encontró una disminución de concentración de glifosato en una segunda lluvia luego de un mes de la aplicación. La misma fue explicada por la degradación biológica de esta molécula hacia AMPA. Los residuos de maíz inmovilizaron (adsorbieron) el glifosato, el cual fue liberado tras la lluvia simulada, determinando una mayor concentración de glifosato en el escurrido. Esto corrobora lo expuesto por Borggaard y Gimsing (2008), quienes afirman que la principal vía de degradación del glifosato a AMPA es la microbiológica, poniéndose de manifiesto que los residuos vegetales interceptan el glifosato e impiden su degradación, encontrando esta molécula en el escurrimiento.

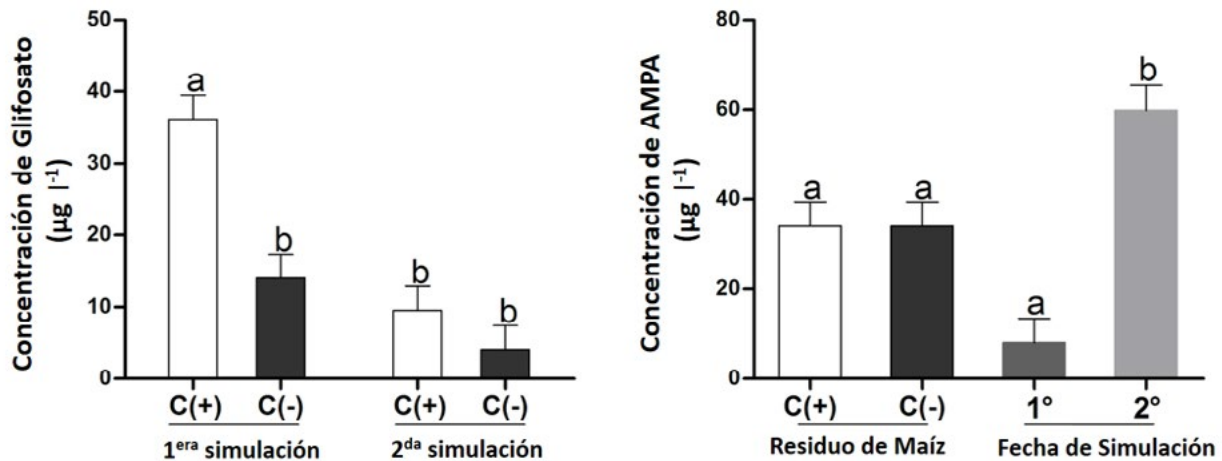


Figure 18.16. Concentración ($\mu\text{g l}^{-1}$) de glifosato y concentración de AMPA ($\mu\text{g l}^{-1}$) en el escurrimiento, con y sin rastrojo de maíz [C(+) y C(-), respectivamente] luego de uno (1ª simulación) o dos meses (2ª simulación) de la aplicación de lluvias simuladas en laboratorio (Fecha de simulación). Las barras verticales indican el error estándar. Letras diferentes indican diferencias significativas para (a) la interacción cobertura y tiempo de muestreo y (b) los factores individuales ($p \leq 0,05$; LSD-Fisher). Adaptado de Sainz (2020).

5.5.3. Adsorción de plaguicidas a los rastrojos

Cuando se discute el tema de la adsorción de los plaguicidas al suelo, se debe tener en cuenta que muchas veces los plaguicidas no llegan al destino (e.g. hoja, tallo, suelo) y puede ser interceptados, por ejemplo, por residuos de cosechas. Este hecho fue remarcado especialmente como un factor que puede modificar la dinámica del plaguicida en el ambiente (Locke y Bryson, 1997; Strappa, 2020). En el caso del glifosato, los rastrojos podrían intervenir en la dinámica de la molécula entre los diferentes compartimentos ambientales dado que pueden retener o liberar este herbicida al suelo ante una eventual lluvia (Dao, 1991; Selim *et al.*, 2003).

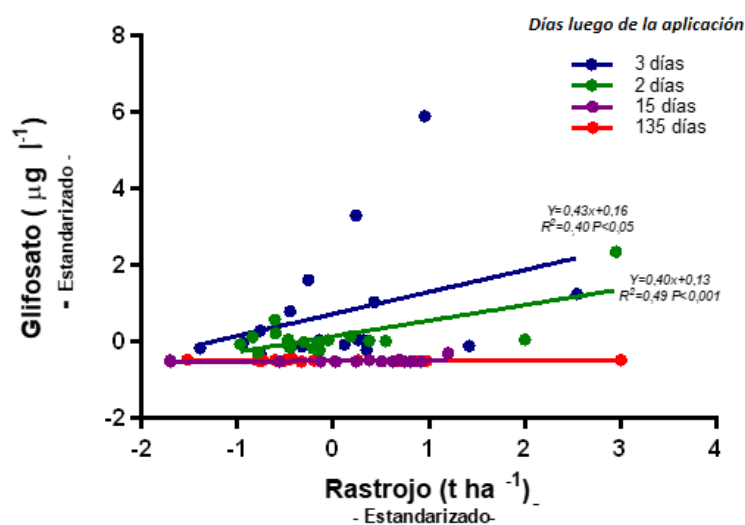


Figura 18.17. Concentración de glifosato ($\mu\text{g l}^{-1}$) estandarizado (la concentración máxima del año de estudio) para cada muestreo (distintos tiempos desde la aplicación del herbicida) de agua escurrida en función de la cantidad de rastrojo (t ha^{-1}) estandarizado. Fuente: Behrends Kraemer inédito.

A su vez, la afinidad rastrojo-molécula varía con el tipo de vegetal (Accinelli *et al.*, 2005). Si bien el comportamiento de sorción del glifosato aún no está claro, un estudio realizado sobre rastrojos de maíz y soja muestra que la sorción de la molécula es reversible y limitada (Rampoldi *et al.*, 2011). Esta sorción reversible puede ser ejemplificada mediante ensayos realizados con simulaciones de lluvia en la localidad de San Pedro, provincia de Buenos Aires (Behrends Kraemer, 2022a). En este trabajo, la cantidad de rastrojo ($t\ ha^{-1}$) se asoció significativamente con la concentración ($\mu g\ l^{-1}$) de glifosato (y no de AMPA) en el escurrimiento. Esta relación fue mayor en muestreos cercanos al momento de la aplicación, mientras que, transcurridos más de 100 días de la misma, dicha relación dejó de verificarse (**Figura 18.17**). Esta relación inicial estaba explicada por: (i) la sorción de glifosato en los rastrojos de soja y maíz, que era removilizado por las lluvias de alta intensidad dispensadas por el microsimulador y (ii) una concentración de glifosato alta debido a que su sorción evitaba la degradación microbiana al no estar en contacto directo con el suelo.

6. Índices de potencial de contaminación en aguas subterráneas

Son muchos los factores que regulan el destino de los plaguicidas en el ambiente. Estos factores podrían ser agrupados en factores edáficos (*e.g.* MO, textura, estructura), del plaguicida (*e.g.* solubilidad, vida media) y del ambiente (*e.g.* precipitaciones, temperatura). Establecer la influencia de estos factores es complejo y costoso (Rickert, 1993; Dalpiaz y Andriulo, 2017). Por ello, en los últimos años se han desarrollado índices para predecir el potencial de los plaguicidas de contaminar el agua subterránea (movimiento vertical) o aguas superficiales (movimiento horizontal). Estos índices son de gran utilidad para comparar los riesgos relativos de diferentes estrategias de manejo de plaguicidas en los sistemas productivos (Bedmar *et al.*, 2015). En general, contemplan las distintas propiedades de los plaguicidas y, en algunos casos las propiedades del suelo fácilmente disponibles (FAO, 1992; INA, 2002; Dalpiaz y Andriulo, 2017). Como ejemplo se puede citar Groundwater Ubiquity Score y GUS (**Ecuación 18.5**) (Gustafson, 1989).

$$GUS = \log(T_{1/2}) (4 - \log K_{oc})$$

Ecuación 18.5

Siendo, $T_{1/2}$, la vida media del producto.

Por otro lado, el índice “Groundwater Contamination Potential” (GWCP) o riesgo de contaminación de aguas subterráneas, propuesto por Warren y Weber (1994), fue adaptado para la región pampeana por Dalpiaz y Andriulo (2017). Este índice integra un factor de vulnerabilidad del suelo frente a cualquier plaguicida (SLP) con otros factores que dependen del plaguicida (PLP). El primer factor se estima a partir de las variables textura, pH (del espesor 0-90 cm del perfil), flujo preferencial y contenido de MO (del espesor 0-20 cm). En relación al plaguicida, se contabiliza el K_{oc} , dosis, momento y número de aplicaciones. A partir de estos dos factores (SLP y PLP) se construye el GWPC (**Figura 18.18**).

Otro ejemplo del uso de índices de lixiviación puede encontrarse en Behrends Kraemer *et al.* (2002a), quienes estimaron los valores de GWPC y GUS para tres herbicidas (glifosato, sulfentrazona y S-metaloclor) en un suelo Argiudol vértico de la localidad de San Pedro (Buenos Aires). A partir del uso del índice GUS y la clasificación propuesta por el INA (2002) se encontró que el glifosato en-

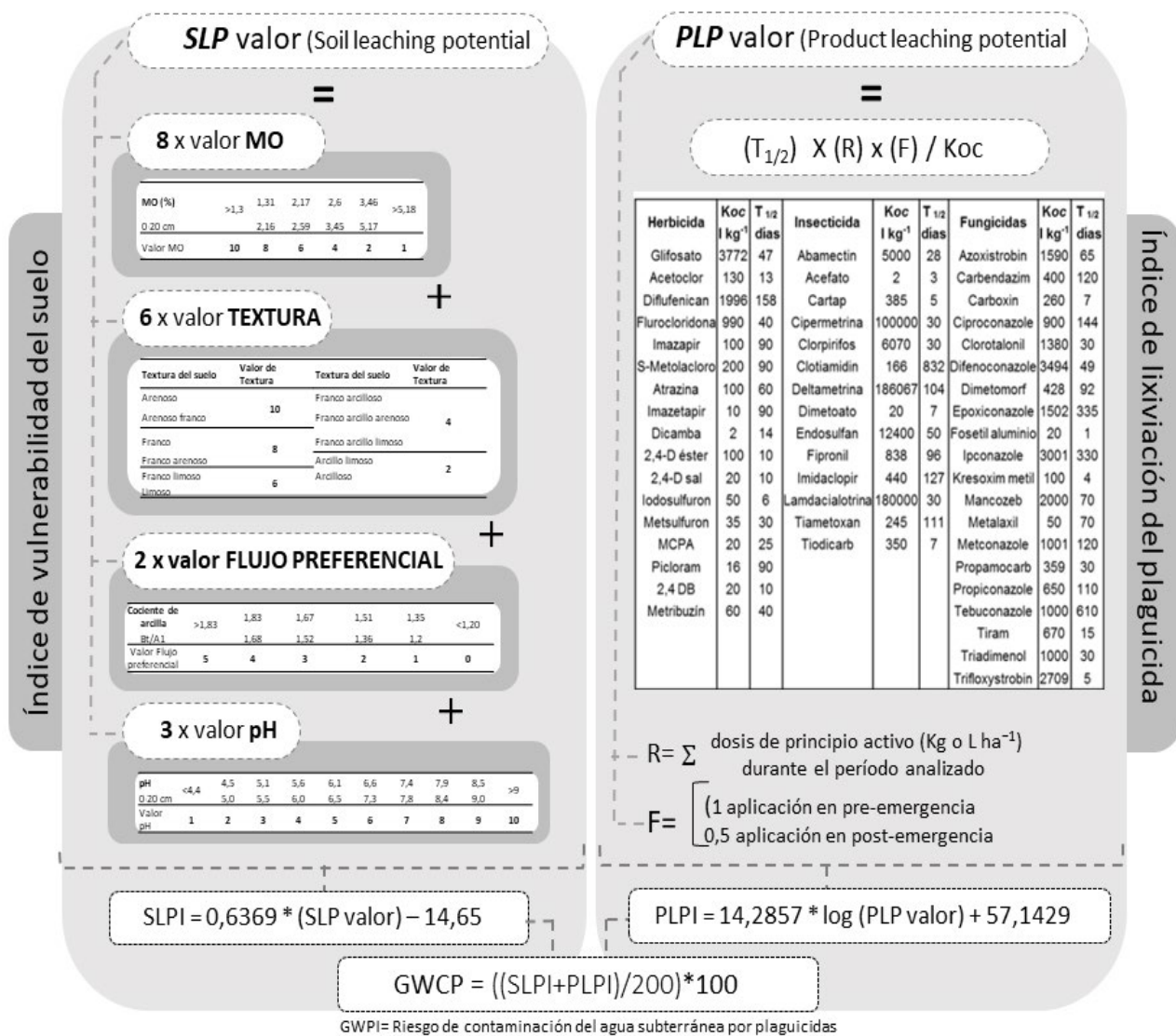


Figura 18.18. Metodología de cálculo del riesgo de contaminación del agua subterránea por plaguicidas (GWCP, por sus siglas en inglés) propuesta originalmente por Warren y Weber (1994) y adaptada para la región pampeana por Dalpiaz y Andriulo (2017). Adaptado de Dalpiaz et al. (2018).

traba en la categoría de “no lixiviable” (< 1,8) mientras que la sulfentrazona y el S-metaloclor fueron clasificados como “lixiviables” (> 1,8) (Figura 18.19). Por otro lado, mediante la utilización del índice GWCP, se encontró un riesgo de lixiviación del suelo (SLP) del 22,4%, el cual puede clasificarse como bajo (Dalpiaz y Andriulo, 2017). En cuanto al producto (PLP), con la aplicación de una y tres dosis de glifosato en el ciclo de cultivo, el riesgo de lixiviación por las características del producto fue también baja. En contraste, para el S-metaloclor el riesgo fue moderado mientras que para la sulfentrazona el riesgo fue alto. No obstante, el riesgo conjunto del suelo y del producto condensado en el índice GWPC fue bajo para todos los productos con excepción de la sulfentrazona que presentó un riesgo moderado (Figura 18.19). Estos resultados, que muestran una baja lixiviación, fueron corroborados por la alta concentración de dichos productos en lotes aledaños y en cuerpos de agua circundantes (Vangeli, 2019). Esto pone en evidencia la importancia de considerar tanto los factores que conciernen al producto como aquellos factores relacionados al suelo.

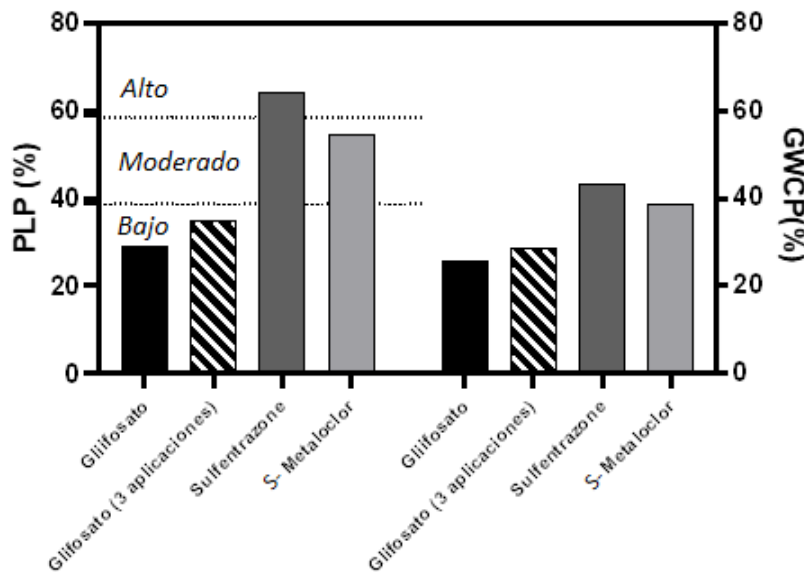


Figura 18.19. Riesgo de lixiviación de plaguicidas (PLP) y riesgo de contaminación de aguas subterráneas (GWCP) en un Argiduoil vértico del partido de San Pedro, provincia de Buenos Aires. Fuente: Behrends Kraemer et al. (2022a).

Por otro lado, la estimación del GWCP permite la comparación entre varios ambientes y suelos para de esta forma poder predecir el movimiento de plaguicidas en el ambiente y su posible monitoreo, por ejemplo, si se van a monitorear los cuerpos superficiales de agua o las aguas subterráneas. Siguiendo con el trabajo anterior realizado en San Pedro, el GWCP para el glifosato, tanto en el barbecho como en la pre-emergencia de un cultivo de soja presentó valores relativamente bajos de riesgo de contaminación de aguas subterráneas (**Figura 18.20**), encontrándose para el estado fenológico de la soja V6/V7 un riesgo aún menor. Por otro lado, para Pergamino, el riesgo aumenta considerablemente, mientras que, para la localidad de Junín el riesgo de lixiviación llega hasta casi un 60%. Gran parte de estos resultados están relacionados con el creciente contenido de arena desde San Pedro hacia Junín, y los bajos contenidos de carbono orgánico de esta última localidad.

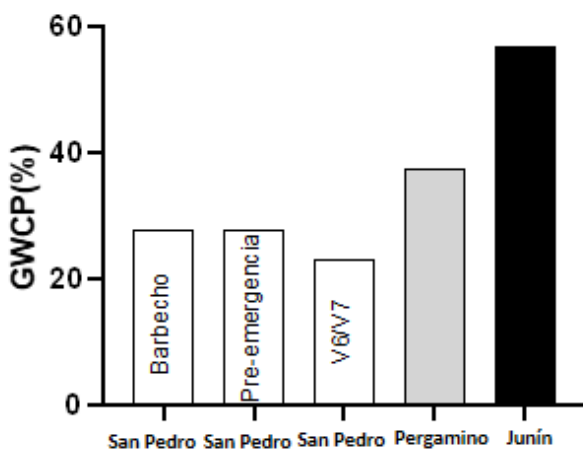


Figura 18.20. Riesgo de contaminación de aguas subterráneas (GWCP) para el glifosato en distintas localidades y en distintos momentos del ciclo agrícola en un cultivo de soja en la localidad de San Pedro, provincia de Buenos Aires. Fuente: Behrends Kraemer et al. (inédito) y Dalpiaz et al. (2018).

Por otro lado, existen diversos indicadores que permiten predecir el impacto ambiental de los plaguicidas (Gaona et al., 2018) los cuales tienen en cuenta no sólo el tipo de transporte, sino la población afectada por dicha contaminación. Así, se puede citar al EIQ (“Environmental Impact Quotient”), o Coeficiente de impacto ambiental (Kovach et al., 1992) como uno de los indicadores más conocidos. El EIQ puede ser utilizado en los programas de manejo integrado de plagas para comparar diferentes plaguicidas o estrategias de control y seleccionar aquella con menor impacto en el ambiente, como

así también comparar diferentes sistemas productivos y el uso de plaguicidas asociado a los mismos (Gaona *et al.*, 2018). El EIQ es un indicador complejo que considera el riesgo sobre el consumidor, el productor y un componente ecológico que considera a su vez el efecto en peces, aves, abejas, artrópodos benéficos y plantas, según la **Ecuación 18.6**:

$$EIQ = \{C[(DT \cdot 5) + (DT \cdot P)] + [(C \cdot ((S + P) / 2 \cdot SY) + (L))] + [(F \cdot R) + (D \cdot ((S + P / 2 \cdot 3) + (Z \cdot P \cdot 3) + B \cdot P \cdot 3))]\} / 3$$

Ecuación 18.6

donde DT= toxicidad dérmica, C= toxicidad crónica, SY= sistemicidad, L= lixiviación potencial, R=pérdida superficial potencial, D= toxicidad en aves, S= vida media en el suelo, Z= toxicidad en abejas, B= toxicidad en insectos benéficos y P= vida media en la superficie vegetal.

Bibliografía

- Accinelli, C., Koskinen, W., Seebinger, J., Vicari, A. y Sadowsky, J. (2005). Effects of incorporated corn residues on glyphosate mineralization and sorption in soil. *J. Agric. Food Chem*, 53: 4110-4117.
- Alloway, B. J. (1995). Soil processes and the behavior of heavy metals. En: Alloway, B. J. (Ed.). *Heavy metals in soils*. (pp.3-37). Londres, Reino Unido: Chapman and Hall.
- Andrade, M. L., Fernández Covelo, E. y Alonso Vega, M. F. (2005). Influencia del manejo agrícola intensivo en la contaminación del suelo. *Pilquen*, 7: 1-17.
- Andriulo, A., Nas, C., Amándola, C. y Rimatori, F. (2003). Impacto de un sistema intensivo de producción de carne vacuna sobre algunas propiedades del suelo y del agua. *Revista de Investigaciones Agrarias*, 32: 27-56.
- Aparicio, V., De Gerónimo, E., Hernández Guijarro, K., Pérez, D., Portocarrero, R. y Vidal, C. (2015). Los plaguicidas agregados al suelo y su destino en el ambiente. Buenos Aires, Argentina: INTA Ediciones. 73 p.
- Aparicio, V., De Gerónimo, E., Marino, D., Primost, J., Carriquiriborde, P. y Costa, J. (2013). Environmental fate of glyphosate and aminomethylphosphonic acid in surface waters and soil of agricultural basins. *Chemosphere*, 93: 1866-1873.
- Becerra, M. A., Hang, S., Mercuri, P. y Díaz-Zorita, M. (2012). Zonificación de la capacidad de adsorción de Atrazina en la provincia de Córdoba. Actas XIX Congreso Latinoamericano y XXIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. CD.
- Bedmar, F., Daniel, P. E. y Costa, J. L. (2008). Persistencia de Acetoclor, Atrazina y S-metalocloro en horizontes superficiales y subsuperficiales de dos suelos. Actas XXI Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Potrero de los Funes, San Luis. CD.
- Bedmar, F. y Giménez, D. (2011). Sorption of acetochlor, S-metolachlor and atrazine on surface soil horizons of Argentine. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 30: 1990-1996.
- Behrends Kraemer, F., Castiglioni, M.G., Chagas, C.I., De Paula, R., Sainz, D.S., De Geronimo, E. Aparicio, V., Ferraro, D.O. 2022a. Pesticide dynamics in agroecosystems: assessing climatic and hydro-physical effects in a soybean cycle under no-tillage. *Soil Till. Res.*, In press
- Behrends Kraemer, F., Sainz, D., Morrás, H., Carfagno, P., Eiza, M., Fernández, P., Chagas, C., 2022b. Soil structure and glyphosate fate under no-till management in the Pampa region. I. Soil structural anisotropy and hydro-physical behavior. *Soil Till. Res.*, 221,105410, <https://doi.org/10.1016/j.still.2022.105410>.
- Branzini, A. y Zubillaga, M.S. (2012a). *Remediación y monitoreo de suelos contaminados con metales pesados*. (pp. 25). Saarbrücken, Germany: Lap LAambert.

- Branzini, A. y Zubillaga, M. S. (2012b). Comparative use of soil organic and inorganic amendments in heavy metals stabilization. *Applied and Environmental Soil Science*, 2012: 1-7.
- Bolan, N. S., Adriano, D. C., Naidu, R., Mora, M. L. y Santiago, M. (2005). Phosphorus-trace element interactions in soil-plant systems. En: Sims, J. T y Sharpley, A. N. (Eds.). *Phosphorus agriculture and the environment*. (pp. 317-352). Madison, Wisconsin, USA: A.S.A, S.S.S.A.
- Borggaard, O. K. y Gimsing, A. L. (2008). Fate of glyphosate in soil and the possibility of leaching to ground and surface waters: a review. *Pest. Manag. Sci.*, 64: 441-456.
- Brams, E., Anthony, W. y Witherspoon, L. (1989). Biological monitoring of an agricultural food chain: soil cadmium and lead in ruminant tissues. *Journal Environmental Quality*, 18: 317-327.
- Camilión, M., Hurtado, M., Roca, A. y da Silva, M. (1996). Niveles de Cu, Pb y Zn en Molisoles, Alfisoles y Vertisoles platenses, Provincia de Buenos Aires, Argentina. Actas del XIII Congreso Latinoamericano de Ciencia del Suelo, 9-16 p.
- Cremlyn, R. (1986). *Plaguicidas modernos y su acción bioquímica*. (pp. 356). México: Limusa.
- Caprile, A., Sasal, M. C., Repetti, M. y Andriulo, A. (2019). Plaguicidas retenidos en el suelo y perdidos por escurrimiento en dos secuencias de cultivo bajo siembra directa. *Ciencia del suelo*, 37(2): 338-354.
- Cámara de Sanidad Agropecuaria y Fertilizantes, Buenos Aires, Argentina-CASAFE. (2013). Datos del mercado argentino de fitosanitarios. Recuperado de: <http://www.casafe.org/publicaciones/estadisticas/> [diciembre de 2017].
- Chenu, C., Le Bissonnais, Y. y Arrouays, D. (2000). Organic matter influence on clay wettability and soil aggregate stability. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 64: 1479-1486.
- Colombo, D. N. y Ledesmo, G. (2020). Calidad del material particulado (pm10) contenido en las distintas fracciones de agregados de un Haplustol Éntico. *SEMIÁRIDA Revista de la Facultad de Agronomía. UNLPam*. 30: 53-58 6300 Santa Rosa, Argentina. 2020 ISSN 24084077 (online).
- Dalpiaz, M. J. (2015). Estimación del peligro de contaminación del agua subterránea por plaguicidas en el norte de la provincia de Buenos Aires. Tesis de Maestría en Gestión del Agua. Facultad de Ciencias Veterinarias, Universidad de Buenos Aires, Argentina.
- Dalpiaz, M. J. y Andriulo, A. (2017). Comparación de índices de riesgo de lixiviación de plaguicidas. *Ciencia del suelo*, 35(2): 365-376.
- Dalpiaz, M. J., Milesi Delaye, L. y Andriulo, A. (2018). Estimación del riesgo de contaminación del agua subterránea por plaguicidas en suelos de la Pampa Ondulada. *RTA*, 10.
- Dao, T. (1991). Field decay of wheat straw and its effects on metribuzin and S-ethyl metribuzin sorption and elution from crop residues. *J. Environ. Qual*, 20: 203-208.
- Doran, J. y Parkin, T. (1996). Quantitative indicators of soil quality: a minimum data set. En: Doran J. D, y Jones, A. J. (Ed.). *Methods for assessing soil quality*. (pp. 25-37). Madison, Wisconsin, USA: Soil Science Society of America, Inc.
- Eyherabide, M., Sainz Rozas, H., Echeverría, H., Velasco, J., Barraco, M., Ferraris, G. y Angelini, H. (2012a). Niveles de cinc disponibles en suelos de la Región Pampeana argentina. Actas XIX Congreso Latinoamericano y XXIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. CD.
- Eyherabide, M., Sainz Rozas, H., Echeverría, H., Velasco, J., Barraco, M., Ferraris, G. y Angelini, H. (2012b). Niveles de cobre disponibles en suelos de la Región Pampeana argentina. Actas XIX Congreso Latinoamericano y XXIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. CD.
- Food and Agriculture Organization-FAO. (2000). Evaluación de la contaminación del suelo. Manual de referencia. Colección FAO. Eliminación de plaguicidas 8. Recuperado de: <http://www.fao.org/docrep/005/x2570s/X2570S00.htm>
- García, L. S., Restovich, S. B., Irizar, A. B. y Andriulo, A. E. (2012). Metales pesados en el suelo luego de 25 años de fertilización nitrogenada bajo SD. Actas XIX Congreso Latinoamericano y XXIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. CD.
- García Torres, L. y Fernández Quintanilla, C. (1989). *Fundamentos sobre las malas hierbas y herbicidas*. (pp. 348). Madrid, España: Mundi Prensa.

- Gravilescu, M. (2005). Fate of pesticides in the environment and its bioremediation. *Engineering in Life Sciences*, 5: 497-526.
- Gianelli, V., Bedmar, F. y Costa, J. C. (2012). Adsorción de imazapir en tres suelos de argentina. Actas XIX Congreso Latinoamericano y XXIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. CD.
- Giuffré, L., Ratto de Miguez, S. y Marbán, L. (1997). Heavy metals input with phosphate fertilizers used in Argentina. *Science of the Total Environment*, 204(3): 245-250.
- Giuffré, L., Ratto, S., Marbán, L., Schonwald, J. y Romaniuk, R. (2005). Riesgo por metales pesados en horticultura urbana. *Ciencia del Suelo*, 23: 101-106.
- Giuffré, L., Romaniuk, R. I., Marbán, L., Ríos, R. P. y García Torres, T. P. (2012). Public health and heavy metals in urban and periurban horticulture. *J. Food Agric.*, 24: 148-154.
- Gianelli, V., Bedmar, F., Angelini, H., Aparicio, V. y Costas, J. L. (2010). Riesgo de contaminación del agua subterránea con plaguicidas en la Cuenca del Arroyo Pantanoso (R. Argentina). En: Fernández Turiel, J. L. y González Hernández, M. I. (Eds.). *Contaminación, descontaminación y restauración ambiental en Iberoamérica*. (pp. 135-152). España: Sociedad Iberoamericana de física y química ambiental.
- Gustafson, D. I. (1989). Grounwater Ubicuity Score: A simple method for assessing pesticide leachability. *Environ. Toxicol. Chem.*, 8: 339-57.
- Gómez Ortiz, A. M., Costa, J. L. y Bedmar, F. (2012). Adsorción de glifosato en dos suelos de Argentina. Actas XIX Congreso Latinoamericano y XXIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. CD.
- González, G. y Buschiazzo, D. (1996). Contenidos de hierro, cobre, manganeso y cinc en suelos de la provincia de La Pampa, Argentina. Actas XV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Santa Rosa, La Pampa. CD.
- Hang, S., Houot, S. y Barriuso, E. (2007a). Mineralization of ¹⁴C-atrazine in an entic haplustoll as affected by selected winter weed control strategies. *Soil Till. Res.*, 96: 234-242.
- Hang, S., Nassetta, M., Cañas, A. I., Rampoldi, E. A., Fernández-Canigia, M. V. y Díaz-Zorita, M. (2007b). Changes in the atrazine extractable residues in no-tilled Mollisols. *Soil & Tillage Research*, 96: 243-249.
- Hang, S., Mercuri, P., Díaz-Zorita, M., Havrylenko, S. y Barriuso, E. (2011). Satellite images as a tool to identify accelerated atrazine mineralization in soils. *Crop Protection*, 30: 663-670.
- Harrison, R. M. (2003). *El medio ambiente. Introducción a la química medioambiental y a la contaminación*. En: Harrison, R. M. (Ed). (pp. 461). Zaragoza, España: ACRIBIA S.A.
- Herrero, M. A. y Gil, S. B. (2008). Consideraciones ambientales de la intensificación en producción animal. *Ecología Austral*, 18: 273-289.
- Lavado, R. S., Rodríguez, M., Scheiner, J., Taboada, M., Rubio, G., Alconada, M. y Zubillaga, M. (1998). Heavy metals in soils of Argentina: comparison between urban and agricultural soils. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 12: 1913-1917.
- Lavado, R. S. y Porcelli, C. A. (1999). Concentration and distribution of extractable elements in a soil as affected by tillage and fertilization. *Sci. Total Environ.*, 232: 185-191.
- Lavado, R. S. (2000). Contents and main fractions of trace elements in Typic Argiudolls of the Argentinean Pampas. *Chem. Speciation Bioavail.*, 12: 67-70.
- Lavado, R. S. y Álvarez, R. (2001). Nutrient and heavy metal concentration and distribution in corn, soybean and wheat as affected by different tillage systems in the Argentine Pampas. *Soil Tillage Res*, 62: 55-60.
- Lavado, R. S., Zubillaga, M. S., Álvarez, R. y Taboada, M. A. (2004). Baseline levels of potentially toxic elements in pampas soils. *Soil and Sediment Contamination*, 13: 427-437.
- Ley 24.051. (1992). Residuos peligrosos. Anexo II. Decreto reglamentario 831/93. Recuperado de: <http://www.medioambiente.gov.ar>
- Lozano, L. (2014). Desarrollo de estructura laminar del suelo en siembra directa. Factores predisponentes y efectos sobre las propiedades hidráulicas. Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, Universidad Nacional de La Plata, 167 pp.

- Malavolta, E., Vitti, G. C. y de Oliveira, S. A. (1997). Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações. En: Associação Brasileira para Pesquisa da Potassa e do Fosfato (Ed.). (pp. 319). Piracicaba, Brasil: POTAFOS.
- Mazzarino, M. J., Satti, P. y Rosetti, L. (2012). Indicadores de estabilidad, madurez y calidad de compost. En: Mazzarino, M. J. y Satti, P. (Eds.). *Compostaje en la Argentina: experiencias de producción, calidad y uso*. pp. 13-28. Madrid, España: Mundi-Prensa.
- Michiels, C. y Ruffo, M. L. (2012). El zinc limita el rendimiento de maíz en la región pampeana argentina. Actas XIX Congreso Latinoamericano y XXIII Congreso Argentino de la *Ciencia del Suelo*. CD.
- Miretti, M. C., Pilatti, M., Lavado, R. S. y Imhoff, S. C. (2012). Historia del uso del suelo y contenido de micronutrientes en Argiudoles del centro de la Provincia de Santa Fe. *Ciencia del Suelo*, 30: 67-73.
- Moreno Grau, M. D. (2003). *Toxicología ambiental. Evaluación de riesgo para la salud humana*. (pp. 370). Madrid, España: McGraw-Hill.
- Morrás, H., Behrends Kraemer, F., Sainz, D., Fernández, P., Chagas, C. 2022. Soil structure and glyphosate fate under no-till management in the Pampa region. II. Glyphosate and AMPA persistence and spatial distribution in the long-term. A conceptual model. *Soil Till. Res.*, In press.
- Moscuzza, C., Pére Carrera, A., Grassi, D. y Fernández Cirelli, A. (2005). Eficiencia en la suplementación de micronutrientes en sistemas intensivos de engorde a corral. *Rev. Arg. Prod. An.*, 25: 18-19.
- Nunan, N., Ritz, K., Rivers, M., Feeney, D. S. y Young, I. M. (2006). Investigation microbial micro-habitat structure using X-ray computed tomography. *Geoderma*, 133: 398-407.
- Okada, E. (2014). Factores biológicos, físicos y químicos que condicionan la dinámica del herbicida Glifosato en distintos suelos de la Argentina. Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de Mar del Plata, 126 p.
- Orozco Barrenetxea, C., Pérez Serrano, A., González Delgado, M. N., Rodríguez Vidal, F. J. y Alfayate Blanco, J. M. (2003). *Contaminación ambiental. Una visión desde la Química*. (pp. 682). Madrid, España: Thomson.
- Ortega, A. E. (2006). Toxicidad de micronutrientes. En: Vázquez, M. (Ed.). *Micronutrientes en la agricultura*. (pp.177-207). Buenos Aires, Argentina: Asociación Argentina de la Ciencia del Suelo.
- Ortega, A. E. y Malavolta, E. (2012). Los más recientes micronutrientes vegetales. *Informaciones Agronómicas para Hispanoamérica*, 7: 16-25.
- Peralta, E., González, R., von Haefen, G., Comino, A. P., Gayoso, G., Vergara, S., Genga, G. y Scagliola, M. (2012). El compostaje aplicado a los barros cloacales primarios de la ciudad de Mar del Plata. En: Mazzarino, M. J. y Satti, P. (Eds.). *Compostaje en la Argentina: experiencias de producción, calidad y uso*. (pp. 107-123).
- Peruzzo, P. J., Porta, A. A. y Ronco, A. E. (2008). Levels of glyphosate in surface waters, sediments and soils associated with direct sowing soybean cultivation in north pampasic region of Argentina. *Environ Pollut*, 28(1): 61-66.
- Perzynski, G. R., Sims, J. T. y Vance, G. F. (2005). *Soils and environmental quality*. En: Taylor y Francis (Eds.). (pp. 569). Boca Ratón, FL, USA: CRC Press.
- Prasad, M. N. V. (2008). *Trace elements as contaminants and nutrients*. (pp. 769). Nueva York, USA: Wiley and Sons.
- Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente. (2003). Eliminando los COP del mundo: guía del convenio de Estocolmo sobre contaminantes orgánicos persistentes. Ginebra, Suiza, 18 p.
- Rampoldi, A., Hang, S. y Barriuso, E. (2011). The fate of glyphosate in crop residues. *Soil Sci. Soc. Am., J.*, 75: 553-559.
- Ratto, S. y Fatta, N. (1990). Disponibilidad de micronutrientes en suelos del área maicera núcleo. *Ciencia del Suelo*, 8: 9-15.
- Ratto, S. E. (2006). Los micronutrientes en el sistema productivo del área pampeana: maíz, girasol, trigo, soja y forrajeras. En: Vázquez, M. (Ed.). *Micronutrientes en la agricultura*. AACS, Argentina (pp 79-111).
- Reyzábal, L., Andrade, L., Marcet, P. y Montero, M. J. (2000). Effect of long-term cultivation on zinc and copper contents in soils from the Bahía Blanca horticultural belt (Argentina). *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 31: 1155-1167.

- Radosevich, S. R., Holt, J. S. y Ghera, C. M. (2007). Ecology of weeds and invasive plants. Relationship to agriculture and natural resource management. (pp. 454). Nueva York, USA: Wiley.
- Ron, M., Bussetti, S. y Loewy, T. (1999). Boro extraíble en suelos del sudoeste bonaerense. *Ciencia del Suelo*, 17: 54-57.
- Sainz Rozas, H., Echeverría, H. E., Eyherabide, M., Barraco, M., Ferraris, G. y Angelini, H. (2012). Niveles de boro disponible en suelos de La Región Pampeana argentina. Actas XIX Congreso Latinoamericano y XXIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo.
- Sainz, D.S., 2020. Determinantes hidrológicos y edáficos de la dinámica de algunos contaminantes en una microcuenca de Pampa Ondulada bajo siembra directa. Escuela para graduados, FAUBA. 183 pp.
- Sasal, M. C., Leonard, J., Andriulo, A. y Boizard, H. (2017). A contribution to understanding the origin of platy structure in silty soils under no tillage. *Soil Till. Res.*, 173: 42-48.
- Sasal, M. C., Andriulo, A. E., Wilson, M. G. y Portela, S. I. (2010). Pérdidas de Glifosato por drenaje y escurrimiento en Molisoles bajo siembra directa. *Información Tecnológica*, 21: 135-142.
- Sasal, M. C., Demonte, L., Cislighi, A., Gabioud, E. A., Oszust, J. D., Wilson, M. G., Michlig, N., Beldoménico, H. R. y Repetti, M. R. (2015). Glyphosate loss by runoff and its relationship with phosphorus fertilization. *J. Agric. Food Chem.*, 63: 4444-4448.
- Selim, H., Zhou, L. y Zhu, H. (2003). Herbicide retention in soil as affected by sugarcane mulch residue. *J. Environ. Qual.*, 32: 1445-1454.
- Seoanez Calvo, M. (1998). *Contaminación del suelo: estudios, tratamiento y gestión*. (pp. 352). Madrid, España: Mundi-Prensa.
- Sheals, J., Sjöberg, S. y Persson, P. (2002). Adsorption of Glyphosate on Goethite: Molecular Characterization of Surface Complexes. *Environ Sci Technol.*, 36(14): 3090-5.
- Soracco, C. G., Villareal, R., Lozano, L. A., Vittori, S., Melani, E. M. y Marino, D. J. (2018). Glyphosate dynamics in a soil under conventional and no-till systems during a soybean growing season. *Geoderma*, 323: 13-21.
- Sprankle, P., Meggitt, W. F. y Penner, D. (1975). Adsorption, mobility, and microbial degradation of glyphosate in the soil. *Weed Science*, 23: 229-234. Recuperado de: <https://www.jstor.org/stable/4042279>
- Prata, F., Lavorenti, A., Regitano, J., Vereecken, H., Tornisielo, V. y Pelissari, A. (2005). Glyphosate behavior in a Rhodic Oxisol under no-till and conventional agricultural systems. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 29(1): 61-69.
- Torri, S. I. y Lavado, R. S. (2002). Distribución y disponibilidad de elementos potencialmente tóxicos en suelos representativos de la provincia de Buenos Aires enmendados con biosólidos. *Ciencia del Suelo*, 20: 98-109.
- Torri, S. I., Urricariet, S. y Lavado, R. S. (2005). Micronutrientes y otros elementos traza. En: Echeverría, H. E. y García, F. O. (Eds.). *Fertilidad de suelos y fertilización de cultivos*. (pp. 189-205). Balcarce, Argentina: INTA Ediciones.
- Torri, S. I., Urricariet, S. y Lavado, R. S. (2011). Micronutrient availability in crop soils of the Pampas region, Argentina. *Soil nutrients*, 277-296.
- Urricariet, S. (2000). El deterioro de los suelos de la Pampa Ondulada y su influencia sobre la productividad del cultivo de maíz. Tesis de Maestría. Facultad de Agronomía de la Universidad de Buenos Aires, Argentina, 149 pp.
- Urricariet, S. y Lavado, R. S. (1999). Indicadores de deterioro en suelos de la Pampa Ondulada. *Ciencia del Suelo*, 17(1): 37-44.
- United States Environmental Protection Agency-USEPA. (1993). *Standards for the use of disposal of sewage sludge*. Washington, USA: U.S. Gov. Print. Off Federal Register. 58: 9248-9415.
- Vázquez, M. (2006). *Micronutrientes en la agricultura. Diagnóstico y fertilización en Argentina: la experiencia brasilera*. (pp. 207). Buenos Aires, Argentina: AACCS.
- Warren, R. L. y Weber, J. B. (1994). Evaluating pesticide movement in North Carolina Soils. *Soil Sci. Soc. North Carolina Proceeding*, 37: 23-29.
- The World Health Report-WHO. (2002). *Reducing risks, promoting healthy life*. (pp. 1-230). Ginebra, Switzerland: World Health Organization.

- Zabaloy, M. C. y Gómez, M. A. (2008). Microbial respiration in soils of the Argentine Pampas after Metsulfuron Methyl, 2,4-D, and Glyphosate treatments. *Communications in Soil Sci. Plant Anal.*, 39: 370-384.
- Zubillaga, M. y Lavado, R. S. (2002). Efecto de la fertilización fosfatada prolongada sobre el contenido de elementos traza en un Argiudol típico. *Ciencia del Suelo*, 20: 110-113.
- Zubillaga, M. S., Branzini, A. y Lavado, R. S. (2008). Problemas de fitotoxicidad en compost. *Revista Pilquen*, 9: 1-9.
- Zubillaga, M. S. y Branzini, A. (2012). Abonos orgánicos. En: *Fertilización de cultivos y pasturas. Diagnóstico y recomendación en la Región Pampeana*. (pp. 581-605). Buenos Aires, Argentina: Editorial Facultad de Agronomía.

Patricia L. Fernández y Susana Urricariet

1. Ciclo hidrológico

El agua posee un ciclo altamente dinámico (*Figura 19.1*). Se evapora constantemente desde los océanos, mares y cualquier espejo de agua o suelo descubierto y se evapotranspira desde los sitios con cobertura vegetal, apareciendo en la atmósfera como vapor de agua. Este vapor condensa y cae en forma de lluvia o nieve. El agua que cae sobre el continente puede: (i) tener como destino directo los cuerpos de agua superficiales, (ii) terminar allí por escurrimiento superficial-, o (iii) infiltrar en el suelo y percolar hasta el agua subterránea. La energía del sol es la que mantiene este ciclo en continuo funcionamiento.

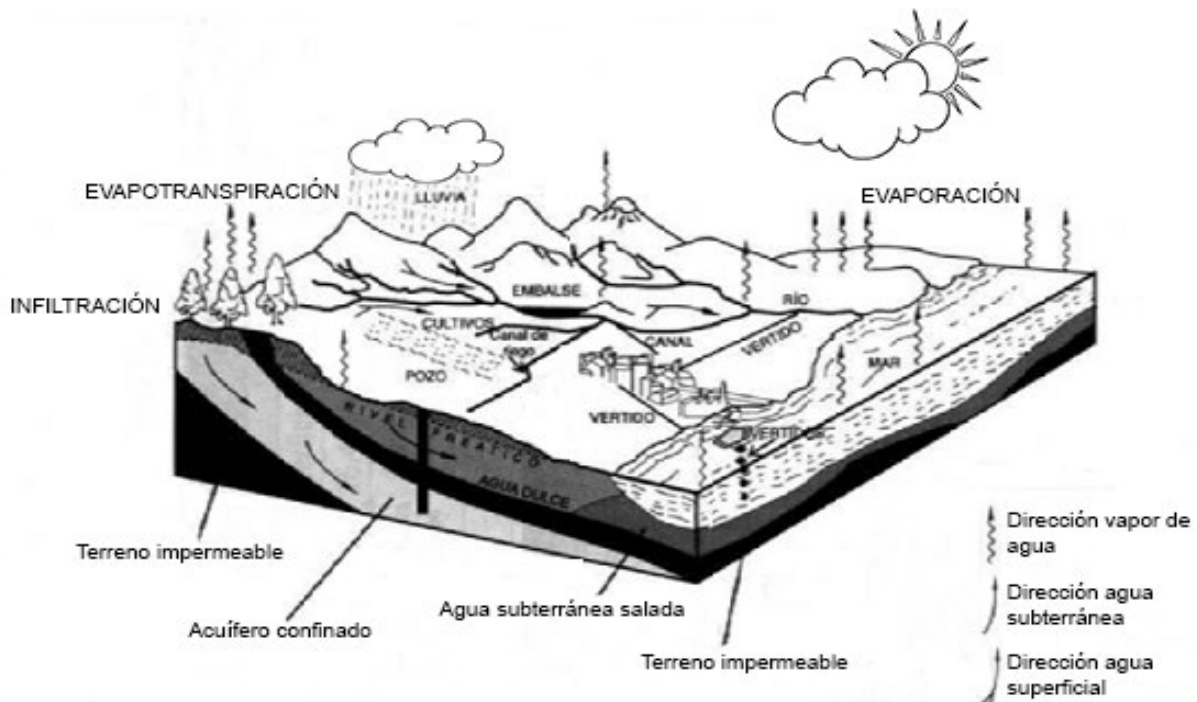


Figura 19.1. Ciclo hidrológico con los principales componentes. Adaptado de Orozco Berrenetxea et al. (2008).

2. Sistemas acuosos naturales

El agua es un elemento abundante en la Tierra, pero cerca del 99,89% de la misma no se encuentra disponible para el consumo humano (*Figura 19.2*). El agua se encuentra predominantemente en mares y océanos, es decir, como agua salada, constituyendo el 97%. El 3% restante forma parte del agua dulce del planeta, la cual no se encuentra totalmente disponible ya que solamente el 0,03% forma parte del agua superficial (e.g. ríos, lagos). Del resto, un 2,4% forma parte de hielos y glaciares y un 0,57%

constituye el agua subterránea,. Si bien el aporte de agua atmosférica es pequeña (0,001%), es de gran importancia biológica.

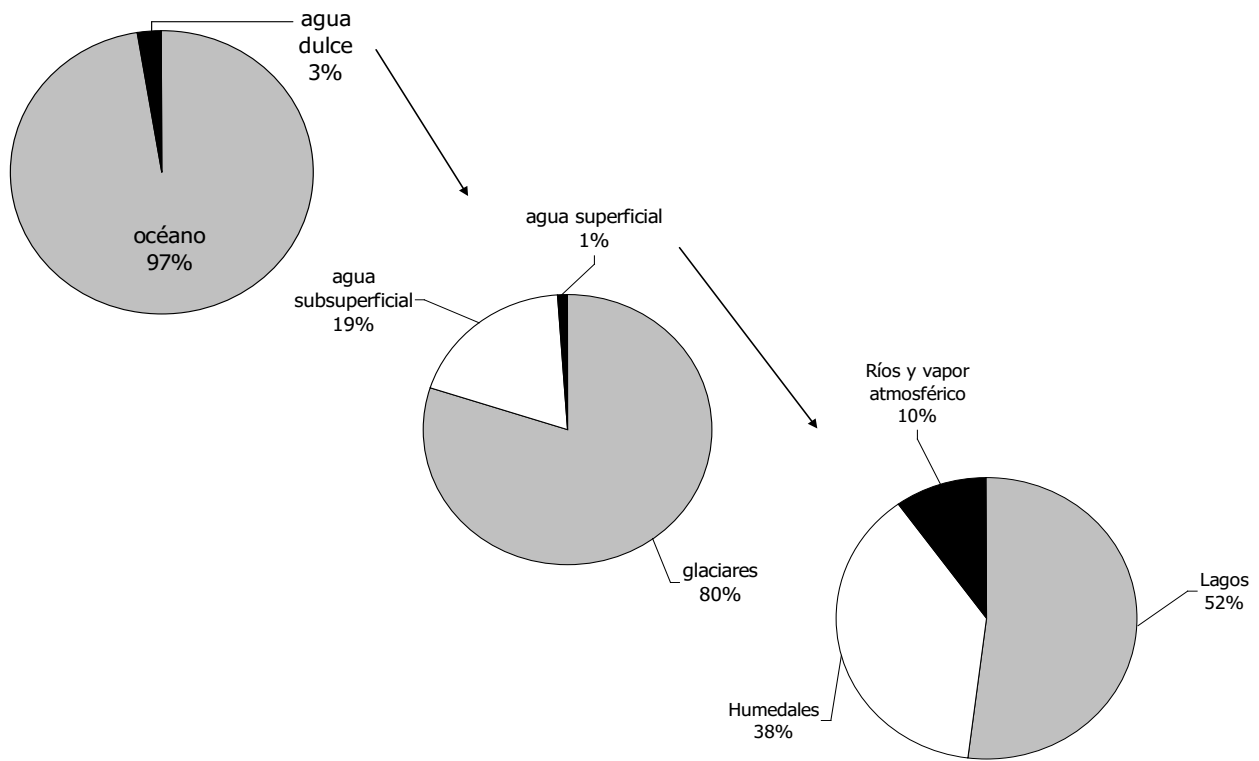


Figura 19.2. Distribución del agua en la Tierra. Adaptado de Fernández Cirelli (2000).

3. Composición natural del agua

Aún en ausencia de cualquier intervención humana, las aguas naturales presentan concentraciones variables de determinadas sustancias químicas, ya sea en forma disuelta o particulada, y de organismos biológicos. La composición de las aguas naturales varía en función del terreno que atraviesa. En general, se encuentran cationes que mayoritariamente son calcio (Ca), magnesio (Mg), sodio (Na) y potasio (K). Los aniones que se encuentran en mayor proporción son bicarbonato, carbonato, cloruro, sulfato. También se puede encontrar elementos traza, materia orgánica (MO), y gases atmosféricos disueltos como O_2 , N_2 , CO_2 , NH_3 , H_2S .

El agua posee características que le confieren propiedades únicas:

- Alta constante dieléctrica: permite la disolución de sustancias iónicas y favorece su ionización.
- Transparente a la luz UV: el agua sólo bloquea parcialmente la radiación UV, permitiendo que las plantas absorban su energía.
- Densidad: la densidad del agua es aproximadamente igual a uno ($0,9999 \text{ g cm}^{-3}$) a temperatura ambiente.

- Alta capacidad calorífica: se requieren grandes cantidades de calor para afectar la temperatura de los cuerpos de agua, con lo cual su temperatura es estable frente a la temperatura del entorno geográfico. De esta manera se evita la ocurrencia de fuertes cambios de temperatura, lo cual afectaría a los organismos presentes.
- Conductividad eléctrica: el agua pura tiene muy baja conductividad eléctrica, pero cualquier electrolito disuelto en ella la hace más conductora y más cuanto más disociados se encuentren.

4. El agua como recurso y usos del agua

El recurso hídrico se define como la cantidad de agua que circula por los ríos de una zona y la reserva acumulada superficial y subterránea en un año promedio. La demanda de agua difiere según el destino y uso que puede ser de tipo natural y/o antrópico. Dentro de los usos naturales se incluye el mantenimiento de los ríos, plantas y ecosistemas, el transporte de sedimentos, y las reservas naturales. Los usos antrópicos incluyen el aprovisionamiento doméstico, la recreación, la producción agropecuaria, la industria, la generación de energía hidroeléctrica, etc.

Las estimaciones realizadas por la FAO (2012), para evaluar el destino del agua por sector, muestran que los continentes con mayor desarrollo económico destinan gran proporción de agua a la industria. Esta proporción alcanza el 55% y 43% para Europa y América del Norte, respectivamente (*Figura 19.3*). En el caso de continentes con países en desarrollo, el destino principal es el sector agrícola, representando más del 60%, siendo mínimo el destino industrial (*Figura 19.3*). En la Argentina, la participación en el uso de del agua para el año 2000 fue 66% con destino agrícola, 12% para uso industrial y 22% con destino doméstico correspondió (FAO, 2012).

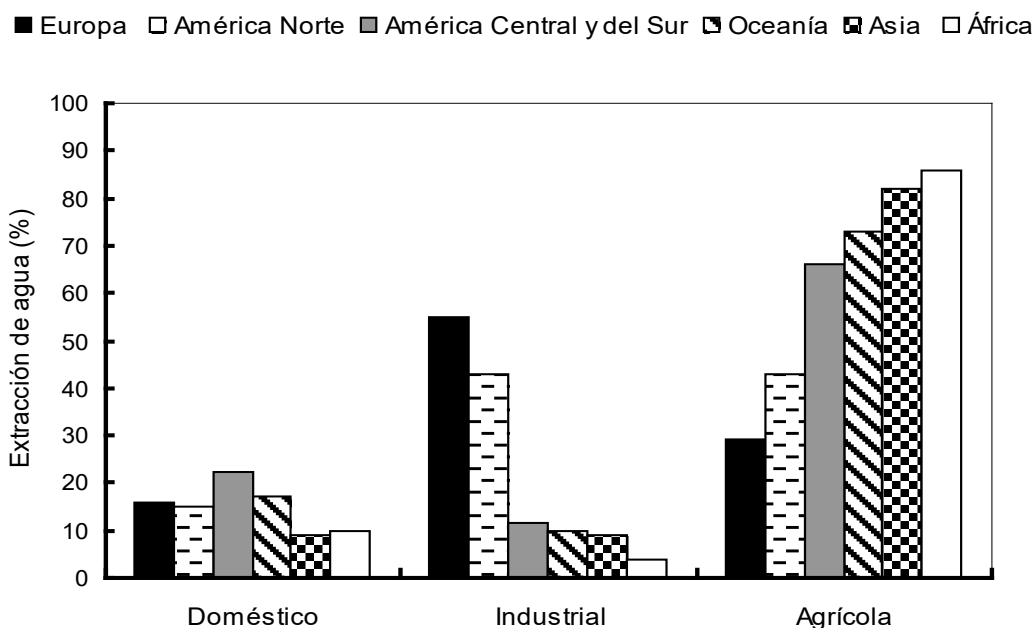


Figura 19.3. Destinos del agua extraída para el sector doméstico, la industria y la producción agrícola, en los distintos continentes para el año 2003. Fuente: FAO (2012).

En forma independiente al uso que se destine, existen grandes diferencias a nivel mundial en el consumo per cápita de agua. El incremento demográfico de muchos países y la contaminación proveniente de efluentes de origen domiciliario han creado en el último tiempo mayor conciencia en preservar la calidad del agua.

5. Huella hídrica o agua virtual

La huella hídrica de un producto se define como el volumen de agua utilizada para producirlo considerando toda el agua consumida y contaminada a lo largo de toda la cadena de producción (Hoekstra, 2003). La huella hídrica es un indicador de la apropiación del agua. A modo de ejemplo, al estimar la huella hídrica de los productos agropecuarios, la producción de cereales tiene menores requerimientos hídricos que los productos pecuarios. Es así que para producir 1 kg de grano se requieren entre 1.000 a 2.000 l de agua (según lugar y tecnología utilizada), mientras que 1 kg de queso requiere 5.000 l de agua y 1 kg de carne, 16.000 l (Araya Mourgues, 2004). En definitiva, el concepto de huella hídrica es un indicador de presión que cuantifica el uso humano de un recurso natural. Sin embargo, este indicador no permite señalar los cambios resultantes en el ambiente a causa de esa utilización.

En la bibliografía internacional, la huella hídrica asociada a la producción de bienes se discrimina en tres categorías: agua verde, agua azul y agua gris. El agua verde es el volumen de agua evapotranspirada por los cultivos provenientes de las precipitaciones y almacenada en el suelo. El agua azul es el volumen de agua que se evapora desde las distintas fuentes de recursos naturales como el agua superficial y subterránea. El agua gris es el volumen de agua contaminada, que se calcula como el volumen de agua requerida para diluir los elementos contaminantes a fin de mantener el nivel de calidad inicial del agua al inicio del proceso (Aldaya *et al.*, 2010).

El concepto de huella hídrica es definido específicamente para un proceso o producto particular, pero también puede conocerse para cualquier grupo de productores (*e.g.* organización pública, empresa privada, sector económico) o consumidores (*e.g.* individual, familiar, pueblo, ciudad, provincia o país). En estos términos, la huella hídrica es un indicador temporal y geográfico explícito, que informa no sólo los volúmenes de uso de agua, sino también su ubicación. Cuando hay transferencia de productos entre países se produce el flujo de lo que se denomina agua virtual que es enormemente mayor al agua contenida en el producto exportado. Por ello, el comercio agrícola mundial se considera como una gran transferencia de agua virtual, desde regiones donde este recurso es relativamente abundante y de bajo costo, hacia otras donde es escaso y, por lo tanto, más costoso ya que su uso compete en mayor medida con otras prioridades (Pengue, 2006).

Los países productores de granos en condiciones de secano, como EE.UU., Canadá, Australia y la Argentina, son los mayores exportadores de agua virtual (**Cuadro 19.1**). La Argentina se posiciona como un actor importante en el comercio mundial de granos por disponer de recursos hídricos y suelos relativamente fértiles y, por lo tanto, se encuentra entre el grupo de países exportadores netos de agua virtual (Pengue, 2006).

En términos de comercio agroalimentario, Fishelson (1989) plantea que es cuestionable exportar bienes que en su producción consumen grandes cantidades de agua desde países con problemas

de escasez hídrica. Los países con escasa disponibilidad de recursos hídricos deberían hacer un uso económico más eficiente, en lugar de destinarlos al uso agropecuario. Por ejemplo, podrían importar alimentos y ahorrar el agua de su territorio para destinar estos recursos a otras producciones de índole industrial y al consumo doméstico.

Cuadro 19.1. Balance mundial de agua virtual correspondiente al intercambio comercial de agroalimentos. Extraído de Chapagain y Hoekstra (2008).

Países exportadores(Gm ³ año ⁻¹)		Países importadores(Gm ³ año ⁻¹)	
América del Norte	-108	Europa Occidental	152
América del Sur	-107	Asia Central y Meridional	150
Oceanía	-70	Medio Oriente	47
África del Norte	-45	Europa Oriental	18
Sudeste de Asia	-30	Antigua Unión Soviética	13
África Central	-16	América Central	2
Sur de África	-5		

La dificultad al acceso del recurso hídrico ha desencadenado numerosos conflictos en la historia de los pueblos y hay conciencia en la comunidad científica que será uno de los recursos más escasos del siglo XXI. La administración de los recursos hídricos sobrepasa las fronteras de los países y en los próximos años se requerirá aumentar la eficiencia en su uso a escala de cuencas hidrológicas. Además, como consecuencia de los efectos previsibles del cambio climático se están desarrollando, mediante mejora genética, cultivos con mayor eficiencia en el uso del agua.

6. Calidad del agua y contaminantes en aguas

El crecimiento demográfico, el desarrollo económico y la mejora en la calidad de vida aumentan la demanda de recursos naturales, en particular, del agua. Cuando la calidad de las aguas sufre deterioro es una causa de escasez. El concepto calidad del agua no es un término sencillo de definir. A su vez, cada tipo de uso se corresponde con una calidad determinada. Por lo tanto, la definición de contaminación del agua también es relativa al uso que se destine.

Para establecer la calidad del agua de riego se utilizan parámetros físicos y químicos que permiten caracterizar su composición y los efectos de sus componentes sobre el suelo y la producción. Los excesos o deficiencias de minerales en el agua de bebida animal tienen un marcado impacto en la salud y la producción pecuaria. En muchas regiones la Argentina, el uso del agua como bebida humana, es decir, como fuente de agua potable proviene de aguas subterráneas. A su vez, éstas pueden ser destino de residuos líquidos que percolan a través del suelo producto de la ineficiencia de los sistemas de producción agrícola-ganaderos (Galindo *et al.*, 2007).

El daño de acuíferos es costoso y, en algunos casos, imposible, por lo que puede ser irreversible. Desde la población, la percepción acerca del problema y la preocupación por la protección de las aguas subterráneas es poca o nula. Es necesario tomar conciencia de la escala y la seriedad del problema, por lo que es imprescindible cuantificar la vulnerabilidad de los acuíferos a contaminarse e investigar el riesgo de contaminación para tomar las medidas necesarias para manejarlos, las cuales

deben tender a ser precautorias. Además, para un uso racional del recurso hay que considerar la recarga que se puede definir como el agua que llega a un acuífero desde cualquier dirección (*i.e.* desde arriba, abajo o lateralmente).

En el caso de las aguas superficiales, éstas pueden funcionar como receptor de vectores de transmisión de enfermedades, y así la salud humana puede verse comprometida como resultado del uso de aguas contaminadas como fuente de consumo, recreación, riego, bebida animal, entre otros usos. Este proceso puede darse debido al desarrollo del proceso de erosión, mediante el escurrimiento de aguas con partículas de suelo, nutrientes y microorganismos.

7. Tipos de contaminación

La distribución de los contaminantes en el área problema puede ser de diferentes formas, distinguiéndose tres tipos de contaminación: (i) de origen puntual, (ii) difuso o (iii) tipo pluma (**Cuadro 19.2**). La contaminación de origen puntuales un tipo de contaminación localizada con un núcleo emisor desde el cual los contaminantes pueden movilizarse a los diferentes componentes del sistema (atmósfera, aguas subterráneas y superficiales). Las fuentes de contaminación puntuales se solucionan con medidas estructurales. Cuando la contaminación es de origen difuso no se distingue un foco concreto de contaminación en el suelo, ya que la contaminación se manifiesta de forma extensiva. Suele originarse con contaminantes de escasa concentración, pero alta difusión y requerir de medidas no estructurales. Por último, la contaminación tipo pluma es la derivación de una contaminación puntual, cuando ésta persiste largos períodos de tiempo o está constituida por un volumen importante de contaminantes. El movimiento de los contaminantes está dado por dos fenómenos, la advección y la

Cuadro 19.2. Actividad antrópica que origina contaminación, tipo de contaminación y contaminantes generados por la actividad.

Actividad	Tipo de contaminación	Agente contaminante
Doméstica	Puntual	Microorganismos Nutrientes Materia orgánica Sólidos en suspensión Sales disueltas Detergentes
Ganadería intensiva	Puntual / pluma	Microorganismos Nutrientes Materia orgánica Sólidos en suspensión Sales disueltas Derivados de productos veterinarios
Agricultura	Difusa	Partículas finas (limos y arcillas) Nutrientes Plaguicidas Materia orgánica Microorganismos Sales disueltas

difusión, la cual en el caso de los medios porosos se denomina dispersión. El movimiento de la pluma que se extiende por el subsuelo está fundamentalmente controlado por el gradiente hidráulico.

8. Efectos de la actividad antrópica en el agua de los agroecosistemas

A modo de ejemplo, se consideran los siguientes casos de relevancia local: lixiviación de nutrientes, lixiviación de plaguicidas, erosión del suelo y contaminación biológica, erosión del suelo y eutrofización, contaminación en sistemas de producción ganadera y salinización por cambio en la cobertura del suelo.

8.1. Lixiviación de nutrientes

La susceptibilidad de lixiviación de los macronutrientes es, en orden decreciente: nitratos>>sulfatos>fosfatos. Esto se asocia con que el nitrógeno (N), por ser un nutriente móvil en el suelo, tiene alto riesgo de lixiviarse y alcanzar el agua subterránea. La lixiviación de nitratos se entiende como la pérdida de N de la solución del suelo que se mueve por gravedad por debajo de la profundidad de la zona de exploración radical. El flujo vertical de nitratos a través del perfil del suelo depende de la presencia de N mineral en la solución del suelo y del volumen de agua (precipitaciones intensas y abundantes). Entre los factores que afectan la lixiviación de nitratos se considera la fertilización (dosis, momento y fuente de N), tipo de suelo (textura, MO, flujo preferencial), precipitaciones y riego (intensidad y lámina de riego) y características propias del cultivo (sistema radical, ciclo de cultivo y requerimientos nutricionales). Los suelos profundos, de texturas gruesas y bien drenados son los más susceptibles de lixiviar nitrógeno. Sin embargo, en Argiudoles y Hapludoles típicos se encontraron valores semejantes de N lixiviado (Rimski-Korsakov *et al.*, 2004; Portela *et al.*, 2006). En suelos con presencia de arcillas expandentes y procesos de humedecimiento-secado se pueden generar grietas que favorecen el flujo preferencial. En contraposición, el fósforo (P) es un nutriente poco móvil y en suelos agrícolas se pierde muy poco P disuelto en el agua (Sharpley, 2010).

La aplicación de fertilizantes es una práctica agronómica que constituye un factor potencial de enriquecimiento del agua subterránea con nitratos. La decisión de fertilizar está relacionada con cuestiones de manejo, las cuales están supeditadas al cultivo (en particular en el caso de las gramíneas) y su ciclo ontogénico (relacionado a los requerimientos del cultivo), al período de barbecho, las precipitaciones, etc. Durante el período de barbecho y hacia el final del ciclo de cultivos anuales se incrementa el riesgo de lixiviación de nitratos. En experimentos de fertilización nitrogenada con ^{15}N realizados en lisímetros, los nitratos lixiviados se originaron fundamentalmente en la mineralización de la MO y el N lixiviado proveniente del fertilizante marcado con ^{15}N fue escaso con dosis de 50-80 kg N ha⁻¹ (Portela *et al.*, 2006). Los suelos de la región pampeana con niveles relativamente altos de MO y condiciones favorables para la mineralización durante el barbecho, son susceptibles de perder N por este proceso (Portela *et al.*, 2006; Aparicio *et al.*, 2008). En consecuencia, al estimar la dosis de N se debe tener en cuenta su tasa de mineralización (Aparicio *et al.*, 2008).

Una de las estrategias para reducir el riesgo de lixiviación de nitratos durante el barbecho es intercalar cultivos de cobertura (ray-grass, avena, cebada) con cultivos estivales de granos, como soja y maíz. Hay trabajos que muestran que esta práctica puede generar reducciones del 50-90% del contenido de nitratos en relación a barbechos limpios disminuyendo el riesgo de lixiviación (Restovich *et al.*, 2012). Sin embargo, la absorción de agua por los cultivos de cobertura genera controversias porque en años secos puede incidir en los rendimientos de los cultivos de verano.

En la Argentina, aunque se encuentra en aumento, el consumo de fertilizantes es aún bajo en relación a otros países, e inclusive respecto de lo extraído por los cultivos. Existen antecedentes de lixiviación de nitratos en suelos bajo distintos usos (Rimski-Korsacov *et al.*, 2004; Abril *et al.*, 2007). Para áreas rurales bajo uso agrícola existen pocos estudios que cuantifiquen el transporte de N derivado de fertilizantes a acuíferos y cuerpos superficiales de agua. Entre ellos se encuentra el trabajo de Andriulo *et al.* (2009) que reportaron contenidos de nitratos en el agua freática de hasta 50 ppm en Pergamino, y el de Blarasin *et al.* (2006), quienes hallaron hasta 100 ppm en el sur de Córdoba.

La contaminación por nitratos se identifica por la concentración en aguas de consumo humano y animal por sus efectos en la salud. La USEPA (1995) estableció como valor crítico para aguas de consumo humano de $10 \text{ mg N-NO}_3^- \text{ l}^{-1}$ de agua. Estudios realizados en el sudeste de Buenos Aires determinaron que la concentración de nitratos en aguas subterráneas se asoció al manejo de los suelos (*Figura 19.4*).

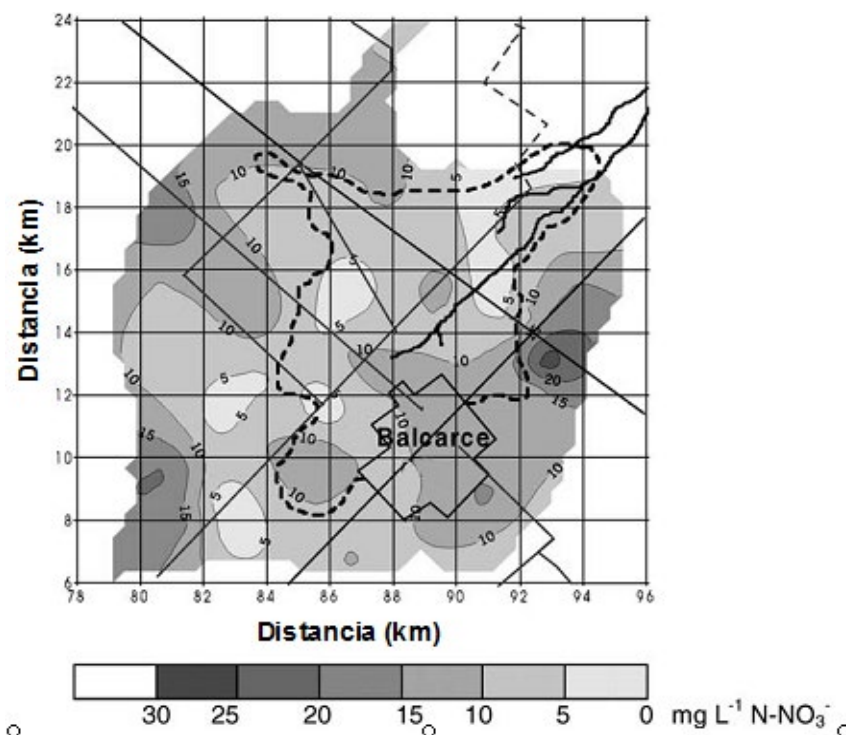


Figura 19.4. Mapeo del contenido de N-NO_3^- en el agua subterránea en la zona aledaña a Balcarce (provincia de Buenos Aires). Dentro de los límites de la línea punteada: presencia de pasturas y actividad ganadera. Por fuera de la línea punteada: cultivos anuales: papa, maíz, girasol. Adaptado de Costa *et al.* (2002).

En la zona de producción de cultivos hortícolas como la papa, donde se combina el riego artificial con altas dosis de fertilización nitrogenada, se encontraron niveles mayores a $10 \text{ mg N-NO}_3^- \text{ l}^{-1}$ en aguas subterráneas (Costa *et al.*, 2002). En zonas aledañas con producción de cultivos para forraje y

pasturas la concentración de nitratos en el agua extraída con molinos a 8 m de profundidad fue menor de $10 \text{ mg N-NO}_3 \text{ l}^{-1}$ (Figura 19.5).

8.2. Lixiviación de plaguicidas

A la contaminación potencial debe sumarse el riesgo que representa cualquier plaguicida. En el norte de la provincia de Buenos Aires se realizó un estudio de riesgo de contaminación del agua subterránea, comparando situaciones contrastantes de recarga hídrica y contenidos de MO. El factor de atenuación se estimó como la fracción del plaguicida susceptible de lixiviar a través del perfil de suelo. Considerando el peor de los escenarios edafoclimáticos, el factor de atenuación mostró que 50% de los herbicidas estudiados tienen una probabilidad entre moderada y alta de riesgo de contaminación del agua subterránea, seguido por los insecticidas y los fungicidas (Dalpiaz *et al.*, 2012). El riesgo se incrementa en dirección NE-SO de la región pampeana donde los suelos se tornan más someros y con texturas más arenosas, lo cual se agrava cuando la freática se mantiene cerca de la superficie.

En estudios realizados a fines de la década del 90 en la zona rural de Pergamino se detectó en aguas subterráneas la presencia de atrazina y sus metabolitos, además de compuestos organoclorados y organofosforados. Los compuestos organoclorados detectados no se utilizan en la actualidad, pero perduran debido a sus características de persistencia (Andriulo *et al.*, 2009). En otro estudio en la zona aledaña a un “feedlot” no se encontraron plaguicidas clorados o fosforados en el agua subterránea y tampoco atrazina ni metabolitos del glifosato (Andriulo *et al.*, 2003).

En la Argentina, por su movilidad y su perdurabilidad, se ha estudiado la atrazina como posible contaminante de aguas subterráneas. Sin embargo, es discutido el comportamiento de este herbicida de amplio uso en el sistema suelo-agua y dificulta distinguir los períodos de mayor vulnerabilidad (Hang *et al.*, 2010). En un estudio realizado por Hang *et al.* (2010) en cultivos de maíz con lisímetros en suelos de la pampa húmeda se evaluó la concentración de atrazina en el agua de drenaje. Las mayores concentraciones de atrazina en el agua de drenaje ocurrieron al mes de su aplicación y se perdió en el Argiudol (Pergamino) el 0,13% de la dosis aplicada y un 0,03% en el Hapludol (Junín). La presencia del horizonte B_t en el Argiudol asociada a vías de flujo preferencial, así como la ocurrencia de precipitaciones intensas que coincidieron con baja evapotranspiración del maíz, explicarían los resultados obtenidos. En el mismo experimento en condiciones controladas estos autores hallaron que la vida media del herbicida en ambos suelos fue de aproximadamente dos semanas (Hang *et al.*, 2010). La USEPA propone como límite crítico para el agua potable $3 \mu\text{g}$ de atrazina l^{-1} de agua potable. En el estudio mencionado anteriormente sólo se encontraron valores cercanos al crítico en el Argiudol luego de uno de los eventos de lluvia.

El riesgo de pérdida de glifosato por lixiviación y escurrimiento se asocia al transportarse por el perfil del suelo debido al flujo preferencial por macroporos o hacia cursos de agua superficiales cuando su aplicación ocurre con anterioridad a precipitaciones intensas (Elliot *et al.*, 2000; Villholth *et al.*, 2000). La Unión Europea admite $0,1 \mu\text{g l}^{-1}$ como límite crítico para glifosato y su metabolito AMPA (ácido amino metil fosfónico). En un estudio realizado en lisímetros bajo siembra directa se evaluó el drenaje profundo y se lixivió 0,3% del glifosato aplicado en soja en un suelo Argiudol de Pergamino y se perdió por escurrimiento superficial 0,6% del aplicado en parcelas de escurrimiento del INTA Paraná (Sasal *et al.*, 2010). En el mismo experimento y en aplicaciones tardías en el Argiudol (Perga-

mino) se encontraron concentraciones bajas de glifosato en vainas, tallos y granos de soja (con elevada variabilidad) que resultaron en contenidos inferiores al límite establecido por la USEPA.

8.3. Erosión del suelo y contaminación biológica

El conocimiento del transporte de contaminantes patógenos resulta imprescindible para el desarrollo de modelos de contaminación y el diseño de prácticas de mitigación de este fenómeno. Las actividades agropecuarias son una de las causas de la presencia de microorganismos en los cursos de agua consecuencia de los procesos de escurrimiento y, por lo tanto, transporte de partículas, microorganismos libres o microorganismos adsorbidos a partículas que se mueven con el agua. La ganadería sobre pastizales es una de las principales actividades que favorece la diseminación de patógenos hacia

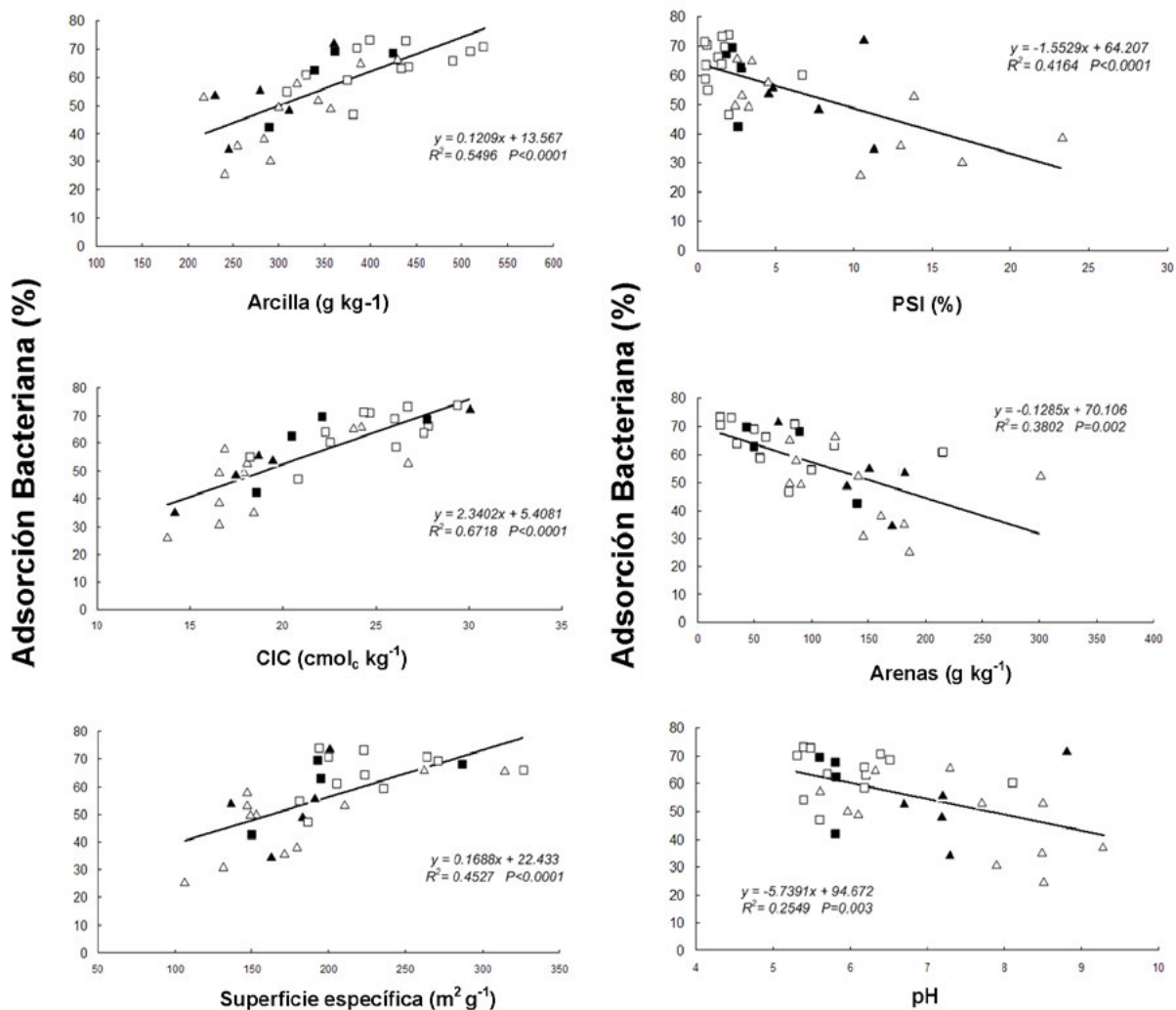


Figura 19.5. Relación entre la adsorción bacteriana y (a) el contenido de arcillas (%), (b) la capacidad de intercambio catiónico (CIC; cmol kg⁻¹), (c) la superficie específica (m² g⁻¹), (d) el porcentaje de sodio intercambiable (PSI; %), (e) el contenido de arenas (g kg⁻¹) y (f) el pH del suelo. Los cuadrados corresponden a suelos Argiúdoles, y los triángulos a suelos Natracualfes. Los símbolos vacíos corresponden a suelos muestreados en el establecimiento "Los Patricios" de la FAUBA (San Pedro, Buenos Aires) se presentan vacíos, y los símbolos llenos, a muestreos fuera de este establecimiento. Adaptado de Kraemer et al. (2013).

el medio. La actividad ganadera incide en la contaminación hídrica entre otras acciones, a través del aporte directo e indirecto a las aguas superficiales de heces y orina, las cuales pueden contener patógenos, exacerbado en cuencas tradicionalmente ganaderas.

El ciclo hidrológico juega un papel fundamental en la dinámica de la contaminación asociada a las actividades agropecuarias. Los contaminantes son transportados por movimientos del agua hasta alcanzar los cursos hídricos. Este movimiento está gobernado por los procesos de lluvia-escorrentía, pero todos los otros elementos del ciclo hidrológico tienen efectos directos o indirectos sobre el transporte y la transformación de las sustancias contenidas en el agua y el suelo. Estudios recientes han mostrado que la lluvia genera escurrimiento en áreas que pueden transferir altas concentraciones de microorganismos indicadores de contaminación fecal en aguas superficiales.

La dinámica que presentarán estos fenómenos de escurrimiento-infiltración y adsorción (retención) de las bacterias a las partículas del suelo depende del tipo de suelo y de sus características intrínsecas. En suelos arenosos suele predominar el fenómeno de infiltración y, por lo tanto, el movimiento hacia aguas subsuperficiales. A su vez, la adsorción bacteriana es menor debida a mayores contenidos de arena. Por el contrario, en suelos de textura fina los procesos predominantes son: (i) es el de escurrimiento, en el caso de que exista pendiente, (ii) el de adsorción, debido a la interacción de las bacterias con las arcillas, y (iii) el de transporte de las bacterias adsorbidas a partículas del suelo. Además de la presencia de partículas finas, son otras las características del suelo que también determinan la adsorción bacteriana como: el porcentaje de sodio intercambiable (PSI), la superficie específica de las partículas sólidas (SE), la capacidad de intercambio catiónico (CIC), y el pH del suelo (Kraemer *et al.*, 2013) (*Figura 19.5*).

8.4. Erosión del suelo y eutrofización

La eutrofización es el fenómeno que se origina por el enriquecimiento con nutrientes, principalmente P y N, de las aguas naturales. El P es factor limitante del fitoplancton, y su provisión en el agua se agota si no hay aporte externo. Por el contrario, un contenido elevado de P en el agua puede incrementar notablemente la actividad del fitoplancton, generando problemas de agotamiento de oxígeno y exceso de MO producida. Esto ocurre cuando el N no es la principal limitante en aguas, el cual puede ingresar por diferentes vías.

En términos generales, la deforestación, el sobre-pastoreo y la agricultura desencadenan procesos erosivos que resultan en sedimentos que contienen nutrientes e ingresan a los cuerpos de agua superficial. En la región pampeana se atribuye a la erosión hídrica el ingreso de nutrientes a los cuerpos de agua superficial ya que el uso de fertilizantes es relativamente reciente en el país (Andriulo, 2009). Como resultado de la erosión hídrica, los sedimentos pueden transportar por escurrimiento superficial el 60-90% del P asociado a partículas del suelo y a la MO (Sharpley, 2010). En el humedal pampeano, los profundos cambios en el uso de la tierra, tales como la agriculturización, urbanización, canalización y regulación de ríos y arroyos, favorecieron los procesos de transporte de nutrientes (Quirós *et al.*, 2006).

Las lagunas oligotróficas por ser profundas, con baja concentración de nutrientes, escasa vegetación, presencia de oxígeno en el fondo, están pobladas con fauna de calidad. En cambio, las lagunas

eutróficas son aguas poco profundas, con alta concentración de nutrientes, vegetación exuberante y menor calidad, con especies inferiores. Diversos indicadores son utilizados para caracterizar el estado trófico de las lagunas pampeanas, considerando que las lagunas pueden clasificarse en pequeñas y grandes, siendo el límite de las mismas de 1,5 km², y discriminarse en “claras” y “turbias” (**Cuadro 19.3**).

Cuadro 19.3. Valores promedio de los indicadores de estado trófico en las lagunas pampeanas. Entre paréntesis se muestran los rangos de variación para cada grupo de lagunas. Extraído de Quirós *et al.* (2006).

Tipo	Transparencia (m)	Biomasa algal (mg m ⁻³)	P Total (mg m ⁻³)	N Total (mg m ⁻³)
Lagunas grandes				
Clara	1,5 (0,6-4,6)	19,2 (1,6-82,4)	230 (23-1.288)	6.361 (2.660-11.592)
Turbia	0,4 (0,1-1,1)	107 (12,8-405)	479 (25-1.250)	9.320 (2.900-28.750)
Lagunas pequeñas				
Clara	>0,8 (0,04->2,3)	23,4 (0,2-258)	1.889 (366-4.910)	2.373 (161-21.021)
Turbia	0,3 (0,04-1,0)	165 (3,7-1.814)	2.035 (688-5.322)	6.593 (1.456-53.124)

Las grandes lagunas “claras” se muestran en general meso-eutróficas, con macrofitia sumergida y emergente, y con valores medios de sus concentraciones de nutrientes totales. Las grandes lagunas “turbias” se presentan autróficas e hipertróficas con altos valores promedio de concentraciones de nutrientes, biomasa algal y baja transparencia del agua. El estado trófico de las pequeñas lagunas se muestra con valores mayores en P y menores de N. Estas son más dependientes de las precipitaciones locales y del uso de la tierra en su entorno. En las “turbias” es de esperar predominio de fitoplacton sobre la macrofitia (Quirós *et al.*, 2006).

En general, se ha observado que estas lagunas sufren un efecto directo de la agricultura reflejado en los niveles de P y N de la mayoría de las lagunas del humedal pampeano, en particular las más pequeñas. En aquellas de mayor tamaño deben considerarse los efectos de los efluentes urbanos no tratados (Quirós *et al.*, 2006). Las aguas residuales de las ciudades son fuente de fósforo proveniente de los detergentes, además de elementos traza.

8.5. Contaminación en sistemas de producción ganadera

La intensificación de los sistemas de producción ganadera incrementa los flujos de energía y nutrientes. Los “feedlots” son sistemas con alta concentración de excrementos que pueden alterar la calidad del agua y poner en riesgo la salud humana si se encuentran en cercanías a lugares poblados. Las excretas contribuyen con materia orgánica, macronutrientes (N, P, S) y elementos traza, patógenos, hormonas y antibióticos. Por ejemplo, transcurrida más de una década desde la instalación de un “feedlot” en un Argiudol de Santa Fe, el principal impacto en el suelo fue la salinización de todo el perfil y un marcado incremento de N y P total dentro de los corrales de engorde y de acceso de los bovinos (Andriulo *et al.*, 2003) (**Cuadro 19.4**). En el agua el impacto difirió en función del N inorgá-

nico, con predominio de nitratos en aguas subterráneas y amonio en aguas superficiales. La calidad del agua subterránea no resultó aceptable para consumo humano por el elevado contenido de nitratos (*Cuadro 19.4*).

Cuadro 19.4. Composición físico-química de muestras de agua dentro del “feedlot”, valores de referencia fuera del mismo extraídas con bomba (20 m) y molino (8 m) y en la laguna de efluentes. Extraído de Andriulo et al. (2003).

Determinación	Unidad	Referencia		Feedlot		Laguna
		Bomba	Molino	Bomba	Molino	
pH		8,3	7,8	8,0	7,7	8,2
CE	dS m ⁻¹	1,6	1,1	2,3	2,3	1,9
Sales solubles	mg l ⁻¹	776	780	1464	1616	1360
NO ₃	mg l ⁻¹	38	10	61	119	4
NH ₄	mg l ⁻¹	-	0	0	0	110
PO ₄	mg l ⁻¹	2,0	-	3,0	2,5	2
Cu	µg l ⁻¹	5,7	6,4	8,4	10,8	24,2

Los efluentes de origen animal en sistemas intensivos de producción resultan en una fuente importante de contaminación puntual. En sistemas de producción intensiva de aves y cerdos de una zona aledaña a Pergamino se encontraron contenidos de 76 ppm NO₃ en el agua subterránea (Andriulo et al., 2009). Además, los animales son poco eficientes en la utilización de nutrientes. Por ejemplo, en las vacas lecheras la pérdida de N consumido es de 70-80% del, y del P solo se retiene el 30% de lo que contiene el alimento (Sharpley, 2010).

Sin embargo, los sistemas de producción ganadera extensiva requieren prácticas específicas de manejo, especialmente los sistemas de cría bovina que se instalan frecuentemente cerca de cursos de agua en suelos hidromórficos. La protección de arroyos y ríos excluyendo a los animales mediante alambrados es una práctica recomendable para mantener la calidad de aguas superficiales. Existen evidencias de contaminación con P fecal cuando se permite el acceso de los animales a los cursos de agua (James et al., 2006; Sharpley, 2010).

8.6. Salinización por cambio en la cobertura del suelo

En la Depresión del Salado la actividad productiva predominante es la cría bovina, estando la agricultura restringida a las posiciones altas de paisaje. Esta región ocupa un área de aproximadamente 5 millones de hectáreas, y el río Salado es el único curso de agua importante. Esta región no posee pendiente que permita una rápida descarga del río al mar, por lo que es una zona de campos bajos con excedentes de agua que causan inundaciones temporales por la extremada lentitud en la evacuación de la misma. Como consecuencia de esto la capa freática se encuentra muy cerca de la superficie. La defoliación de las especies vegetales por parte del ganado bovino genera una menor acumulación de biomasa y broza en el suelo y, por lo tanto, mayor superficie de suelo desnudo. La presencia de suelo desnudo modifica, entre otras cosas, la temperatura del suelo llevándola a valores más elevados. Estos aumentos en la temperatura del suelo debido a la intensidad de pastoreo conllevan a incrementos en la tasa de evaporación (*Cuadro 19.5*). La freática se encuentra cargada con sales y su cercanía a

la superficie determina la acumulación de sales debido al movimiento ascendente del agua con las mismas (Lavado y Taboada, 1987). Además, cuando ocurre la salinización de la superficie del suelo, la producción de forraje disminuye. En ausencia de pastoreo no hay acumulación de sales debido a que el residuo en superficie reduce la tasa de evaporación y el ascenso de agua y sales (*Figura 19.6*).

Cuadro 19.5. Rango de temperatura superficial alcanzada en el suelo y la tasa de evaporación promedio en los meses de enero y febrero del año 1984 para los tratamientos sin pastoreo y con pastoreo. Letras distintas indican diferencias significativas ($P < 0,01$). Adaptado de Lavado y Taboada (1987).

	Temperatura máxima (°C)		Tasa de Evaporación (mm d ⁻¹)	
	Sin Pastoreo	Con Pastoreo	Sin Pastoreo	Con Pastoreo
Enero	22,8 – 25,5	26,4 – 32,7	0,19 b	2,13 a
Febrero	17,7 – 23,9	21,5 – 30,4	0,39 b	1,79 a

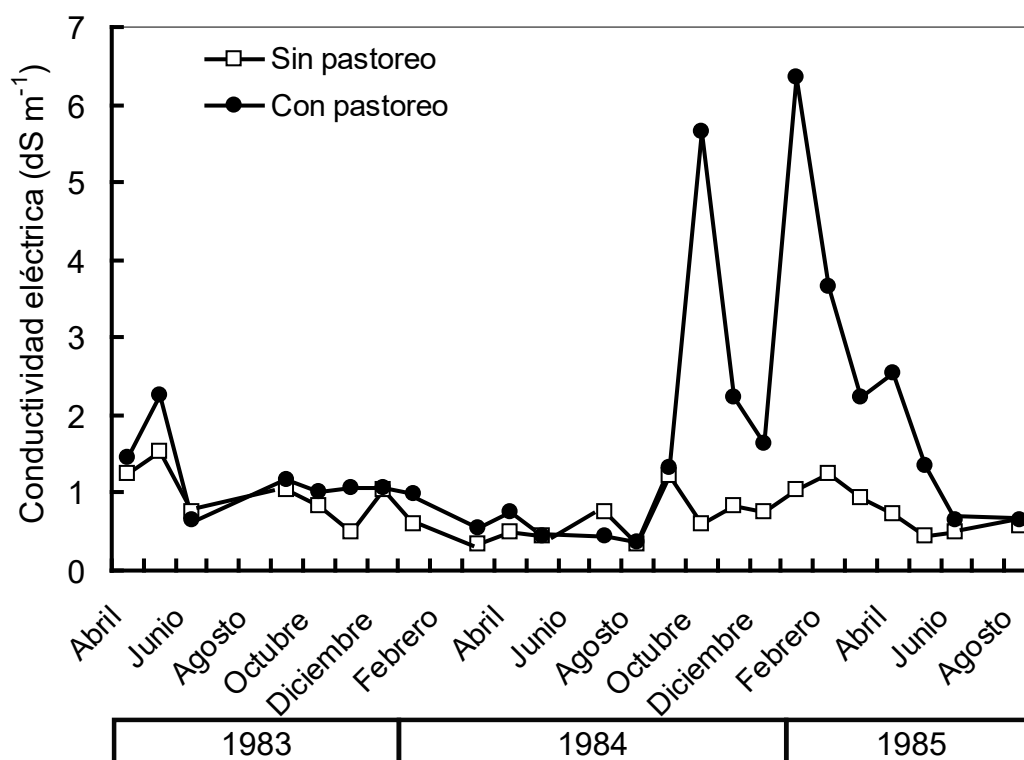


Figura 19.6. Salinidad del suelo medida como la conductividad eléctrica en pasta de saturación en el horizonte superficial (Horizonte A) en un suelo Natracuol Típico de la Pampa Deprimida bajo los tratamientos Sin Pastoreo y Con Pastoreo. Aaptado de Lavado y Taboada (1987).

Otro caso en el que se puede producir salinización del perfil del suelo es el reemplazo de pastizales como los del Río de la Plata por forestación. Cuando las precipitaciones son bajas, las plantaciones arbóreas no consiguen cubrir los requerimientos hídricos y consumen agua de la capa freática para compensar el déficit. En consecuencia, la freática actúa como una fuente de agua y descarga de sales. Sumado a ello, las especies elegidas para las arboledas también resulta clave en el proceso de salinización. Aquellas especies tolerantes a la salinidad conducen a mayor concentración de sales en la zona de crecimiento radical (Nosetto *et al.*, 2008).

En sentido inverso, el reemplazo de bosques por actividad agrícola presenta un potencial problema de salinización. Jayawickreme *et al.* (2011) encontraron, en la provincia de San Luis, que en situaciones agrícolas de más de 30 años, las sales del perfil fueron lixiviadas debido a los menores requerimientos de agua por parte de los cultivos. De esta manera, mientras el agua almacenada en situaciones de bosque era 4 mm año⁻¹, las agrícolas ascendieron a 12-45 mm año⁻¹. Si bien el perfil de suelo presentó una reducción de sales, las aguas subsuperficiales fueron recargadas con las mismas.

En otro trabajo, Viglizzo *et al.* (2009) hallaron que las posiciones de paisaje pueden conducir a situaciones de dinámica de la freática con el uso del suelo. En las posiciones de loma, las precipitaciones estuvieron correlacionadas con la altura de la freática. Los cultivos ubicados allí no presentaron elevadas tasas de evapotranspiración respecto, por ejemplo, de lo que evapotranspiraría una plantación de árboles, por lo que la freática asciende su nivel pudiendo causar inundaciones. Las inundaciones conducen al retroceso de la agricultura. Cuando el agua retrocede y retorna un ciclo con menores precipitaciones, esa superficie vuelve a estar bajo agricultura. Esto es posible siempre que el agua de la freática sea de baja salinidad, ya que en situaciones de ascenso de aguas subterráneas con sales las mismas pueden quedar en el perfil constituyendo un problema de alteración de la fertilidad.

9. Arsénico en aguas subterráneas

El arsénico (As) en aguas subterráneas de la Argentina se debe a la deposición atmosférica de materiales emitidos por la actividad volcánica y su consecuente meteorización y se asocia con la presencia de flúor. El As puede existir en formas inorgánicas y orgánicas siendo las primeras las más tóxicas. Las formas más comunes en las aguas naturales son las especies inorgánicas As⁺³ y As⁺⁵, dependiendo del pH y del potencial de óxido-reducción del medio. Los arsenitos y arseniatos de metales alcalinos (sodio, potasio) son muy solubles en un amplio rango de pH, mientras que con metales son solubles en pH ácidos. El As fue hallado de manera generalizada en aguas en numerosos países.

La Argentina se encuentra entre los países de América Latina más afectados por esta problemática, junto con Chile, Perú y México. En la Argentina, la región con aguas subterráneas con alta concentración de As, involucra a la llanura Chaco-Pampeana, Puna y Cuyo (*Figura 19.7*), siendo las provincias más afectadas Córdoba, Chaco, Salta, Tucumán, Santiago del Estero, Santa Fe, San Luis, Buenos Aires, La Pampa, Mendoza, San Juan, La Rioja, Catamarca, Jujuy (Litter, 2010).

En la Argentina, alrededor de 4 millones de personas consumen agua con concentraciones de As superiores a

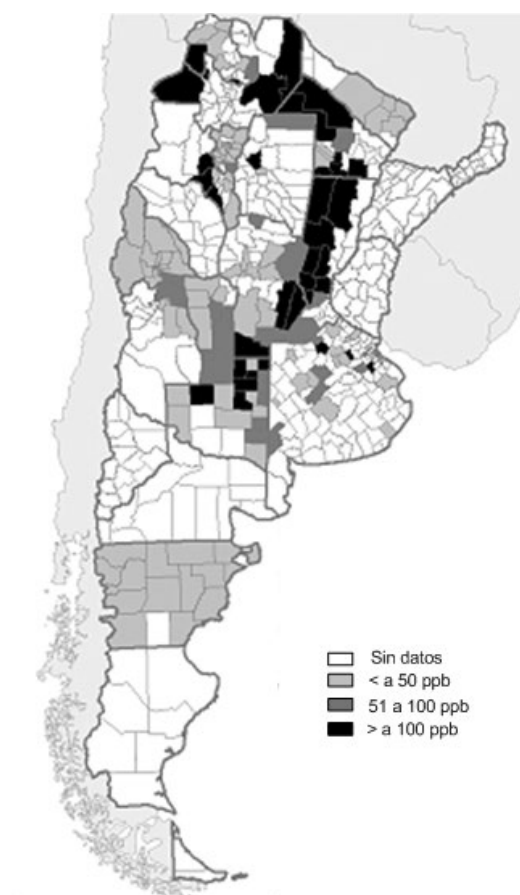


Figura 19.7. Mediana histórica de arsénico determinado por departamentos en 2006. Fuente: CONAPRIS-UNIDA-ATA (2006).

10 $\mu\text{g L}^{-1}$ considerado este valor como límite de tolerancia para consumo humano recomendado por la OMS y adoptado actualmente por el Código Alimentario Argentino (Litter, 2010). El consumo prolongado de esas aguas es riesgoso en la salud humana debido al poder carcinogénico y neurotóxico del As. El Hidroarsenicismo Crónico Regional Endémico (HACRE) afecta a personas de todas las edades y se considera a la población rural aislada la de mayor riesgo por la falta de acceso a la red de agua potable (Litter, 2010).

10. Indicadores de calidad de aguas: físicos, químico y biológicos

Para caracterizar la calidad del agua hay que considerar primeramente dos aspectos que son intrínsecos de la misma de acuerdo con la fuente, que son los componentes y sus concentraciones. Existen diferentes indicadores de calidad como organolépticos, físico-químicos, químicos, microbiológicos, y otros indicadores a evaluar (*Cuadro 19.6*). Dentro de esta clasificación general de indicadores existen diferentes parámetros (Marín Galvín, 2003). La elección de los indicadores de calidad depende del origen del agua (*e.g.* aguas naturales, aguas residuales, procesos tecnológicos de potabilización o depuración).

Cuadro 19.6. Clasificación de indicadores de calidad de aguas.

Indicadores organolépticos	Indicadores físicos, químicos y físico-químicos	Indicadores biológicos	Otros indicadores
- Olor	<i>Físicos</i>	- Métodos ecológicos	- Materia orgánica
- Sabor	- Temperatura	- Métodos microbiológicos	- Demanda bioquímica de oxígeno (DBO)
- Color	- Sólidos en suspensión	- Métodos fisiológicos y bioquímico	- Demanda química de oxígeno (DQO)
- Turbidez	<i>Químico</i>	- Métodos ecotoxicológicos	- Metales pesados
	- Nutrientes: Nitratos, Fósforo		- Plaguicidas
	- Arsénico		
	<i>Físico-químico</i>		
	- pH		
	- Conductividad eléctrica		
	- Dureza total		
	- Oxígeno disuelto		

10.1. Indicadores organolépticos

Olor y sabor: son afectados por la presencia de compuestos disueltos en las aguas naturales. El olor y el sabor son muy sensibles a las apreciaciones personales y es difícil sistematizar su medición. Es recomendable, por ello, determinar umbrales de olor y sabor realizando diluciones hasta que los expertos indiquen ausencia de estas características, así como asociar los gustos y olores a sustancias patrones.

Color: su presencia indica la existencia de sustancias extrañas (*i.e.* materia en suspensión y sustancias disueltas). Fundamentalmente el color lo determinan compuestos orgánicos de origen natural

(taninos, ácidos húmicos, etc.) o antrópicos debido, por ejemplo, a procesos de erosión. Se determina por métodos espectrofotométricos, analizando el color de la luz que atraviesa una muestra de agua. Si previamente la muestra de agua es filtrada se determina el color verdadero (sustancias disueltas).

Turbidez: es generada por la materia presente en el agua, la cual se puede encontrar disuelta o en suspensión. La turbidez es un parámetro usado habitualmente en aguas naturales como indicador de la presencia de sólidos, especialmente coloidales. Estos sólidos pueden provenir de la erosión y transporte de materia coloidal (arcilla, fragmentos de roca, sustancias del lecho de ríos, etc.) y por parte de los ríos en su recorrido puedan recibir aportes de fibras vegetales y aguas residuales domésticas o industriales. Se mide la extensión con la que un rayo de luz es reflejado en su paso por el agua con un ángulo de 90°. Esta reflexión se produce debido al efecto Tyndall que caracteriza a los sistemas coloidales.

10.2. Indicadores físicos, químicos y físico-químicos

10.2.1. Físicos

Temperatura: afecta la solubilidad de los gases disueltos en el agua y a la mayoría de los procesos biológicos que tienen lugar en los ecosistemas acuáticos. Las variaciones de temperatura del agua se producen debido a las variaciones de la temperatura ambiente originadas en el ciclo natural de las estaciones. Su medición es muy simple y sólo requiere de la inmersión de un termómetro convencional o digital en el fluido.

Sólidos en suspensión: cuando la cantidad de materia en suspensión aumenta no es útil la determinación de turbidez. Se debe usar un método directo que determine la cantidad de sólidos presentes en la muestra. Permite una determinación global de la materia presente pero no una identificación específica de cada sustancia. El método es tipo gravimétrico y permite conocer la cantidad de sólidos solubles y en solución. Esta metodología consiste en secar y pesar la muestra. El otro método es el de filtrado por un tamiz de 0,45 mm de malla, secado del material y posterior pesado.

10.2.2. Químico

Nutrientes: los aportes excesivos de N y P pueden ocasionar desbalances de nutrientes en el agua y desatar el fenómeno de eutrofización. El N puede aparecer en formas orgánicas e inorgánicas. Para evaluar la forma orgánica se utiliza el método Kjeldahl, en la que primero se realiza una digestión en el agua para eliminar la materia orgánica y liberar el N. El N liberado se cuantifica mediante colorimetría con espectrofotómetro. Las formas inorgánicas que se pueden encontrar en agua y que son muy peligrosas son los nitritos y nitratos. La cantidad de nitritos puede evaluarse mediante colorimetría (longitud de onda 435 nm) o cromatografía iónica que es una técnica más selectiva y precisa. Para la cuantificación de nitratos se utiliza también espectrofotómetro (a 220 nm) o por la técnica de cromatografía iónica. El P se puede encontrar unido a la MO. Para la medición de P total se requiere una digestión previa. En el caso de querer cuantificar únicamente fosfatos, la medición se realiza por colorimetría.

Arsénico. La técnica para cuantificar es absorción atómica.

10.2.3. Físico-químico

pH: la concentración de iones hidrógeno interviene en los equilibrios de diferentes sustancias químicas que pueden encontrarse en diferentes formas de acuerdo con la acidez. El intervalo de acidez idóneo para la vida es muy estrecho y crítico. El pH de las aguas naturales se encuentra en un rango comprendido entre 6 y 9. La medida del pH en sistemas acuosos se realiza mediante pH-metros. También existen comparadores colorimétricos de pH para estudios de campo y rutinarios.

Conductividad eléctrica: es la capacidad que presenta el agua para conducir la corriente eléctrica debido a la concentración de sales disueltas en el agua. No es un parámetro específico de una especie concreta, sino que engloba al conjunto de iones. Las medidas se realizan mediante un conductímetro. Se mide la conductividad de 1 ml de agua a 25 °C.

Dureza total: es la suma de todos los cationes multivalentes presentes en el agua. Los más importantes son calcio y magnesio, por lo que suele calcularse como la suma de ellos y expresarse como mg l⁻¹ de CaCO₃. La clasificación de dureza del agua está determinada por la concentración de CaCO₃: (i) blanda (0-60 mg l⁻¹), (ii) moderadamente blanda (60-120 mg l⁻¹) y dura (> 120 mg l⁻¹).

Oxígeno disuelto: es uno de los indicadores más utilizados ya que participa en un gran número de procesos que tienen lugar en el medio acuático. Es aportado por intercambio con la atmósfera y por la acción fotosintética de los productores primarios. El oxígeno es consumido por los microorganismos en los procesos de respiración y consumo de la materia orgánica e inorgánica.

10.3. Indicadores biológicos

Métodos ecológicos: se basa en establecer índices que definan la calidad del agua en función de las especies presentes (índices bióticos), considerando el hecho de que cada organismo ocupa de forma preferencial determinados hábitats que vienen definidos por un conjunto de condiciones físicas, químicas y biológicas. Es necesario definir índices locales debido a la dificultad de hallar especies que sean representativas en todo el mundo. Los índices bióticos se basan en la presencia/ausencia de determinados grupos de organismos indicadores. Estos índices no indican cuál es la sustancia o sustancias que provocan la alteración y/o contaminación, únicamente proporcionan información sobre el estado general del ecosistema.

Métodos microbiológicos: utilizan a las bacterias, componentes de la cadena trófica, como indicadores de la calidad de agua, pero su uso se centra en la determinación de la contaminación fecal. Debe seleccionarse un tipo de microorganismo que esté siempre presente en la materia fecal que asegure que su ausencia represente la ausencia de otros microorganismos. Los organismos seleccionados son las bacterias coliformes, más específicamente *Escherichia coli*.

Métodos fisiológicos y bioquímicos: pueden ser fisiológicos o bioquímicos. Los primeros se basan en la medida de la velocidad con que los organismos presentes en una masa de agua son capaces de crecer, degradar un sustrato o generar un producto. Los métodos bioquímicos se usan como alternativa para efectuar el seguimiento de los microorganismos de interés utilizando técnicas de biología molecular.

Métodos ecotoxicológicos: permiten evaluar la calidad de un agua respecto a su potencial tóxico. No interesa identificar unívocamente la composición del agua sino cuál será su impacto sobre un medio receptor. Se establecen dos tipos de toxicidad: (i) aguda (causada por exposición a una dosis elevada del compuesto en un período breve de tiempo) y (ii) crónica (causada por dosis muy bajas de compuesto tóxico en un período de tiempo relativamente largo, provocando la muerte o alguna alteración a nivel biológico y/o fisiológico). Se han desarrollado diferentes protocolos en los que varían los organismos utilizados.

10.4. Otros indicadores

Carbono orgánico total: se evalúa a través de la combustión-infrarrojos. Luego de la vaporización del agua, se logra la oxidación del carbono orgánico hasta CO_2 que es transportado por flujo de gases y se determina por infrarrojo.

Demanda bioquímica de oxígeno (DBO): es la cantidad de oxígeno necesario en condiciones de incubación (20 °C en oscuridad durante cinco días) para lograr por vía microbiana la degradación de MO.

Demanda química de oxígeno (DQO): utiliza dicromato potásico, el cual oxida la MO, valorándose por retroceso el dicromato no consumido por los materiales.

Metales pesados: constituyen un problema importante debido a su persistencia en el medio. Se determinan por espectrometría de absorción atómica y espectrometría de emisión de plasma.

Plaguicidas: fundamentalmente se han desarrollado tres tipos de productos según la estructura química de las moléculas base: organoclorados, organofosforados y carbamatos. Los organoclorados se determinan fundamentalmente por cromatografía de gases. Dependiendo del compuesto concreto puede aplicarse la técnica de HPLC o cromatografía de líquidos de alta precisión.

11. Consideraciones finales

En síntesis, el ciclo del agua y el impacto de los sistemas de producción en ella son motivo de revisión considerando que el agua es un elemento vital y será un recurso escaso en el presente siglo. El agua transporta sedimentos, microorganismos, nutrientes, plaguicidas, entre los de mayor impacto. El enriquecimiento en nutrientes por la actividad agropecuaria es responsable de eutrofización de aguas superficiales.

La contaminación de aguas subterráneas es un proceso muy lento, casi imperceptible y que puede extenderse en grandes áreas, permaneciendo prácticamente oculto durante mucho tiempo. La remediación, en el caso de ser posible, también es extremadamente lenta. Las tecnologías de producción agropecuaria deberían orientarse a incrementar el almacenamiento de agua en los suelos disminuyendo las pérdidas por escurrimiento y evaporación. La reciente intensificación de la ganadería en el país requiere un estudio detallado de los impactos que estos sistemas de producción tendrán en el futuro si no se realiza un manejo de efluentes adecuado.

Bibliografía

- Abril, A., D. Baleani, N. Casado-Murillo y L. Noe (2007). Effect of wheat crop fertilization on nitrogen dynamics and balance in the Humid Pampas, Argentina. *Agr. Ecosyst. Environ.*, 119: 171-176.
- Aladaya, M. M., J. A. Allan y A. Y. Hoekstra (2010). Strategic importance of green water in international crop trade. *Ecol. Econ.*, 69: 887-894.
- Andriulo, A., M. S. Sasal, C. Améndola y F. Rimatori (2003). Impacto de un sistema intensivo de producción de carne vacuna sobre algunas propiedades del suelo y del agua. *RIA*, 32: 37-56.
- Andriulo, A., M. C. Sasal y S. Portela (2009). Impacto ambiental de la agricultura pampeana. *IDIA21*. 11: 80-84.
- Aparicio, V.; J. L. Costa y M. Zamora (2008). Nitrate leaching assessment in a long-term experiment under supplementary irrigation in humid Argentina. *Agricultural Water Management*. 95: 1361-1372.
- Araya Mourgues, F. (2009). Water footprint; la huella que todos tenemos. Recuperado de: http://www.faceau-central.cl/pdf/eco12_art04.pdf
- Blarasin, M.; G. Damilano; A. Cabrera y E. Matteoda (2006). Hidrogeoquímica del acuífero freático en un agroecosistema y consideraciones sobre el cálculo de la línea de base de la calidad del agua. *Memorias del VIII Congreso Latinoamericano de Hidrología subterránea*. Paraguay.
- Chapagain, A. K. y A. Y. Hoekstra (2008). The global component of freshwater demand and supply: an assessment of virtual water flows between nations as a result of trade in agricultural and industrial products. *Water International*. 33:19-32.
- Comisión Nacional de Programas de Investigación Sanitaria, Ministerio de Salud de la Nación-CONAPRIS); Unidad de Investigación y Desarrollo ambiental, Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación- UNIDA y Asociación Toxicológica Argentina-ATA. (2006). Epidemiología del HACRE en la República Argentina. Estudios colaborativos multicéntricos. 89 pp.
- Costa, J. L.; H. Massone; D. Martínez; E. E. Suero; C. M. Vidal y F. Bedmar (2002) Nitrate contamination of a rural aquifer and accumulation in the unsaturated zone. *Agricultural Water Management*. 57: 33-47.
- Dalpiaz, M. J.; A. E. Andriulo; M. Bisi, L. Hanuch y F. Rimatori (2012). Riesgo de contaminación por plaguicidas en suelos del norte de Buenos Aires. En *Actas del XIX Congreso Latinoamericano de la Ciencia del Suelo*. XXIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Mar del Plata, Argentina, CD.
- Elliot, J. A.; A. J. Cesna; K. B. Best; W. Nicholaichuk y L. C. Tollefson (2000). Leaching rates and preferential flow of selected herbicides through tilled and untilled soil. *J. Environ Qual*. 29:1650-1656.
- Food and Agriculture Organization-FAO. (2012). AQUASTAT. Base de datos. Recuperado de: <https://www.fao.org/aquastat/es/databases>. [17 de diciembre de 2012]
- Fernández Cirelli, A. (2000). El agua en Iberoamérica. Acuíferos, lagos y embalses. CYTED XVII Aprovechamiento y Gestión de los Recursos Hídricos.
- Fishelson, G. (1989). Economic cooperation in the Middle East, Westview Special Studies on the Middle East. *International Journal of Water Resources Development*, 11.
- Galindo, G.; C. M. Sainato; C. Dapeña; J. L. Fernández-Turiel; D. Gimeno; M. C. Pomposiello y H. O. Panarello (2007). Surface and groundwater quality in the northeastern region of Buenos Aires Province, Argentina. *Journal of South American Earth Sciences*. 23: 336-345.
- Hang, S.; A. Andriulo; M. C. Sasal; M. Nassetta; S. Portela y A.I. Cañas (2010). Integral study of atrazine behavior in field lysimeters in Argentinean humid pampas soils. *Chilean Journal of Agricultural Research* 70: 104-112.
- Hoekstra, A. Y. (2003). Virtual Water. An introduction. Virtual Water Trade. Proceedings of the International Expert Meeting on Virtual Water Trade. Values of water Research Report Series N° 12. Holanda: IHE, Delft.
- James, E.E.; P. J. A. Kleinman; T. Veith; R. Stedman y A. N. Sharpley (2006). Phosphorus contributions from pastured dairy cattle to streams. *J. Soil Water Conserv*. 62: 40-47.
- Jayawickreme D. H., C. S. Santoni, J. H. Kim, E. G. Jobbágy y R. B. Jackson (2011). Changes in hydrology and salinity accompanying a century of agricultural conversion in Argentina. *Ecological Applications*. 21: 2367-2379.

- Kraemer, F. B.; C.I. Chagas; H. J. M. Morrás; J. Moretton; M. Paz y L. A. Garibaldi (2013). Influence of physical and chemical soil properties on the adsorption of *Escherichia coli* in Mollisols and Alfisols of Argentina. *Rev. Int. Contam. Ambie.* 29: 7-20.
- Lavado, R. S. y M. A. Taboada (1987). Soil salinization as an effect of grazing in a native grassland soil in the flooding Pampa of Argentina. *Soil Use Manage.* 4: 143-148.
- Litter, M. (2010). La problemática del arsénico en la Argentina: el HACER. *SAEGRE XVII*: 5-10.
- Marín Galvín, R. (2003). *Fisicoquímica y microbiología de los medios acuáticos. Tratamiento y control de calidad de aguas.* (pp. 311). Editorial Diaz de Santos S.A.
- Nosetto, M. D.; E. G. Jobbágy; T. Toth y R. B. Jackson (2008). Regional patterns and controls of ecosystem salinization with grassland afforestation along a rainfall gradient. *Global Biogeochem. Cycles.* 22, GB2015, doi:10.1029/2007GB003000.
- Orozco Barrenetxea, C., Pérez Serrano, A., González Delgado, M. N., Rodríguez Vidal, F. J. y Alfayate Blanco, J. (2004). *Contaminación ambiental, una visión desde la química.* (PP. 41-86). Madrid, España: Editorial Thomson.
- Pengue, W. (2006). Agua virtual, agronegocio sojero y cuestiones económico- ambientales futuras. Recuperado de: <https://www.icaa.gov.ar/Documentos/Ingenieria/agua-virtual.pdf>. [Septiembre 2011]
- Portela, S. I.; A. E. Andriulo; M. C. Casal; B. Mary y E. G. Jobbágy (2006). Fertilizer vs. organic matter contributions to nitrogen leaching in cropping systems of the Pampas: ¹⁵N application in field lysimeters. *Plant Soil* 289: 265-277.
- Quirós, R.; M. B. Boveri; C. A. Petracchi; A. M. Rennella; J. J. Rosso; A. Sosnovsky y H. T. von Bernard (2006). Los efectos de la agriculturización del humedal pampeano sobre la eutrofización de sus lagunas. En: *Eutrofización en Sudamérica: causas, consecuencias y tecnologías para manejo y control.* Tundisi, J. G, Tundisi, T. M. y Galli, C. S. (Eds). San Pablo, Brasil.
- Restovich, S.; A. E. Andriulo y S. I. Portela (2012). Introduction of cover crops in a maize-soybean rotation of the Humid Pampas: effect of nitrogen and water dynamics. *Field Crops Research* 128: 62-70.
- Rimski-Korsakov, E.; G. Rubio y R. S. Lavado (2004). Potential Nitrate Losses under Different Agricultural Practices in the Pampas Region, Argentina. *Agric. Water Management.* 65:83-94.
- Sasal, M. C.; A. E. Andriulo; M. G. Wilson y S. I. Portela (2010). Pérdidas de glifosato por drenaje y escurrimiento en Molisoles sobre siembra directa. *Información Tecnológica.* 21: 135-142.
- Sharpley, A. (2010). Manejo de fósforo en sistemas de producción agrícola ambientalmente sostenible: desafíos y oportunidades. *Informaciones Agronómicas.* 46: 1-8.
- Environmental Protection Agency of the United States-USEPA. (1995). Drinking water regulations and health advisories. Washington DC, USA: Office of water, USEPA. 11 pp.
- Viglizzo, E. F.; E. G. Jobbágy; L. Carreño; F. C. Frank; R. Aragón; L. De Oro, y V. Salvador. (2009). The dynamics of cultivation and floods in arable lands of Central Argentina. *Hydrol. Earth. Syst. Sc.* 13: 491-502.
- Villholth, K. G.; N.J. Jarvis; O. H. Jacobson y H. de Jonge (2000). Field investigations and modelling of particle-facilitated pesticide transport in macroporous soil. *J. Environ. Qual.* 29:1298-1309.

Patricia L. Fernández y Tomás Della Chiesa

20.1. Atmósfera terrestre: conceptos básicos

20.1.1. Estructura de la atmósfera

La atmósfera que rodea a la tierra es una capa gaseosa envolvente formada principalmente por gases, pero también por elementos sólidos y líquidos en suspensión. Esta capa ocupa el espacio desde la superficie terrestre y su límite superior es difícil de definir, aunque se suele ubicar cerca de los 600 km de altura. El 90% de su volumen se encuentra en los primeros 20 km de altura y el 10% del volumen restante se distribuye con una densidad decreciente con la altura. La atmósfera se encuentra dividida en cuatro estratos: (i) tropósfera, (ii) estratósfera, (iii) mesósfera, (iv) termósfera o ionósfera y (v) exósfera (*Figura 20.1a*). Cada uno de ellos posee diferentes características de densidad, temperatura y energía de radiación solar incidente.

- (i) Tropósfera: tiene un espesor promedio de 11 km. Es la capa más densa y posee casi todo el vapor de agua y aerosoles de la atmósfera. Es de elevada importancia dado que allí es donde se desarrollan los procesos de vida. La temperatura disminuye 0,65 °C cada 100 m de altura. La composición es bastante uniforme debido al constante mezclado por la circulación de las masas de aire. Sin embargo, el contenido de vapor de agua es variable debido a la evaporación de agua desde los océanos, la formación de nubes y las precipitaciones. En la tropósfera ocurren los fenómenos meteorológicos.
- (ii) Estratósfera: se extiende hasta una altura de 50 km. Esta capa presenta un gradiente térmico inverso a la anterior, es decir, la temperatura aumenta 10-20 °C cada 60 km de altura. Esto se debe a la absorción de radiación UV, debido a la mayor concentración de ozono atmosférico que posee esta capa (*Figura 20.1b*). Por la ausencia de movimientos convectivos de aire hay estratificación vertical. Los contaminantes que allí se inyectan se mueven horizontalmente sin mezclas verticales y, por lo tanto, circulan en esta capa, pero no son dispersados ni removidos de la misma salvo que ocurran reacciones químicas.
- (iii) Mesósfera: se encuentra entre los 50 a los 80 km de altura. La temperatura de esta capa disminuye con la altura consecuencia de la disminución de la concentración de ozono. Esto se debe a que la concentración de compuestos o especies químicas es muy baja y en consecuencia la absorción de la radiación recibida por la Tierra es débil en capas superiores.
- (iv) Termósfera o ionósfera: La temperatura aumenta con la altura a causa de la absorción de radiación UV. En esta capa, debido a la incidencia de rayos X y UV (radiación solar), se origina una gran ionización de especies.

Más allá de la termósfera se encuentra la exósfera que es una capa muy tenue compuesta por partículas ionizadas de oxígeno (O_2), hidrógeno y helio, pero su densidad es tan baja que dejan de cumplirse las leyes de los gases. Por otro lado, cabe mencionar que entre los cuatro estratos de la atmósfera se encuentran capas intermedias que son de menor espesor, pero con algunas características particu-

lares: la tropopausa, estratopausa y mesopausa. Como se puede observar, el gradiente de temperatura que presenta cada capa es diferente. El movimiento de las capas atmosféricas se origina debido al calentamiento del aire cerca de la superficie de la tierra, el cual cambia su densidad y asciende mientras su temperatura sea superior a las capas que atraviesa.

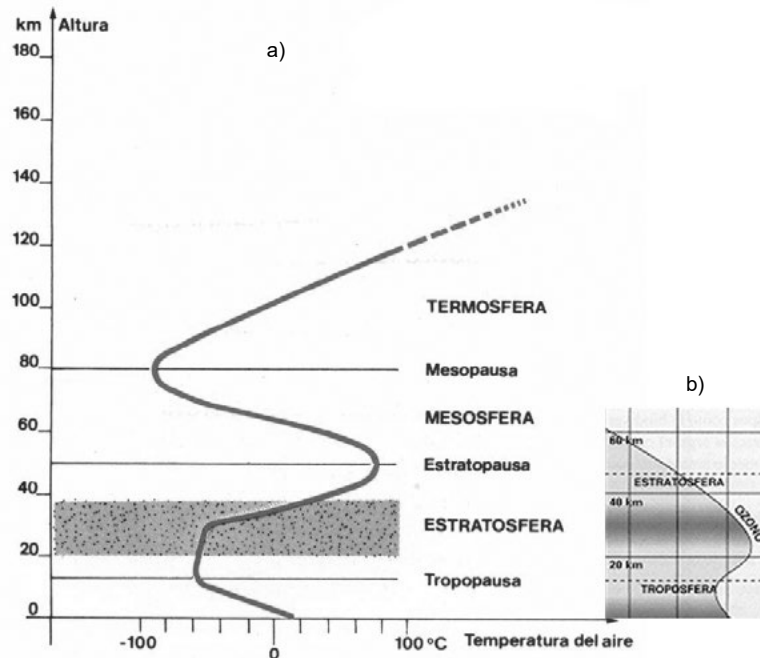


Figura 20.1.(a) Cambios de la temperatura con la altura en las capas de la atmósfera. La banda gris del gráfico indica la mayor concentración de ozono de la atmósfera. (b) Concentración de ozono en la estratosfera. Adaptado de Orozco Barrenetxea et al. (2008).

20.1.2. Composición de la atmósfera

En la atmósfera se pueden encontrar tres tipos de componentes: gases, líquidos y aerosoles.

Gases: hasta aproximadamente los 100 km de altura la composición de la atmósfera es bastante constante. Es a partir de allí que comienzan a aparecer variaciones debido a las radiaciones, solar y cósmica, y al campo gravitacional de la Tierra. En el **Cuadro 20.1** se presenta la composición química del aire en las proximidades de la superficie terrestre.

Los gases pueden ser evaluados desde el punto de vista del tiempo de permanencia en la atmósfera, es decir, la vida media de las moléculas de un gas. El tiempo de permanencia o vida media se obtiene de la relación entre la masa total de un gas en la atmósfera y la tasa total de remoción de ese gas de la atmósfera, por lo tanto, indica la cantidad de años, en promedio, en que una molécula del gas está presente en la atmósfera. Derivado de esto, se los clasifica de la siguiente manera: (i) gases permanentes (tiempo > 1.000 años), (ii) gases variables (entre 1 a 100 años) y (iii) gases muy variables (< 1 año). A medida que disminuye la vida media, las variaciones en la concentración aumentan en el espacio y en el tiempo.

Cuadro 20.1. Composición química del aire en las proximidades de la superficie terrestre. Extraído de Orozco Barrenetxea et al. (2008) y de IPCC (2014).

Gases	Fórmula	% en volumen	Vida media
Permanentes			
Nitrógeno	N ₂	78,08	10 ⁶ años
Oxígeno	O ₂	20,95	5.10 ³ años
Argón	Ar	0,93	-
Helio	He	0,00052	10 ⁷ años
Neón	Ne	0,00018	-
Krypton	Kr	0,0001	-
Xenón	Xe	0,000008	-
Variables			
Dióxido de carbono	CO ₂	0,03	5-200 años*
Metano	CH ₄	0,00015	12 años
Hidrógeno	H ₂	0,00005	7 años
Oxido nitroso	N ₂ O	0,00002	121 años
Ozono	O ₃	0,000002	2 años
Muy variables			
Agua	H ₂ O	0-5	10 días
Monóxido de carbono	CO	0,00001	½ años
Amoníaco	NH ₃	0,000006	7 días
Dióxido de nitrógeno	NO ₂	0,0000001	6 días
Dióxido de azufre	SO ₂	0,00000002	3 días
Sulfuro de hidrógeno	H ₂ S	0,00000002	2 días

* La vida media del CO₂ es muy difícil de calcular debido a la diversidad de tasas de remoción que presentan los distintos sumideros, o procesos de remoción.

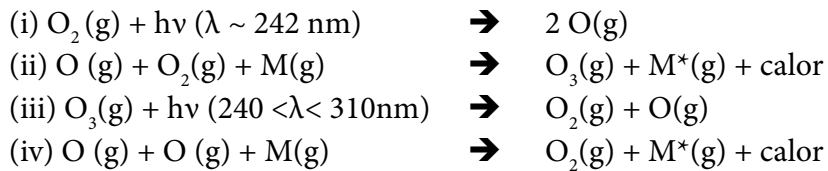
Líquidos: el único componente líquido de importancia es el vapor de agua. Su presencia en la atmósfera es muy variable; ocupa entre 0% y 5% del volumen de la atmósfera. Esta variación resulta de suma importancia como factor de control de numerosos procesos físicos/meteorológicos y del flujo de energía que ocurren en la atmósfera.

Aerosoles: son partículas sólidas en suspensión y provienen de procesos físicos-químicos naturales de diferente origen. Estos pueden ser: polvo, polen, cenizas de erupciones volcánicas, sales de origen marino, partículas generadas en los incendios forestales naturales, entre otros.

20.1.3. La capa de ozono

Dentro de la estratósfera se encuentra la capa de ozono que representa la zona de mayor concentración de este gas en la atmósfera. El ozono estratosférico se encuentra principalmente entre los 15 y 50 km de altitud, pero su mayor concentración se da a los 25 km. El ozono absorbe radiaciones de longitudes de onda entre 240 y 300 nm. Las reacciones que suceden, por la presencia de oxígeno

atómico y molecular en la mesósfera y estratósfera, originan un ciclo y es consecuencia de oxígeno atómico y molecular en la mesósfera y estratósfera. En este ciclo interviene una especie (M) que se puede corresponder con cualquier gas componente de la atmósfera.



Donde (ii) y (iii) permiten un equilibrio de concentración de ozono para que permanezca constante y M es una especie que se puede corresponder con cualquier gas componente de la atmósfera. Este ciclo del ozono es el responsable de la temperatura máxima de la estratósfera, al ser (ii) y (iv) reacciones exotérmicas.

La capa de ozono tiene la capacidad particular de absorber gran parte de la radiación solar UV. Esta radiación es extremadamente peligrosa para los seres vivos por su capacidad mutagénica, es decir, de provocar mutaciones en el ADN. Es por ello que hasta la formación de la capa de ozono (hace 500-600 millones de años), el desarrollo de la vida fue posible únicamente bajo el agua. A partir de entonces, los seres vivos empezaron a ocupar la superficie continental.

Parte del ozono también se encuentra por debajo de los 15 km de altitud hasta la superficie de la tierra. El ozono, denominado troposférico, es perjudicial para la salud humana y forma el “smog” fotoquímico. A diferencia del ozono estratosférico que se forma por reacción del O_2 con la radiación UV, el ozono troposférico se forma a partir del dióxido de nitrógeno (NO_2) y compuestos orgánicos volátiles que reaccionan con radiación solar de menos energía. Por lo tanto, un aumento en las emisiones de NO_2 o compuestos orgánicos volátiles estimularía la formación de ozono troposférico con efectos negativos sobre la salud.

20.1.4. Balances de radiación y energía

La energía presente en la superficie terrestre resulta del balance entre los flujos de entrada y de salida del sistema, lo que llamamos balance de radiación. Todos los cuerpos emiten radiación; los que intervienen en este balance de radiación, además de la superficie terrestre son el sol y la atmósfera. En este balance, la radiación solar que llega a la superficie terrestre, luego de que una parte es absorbida por la atmósfera y otra, reflejada por la atmósfera, es la radiación global (*Figura 20.2*). Parte de la radiación global es reflejada (no absorbida) por la superficie como energía de onda corta, lo que llamamos albedo de superficie. La energía de onda larga que emite la superficie terrestre es la radiación terrestre. La atmósfera, a su vez, emite energía en todas las direcciones; la fracción de ella que llega a la superficie terrestre es la contra radiación atmosférica (*Figura 20.2*). Es muy importante comprender que la contra radiación atmosférica aporta más energía a la superficie que la radiación global proveniente del sol.

La *Figura 20.2* muestra el balance de energía con valores promedio anuales y globales. La figura muestra además un sistema en equilibrio ya que el balance de energía en el tope de la atmósfera es

cero (Radiación neta_{tope de la atmósfera} = $342 - 235 - 107 = 0 \text{ W m}^{-2}$). Sin embargo, el balance de radiación de la superficie terrestre es positivo ($\text{RN}_{\text{superficie terrestre}} = 198 + 324 - 30 - 390 = 102 \text{ W m}^{-2}$). Esto significa que la superficie de la tierra no está en equilibrio según los flujos de radiación. La energía disponible entonces sale del sistema “superficie terrestre” por flujos no radiativos: la transferencia de calor a la atmósfera (o flujo de calor sensible), la evaporación del agua (o flujo de calor latente) y la transferencia de energía al suelo subsuperficial (no representado en la **Figura 20.2**). Con estas pérdidas de energía, que constituyen el balance de energía de la superficie terrestre, el sistema también está en equilibrio.

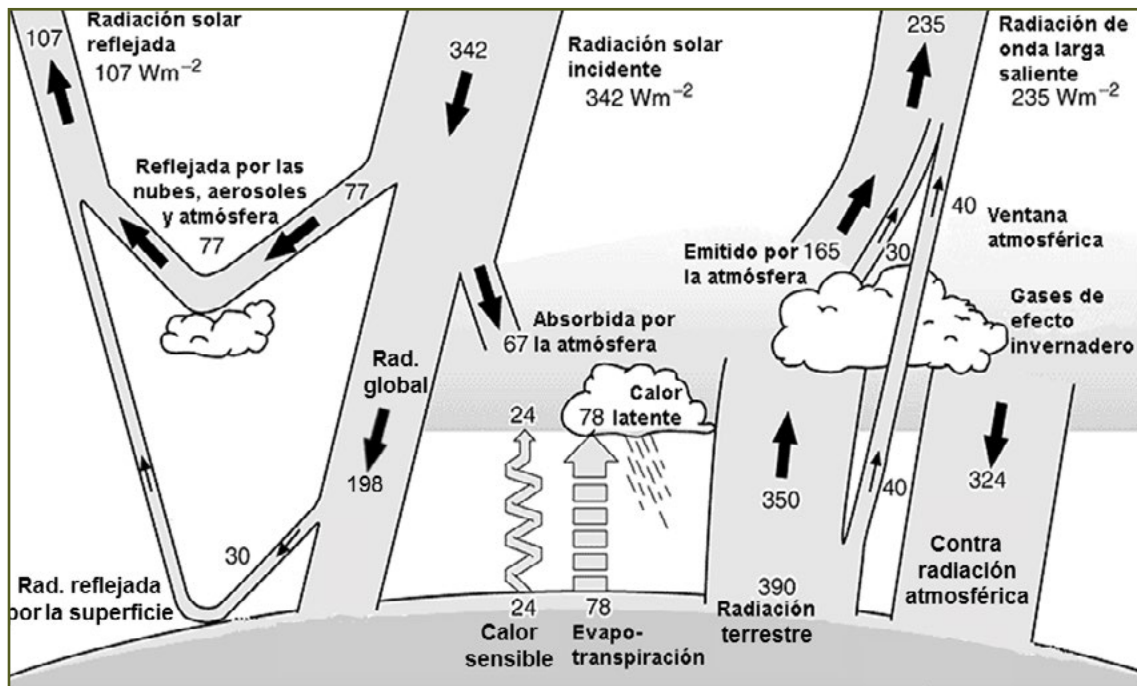


Figura 20.2. Esquema del balance de energía anual global del planeta Tierra. Los números indican los flujos de energía están expresados en W m^{-2} . Las bandas grises con flechas negras corresponden a los flujos de energía radiativos mientras que los flujos de calor latente y sensible se muestran con flecha punteada y quebrada, respectivamente. Rad.= radiación.

El efecto invernadero natural es el proceso por el cual ciertos gases que constituyen la atmósfera absorben la radiación de onda larga y reemiten energía en todas las direcciones de modo que una parte llega y es absorbida por la superficie terrestre como energía de onda larga (**Figura 20.2**). La cantidad de energía que recibe en promedio la superficie terrestre emitida por la atmósfera es mayor que la que recibe proveniente del sol ($324 \text{ vs } 198 \text{ W m}^{-2}$). Los gases de la atmósfera que intervienen en este proceso son llamados gases de efecto invernadero (GEI). Entre ellos, los que más contribuyen al efecto invernadero son el vapor de agua, el dióxido de carbono (CO_2), el metano (CH_4) y el óxido nitroso (N_2O). Estos gases tienen principalmente un origen natural, es decir, que son emitidos a la atmósfera por procesos que ocurren en la naturaleza. La presencia de estos gases en la atmósfera y su resultante efecto invernadero fueron indispensables para el desarrollo de la vida ya que permitieron que la temperatura media de la superficie de la tierra sea de aproximadamente $15 \text{ }^\circ\text{C}$. Sin el efecto invernadero, la temperatura sería de aproximadamente -18°C .

La intensidad del efecto invernadero depende principalmente de la concentración en la atmósfera de los gases que lo producen. Por lo tanto, a pesar de representar una fracción casi despreciable del volumen de la atmósfera, pequeños cambios en la concentración tienen efectos importantes en el sistema

climático. En un sistema en equilibrio, la tasa de emisión de GEI sería igual a la tasa de destrucción o remoción de los gases. Si, en cambio, la tasa de emisión aumenta respecto a la de remoción, o aparecen fuentes nuevas de los GEI, la concentración en la atmósfera aumenta y el efecto invernadero se intensifica. El efecto invernadero antropogénico es, por lo tanto, la intensificación del efecto invernadero natural debido a un aumento en la concentración de GEI en la atmósfera derivado de la actividad humana. El aumento de la concentración de GEI puede deberse a una mayor emisión o una menor absorción de los GEI (como ocurre con el CO_2 , N_2O y el CH_4), o a la producción y emisión de gases sintéticos (que no se producen en la naturaleza) como son los compuestos clorofluorocarbonados o hexafluoruro de azufre- SF_6 .

20.2. Cuatro problemas en la relación uso del suelo-atmósfera

La atmósfera está estrechamente conectada con la biósfera y el suelo a través de flujos muy activos de materia y energía. El uso y manejo del suelo y la vegetación conllevan cambios en la emisión y remoción de gases y partículas, que cambian la composición de la atmósfera, como así también cambios en las características de la superficie que alteran la capacidad de absorber y reflejar energía. Estos cambios ocurren particularmente en sistemas bajo agricultura, ganadería o producción forestal. A continuación, se discutirán cuatro problemas en la relación uso del suelo-atmósfera con implicancias negativas en el ambiente, el sistema climático y la salud humana. Ellos son: (i) el calentamiento global, (ii) la destrucción del ozono estratosférico, (iii) la contaminación atmosférica y (iv) cambios en el balance de energía superficial.

20.2.1. Calentamiento global

20.2.1.1. Estado de situación mundial en la emisión de GEI

Los cambios en la concentración de los GEI y de los aerosoles alteran el balance de energía del sistema climático y afectan la absorción y la emisión de las radiaciones de la atmósfera y de la superficie terrestre. Las actividades humanas generan emisiones de GEI de permanencia variable en la atmósfera: el CO_2 , el CH_4 , el N_2O y los halogenuros y CFC. Estos gases difieren en su efectividad en atrapar calor y en su tasa de ciclado en la atmósfera. Para un lapso de tiempo de 100 años y una unidad de masa el CH_4 y N_2O poseen un poder de calentamiento global 25 y 298 veces mayor, respectivamente, que una unidad de masa de CO_2 (IPCC, 2007).

Las concentraciones de GEI en la atmósfera aumentan cuando las emisiones son superiores en magnitud a los procesos de detracción. Las concentraciones de CO_2 , CH_4 y N_2O en la atmósfera mundial han aumentado considerablemente por efecto de las actividades humanas desde 1750, y en la actualidad exceden en mucho los valores pre-industriales determinados mediante el análisis de núcleos de hielo acumulados durante miles de años. Las emisiones mundiales de GEI entre 1970 y 2004 aumentaron en un 70%. En la *Figura 20.3* se presentan las cantidades de CO_2 , CH_4 , y N_2O emitidas principalmente por el consumo de combustible y por la agricultura. El CH_4 y el N_2O se expresan en CO_2 equivalente debido a que los gases de efecto invernadero tienen diferente forzamiento radiativo, y el CO_2 es el que ha tenido, y de acuerdo con las proyecciones tendrá, un mayor efecto sobre el for-

zamiento. El forzamiento radiativo es una medida del cambio en el balance de radiación del sistema climático por lo tanto se expresa en $W m^{-2}$. Un forzamiento radiativo positivo significa un aumento en la cantidad de energía del sistema y, por lo tanto, un calentamiento. Esta medida permite comparar el efecto sobre la temperatura global del aumento de los diferentes GEI en la atmósfera, como así también de otros procesos biofísicos que afecten el balance de radiación. Para el caso de los GEI, el forzamiento radiativo depende de la eficiencia radiativa del gas y de su concentración en la atmósfera. De esta forma, el aumento en la concentración de CO_2 en la atmósfera desde la era pre-industrial hasta hoy es responsable del 66% del aumento de temperatura global, el CH_4 del 17% y el N_2O del 6% (Figura 20.3).

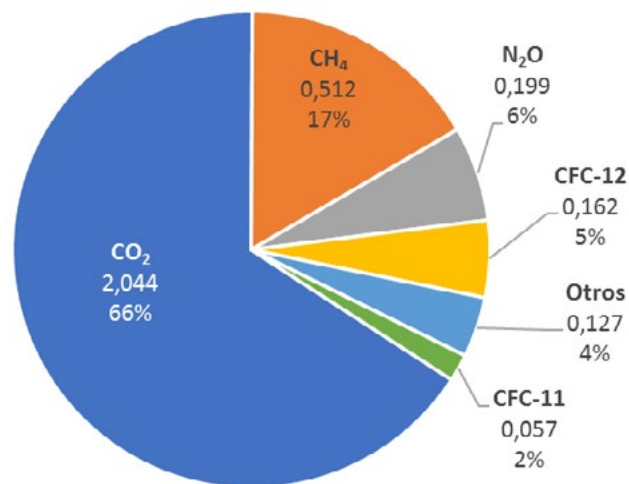


Figura 20.3. Aumento del forzamiento radiativo desde la era pre-industrial hasta el año 2018 de los principales GEI (CO_2 , CH_4 , N_2O y CFC) expresado en $W m^{-2}$ y en porcentaje relativo al aumento total de todos los GEI ($3,1 W m^{-2}$). Extraído de WMO, (2019).

Los aumentos de la concentración mundial de CO_2 se deben principalmente a la utilización de combustibles de origen fósil y, en una parte apreciable pero menor, a los cambios en el uso de la tierra. La concentración de CO_2 en la atmósfera mundial aumentó pasando de un valor pre-industrial de aproximadamente 280 ppm¹ a 408 ppm en 2018 (OMM, 2019). La tasa de crecimiento de las concentraciones de CO_2 (período 2008-2018) se correspondieron con 2,26 ppm año⁻¹ (Baird y Cann, 2008). Por otro lado, la concentración de CH_4 en la atmósfera mundial ha aumentado, respecto del valor pre-industrial de aproximadamente 715 ppb² hasta 1732 ppb a comienzos de los años 90, alcanzando en 2018 las 1869 ppb (OMM, 2019). Es muy probable que el aumento observado en la concentración de CH_4 se deba principalmente a la actividad agropecuaria y a la utilización de combustibles de origen fósil. Finalmente, el N_2O proviene principalmente de la agricultura. La concentración mundial de este gas en la atmósfera aumentó de 270 ppb (preindustrial) a 331 ppb en 2018. La concentración de numerosos halogenuros y CFC ha aumentado respecto de unos niveles casi nulos en la era pre-industrial, debido principalmente a la actividad humana asociada a procesos de refrigeración y aislamiento térmica. A pesar de presentar una concentración realmente baja en la atmósfera (del orden de los 200-300 ppb) aportan el 11% del efecto invernadero antropogénico.

20.2.1.2. Emisiones de GEI desde los agroecosistemas

Entre el 40 y 50% de la superficie terrestre se encuentra destinada a agricultura (Smith *et al.* 2007). La roturación de los suelos, la disminución de la cobertura vegetal y el escaso retorno de restos vegetales propios de los suelos agrícolas ha provocado la disminución del carbono orgánico (CO) en esos suelos (Lal 2004). Las emisiones de GEI provenientes de la agricultura representan entre el 10 y 12% de las emisiones totales a nivel mundial. Dentro de las actividades agrícolas, las principales fuentes de emisiones son: (i) el N_2O desde los suelos, directamente relacionado con la cantidad de fertilizantes nitrogenados incorporados al suelo y de la descomposición de residuos del cultivo antecesor, (ii) N_2O y CH_4 de la quema de biomasa, (iii) CH_4 por producción de arroz (*Oryza sativa* L.), (iv) N_2O y CH_4 por manejo de residuos, y (v) , las emisiones de CO_2 y N_2O a partir de la mineralización de la materia orgánica (MO) del suelo en caso de suelos con cambios de uso recientes.

Las actividades productivas agropecuarias, silvícolas y otros usos de la tierra en la Argentina para el 2016 fueron responsables de la emisión del 37% del CO_2 equivalente de un total de 364 Mt (136 Mt CO_2 equivalente) (<https://inventariogei.ambiente.gob.ar>, 2019). De los 136 Mt CO_2 equivalente, el 23% tuvo origen en la actividad agrícola y en el cambio del uso de la tierra, el 36% proviene de fuentes agregadas y emisiones no- CO_2 , y el 41% fue emitido desde el ganado (**Figura 20.4**).

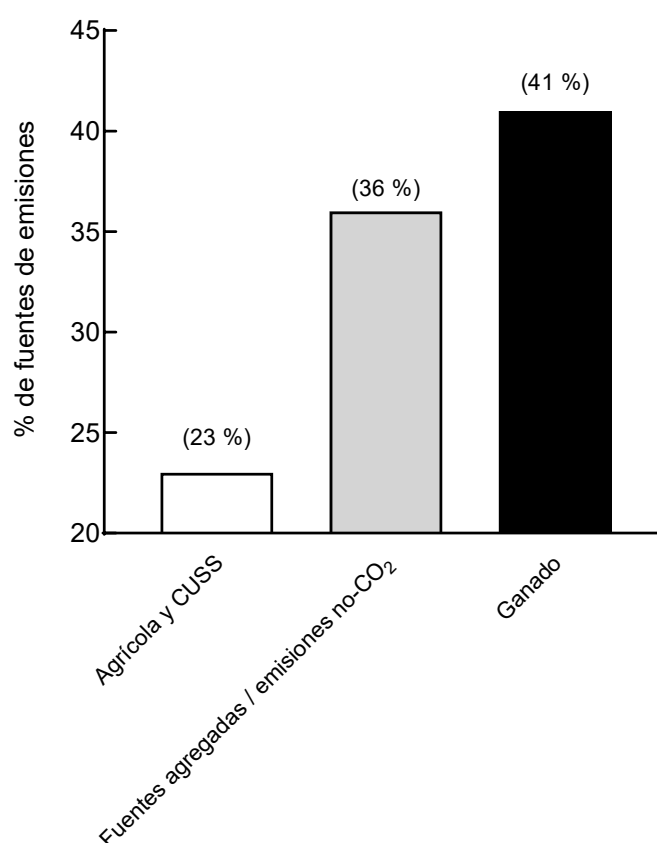


Figura 20.4. Porcentaje (%) de emisiones desde la actividad agropecuaria y cambios en el uso de las tierras (CUSS), calculado a partir del CO_2 equivalente, en Argentina: convertidas a pastizales y convertidas en cultivo, fuentes agregadas y emisiones no- CO_2 : emisiones de N_2O (gestión de estiércol, desde MO, etc.), cultivos de arroz, aplicación de urea, quema de tierras forestales, cultivos, pastizales; ganado: producto de la fermentación entérica y gestión de estiércol. Fuente: <https://inventariogei.ambiente.gob.ar> (2019).

De acuerdo con las directrices para Inventarios Nacionales de IPCC (2006), la dinámica de los GEI generados a partir de la actividad agropecuaria incluyen los siguientes:

- (i) Las emisiones y absorciones de CO_2 resultantes de los cambios en las existencias de carbono en la biomasa, MO muerta y suelos minerales, para todas las tierras gestionadas.
- (ii) Emisiones de gases CO_2 y no- CO_2 producidas por incendios. Los incendios no sólo emiten CO_2 a la atmósfera mediante la combustión de la biomasa, sino también otros GEI incluyendo directa o indirectamente a CH_4 , N_2O , COVNM, NO_x y CO. La quema de rastrojos es una práctica que se realiza para facilitar las posteriores labores agrícolas, y tiene por finalidad que no existan residuos en descomposición del cultivo anterior durante el crecimiento del cultivo siguiente. Es una práctica frecuente en el Noroeste (NOA) y Noreste (NEA) de Argentina. Sin embargo, esta categoría no forma parte de las fuentes clave de emisión del país. La caña de azúcar es el principal cultivo que contribuye a esta fuente, lo cual depende de la producción del cultivo y la cantidad de rastrojo quemado.
- (iii) Emisiones de N_2O de tierras con manejo agrícola. El incremento en la cantidad de N en los suelos como producto de la aplicación de fertilizantes sintéticos y/o estiércol u orina animal, produce el aumento de las emisiones de N_2O , el cual es un subproducto de las reacciones de nitrificación (pasaje de amonio a nitratos) y, mayormente, de desnitrificación (pasaje de nitratos a nitrógeno atmosférico). Del mismo modo, los cambios de uso de la tierra realzan las emisiones de N_2O si están asociados con una elevada descomposición de la MO del suelo, y con la subsiguiente mineralización del su N orgánico, como sucede cuando se inician cultivos en humedales, bosques y pastizales.
- (iv) Emisiones de CO_2 relacionadas con la aplicación de cal y urea. El encalado que se emplea para reducir la acidez de los suelos y mejorar la productividad de las plantas, libera C a la atmósfera cuando se elimina el carbonato de calcio de los depósitos de piedra caliza y dolomita, y se aplica a los suelos donde el ion carbonato evoluciona a CO_2 . Del mismo modo, la aplicación de fertilizante nitrogenado en forma de urea $-\text{CO}(\text{NH}_2)_2-$ produce liberación de CO_2 a la atmósfera.
- (v) Emisiones de CH_4 del cultivo de arroz. En condiciones de inundación, como en los humedales o en los sistemas de producción de arroz con manto de inundación, hay una fracción significativa de la MO que se encuentra en descomposición. Esta descomposición libera CH_4 a la atmósfera y puede constituir una fuente importante de emisiones de GEI en aquellos países que destinan una importante superficie a la producción de arroz inundado. En la Argentina el arroz se cultiva en áreas de llanura con climas que van de templado a subtropical húmedo. La descomposición anaeróbica de la MO en los arrozales anegados produce emisiones de CH_4 a la atmósfera. Sin embargo, este cultivo no constituye una de las principales categorías de fuentes de emisión de CH_4 para la Argentina. Existen otras fuentes de emisión, que revisten menor o ninguna importancia en la Argentina:
- (vi) Emisiones de CO_2 y N_2O de suelos orgánicos o histosoles. Se trata los GEI emitidos por el cultivo de suelos orgánicos (i.e. turberas), los que en nuestro país ocupan escasa superficie y no son destinados a la agricultura.
- (vii) Emisiones de CO_2 y N_2O de humedales cultivados. Se trata de tierras cubiertas por agua gran parte del año, las cuales son drenadas artificialmente y destinadas a la agricultura. No constituye una práctica frecuente en nuestro país.

- (viii) Emisión de CH_4 y N_2O producidos por el manejo de estiércol. A diferencia de otros países, como muchos de Europa y Asia, en la Argentina el uso de abonos orgánicos no es frecuente en cultivos extensivos. Sin embargo, esta práctica es usual en cultivos intensivos, pero estos ocupan escasa superficie.

2.1.2.1 Dióxido de carbono

El uso de combustible fósil es considerado el principal responsable de más del 75% de las causas antrópicas de emisión de CO_2 . Los cambios del uso de la tierra emiten casi un cuarto del CO_2 de origen humano, principalmente debido a la deforestación (Snyder *et al.*, 2009). La deforestación para la realización de cultivos anuales conduce a un incremento de CO_2 en la atmósfera, debido a la descomposición o quema de los árboles que se retiran y a la menor capacidad de los cultivos anuales de captación de CO_2 por fotosíntesis y su posterior incorporación al suelo.

Además, en los agroecosistemas pueden existir pérdidas directamente desde los suelos y esto depende del manejo que se realiza dentro del sistema. En los agroecosistemas el proceso responsable de tomar y metabolizar el CO_2 de la atmósfera es la fotosíntesis de las plantas. Mediante este proceso, y luego de la muerte o senescencia de la planta, parte del C de las estructuras, mediante el proceso de humificación, pasa a formar parte del componente orgánico del suelo, denominándolo carbono orgánico (CO). El proceso opuesto a la humificación es la respiración microbiana, siendo el principal producto el CO_2 . La respiración microbiana es una vía de salida del CO del suelo que se produce por el consumo de la MO del suelo. Este proceso se denomina mineralización.

Efecto de la deforestación sobre la emisión de CO_2 . La deforestación se ha acelerado en las últimas décadas como resultado de la expansión de la agricultura, y representa una gran fuente de GEI, ocupando el segundo lugar luego de los combustibles fósiles (Baird y Cann, 2008). La intensa y acelerada pérdida de bosques nativos que se registra a escala mundial constituye uno de los problemas ambientales más críticos a comienzos del siglo XXI (Repetto, 1988; Hunter, 1996). Mientras que en los países desarrollados el área ocupada por plantaciones forestales se ha estabilizado y, en algunos casos, se está incrementando (Hulshoff, 1995; Marchetti *et al.*, 1998), en los países en desarrollo las masas boscosas están declinando rápidamente, particularmente en los trópicos (Repetto, 1988). Estas pérdidas alcanzan tasas anuales del 0,6% en África, 0,9% en Asia y 0,7% en Sudamérica. Este proceso se debe particularmente al cambio en el uso de la tierra, es decir, a la expansión de la agricultura (Stiling, 1996).

Además, la deforestación es una de las principales causas de la extinción de especies (Sala *et al.*, 2000; Foley *et al.*, 2005), de la emisión de CO_2 (Houghton, 2003) y del cambio climático a escala regional y global (Pielke *et al.*, 2002). No sólo produce una reducción del área boscosa, sino también cambios en la configuración del paisaje (Skoley Tucker, 1993), afectando la condición ecológica del bosque remanente con consecuencias sobre los flujos de las especies, de la energía y de la materia.

Los aumentos de la producción de granos en la Argentina estuvieron marcados por una expansión sobre nuevas tierras (Viglizzo *et al.*, 2010a; b). Los cambios más significativos en el uso de la tierra se presentaron en el norte de la Argentina, donde las tasas de expansión de cultivos y de deforestación fueron las más altas del país. La superficie de bosques naturales tuvo una reducción significativa (Viglizzo *et al.*, 2010a; b). Gómez Lende (2018) señala que, según el Primer Inventario Nacional de Bosques Nativos, en 1998 el área boscosa había caído a 33.190.442 ha, reduciéndose un 5,66% respecto

de 1987 (SAyDS, 2005), lo cual significa que en 11 años desapareció una proporción ligeramente inferior a la pérdida sufrida a lo largo del medio siglo transcurrido entre 1937 y 1987. Las actualizaciones cartográficas posteriores mostraron que la superficie boscosa disminuyó a 30.073.386 ha en 2002 y 26.590.000 ha en 2013 (SAyDS, 2005; MINAGRI-SAyDS, 2015). En términos generales, estos datos muestran una notable aceleración del fenómeno, dado que en poco más de un cuarto de siglo (1987-2013) el retroceso fue del 24%. Asimismo, es importante señalar que esta reducción podría ser aún mayor, dado que no existen estadísticas oficiales sobre deforestación en la región del Monte, en tanto que desde 1998 el Bosque Andino Patagónico no ha sido objeto de ningún relevamiento. Sin embargo, fuentes oficiales afirman que su superficie se habría mantenido estable.

El proyecto “Bosques Nativos y Áreas Protegidas BIRF2085-AR” es financiado por el Banco Mundial y llevado a cabo por la Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación, derivó a partir de 2002 en la realización de una serie de Informes de Monitoreo de la Superficie de Bosque Nativo de la República Argentina destinados a cuantificar el avance de la deforestación a escala provincial y departamental. Sobre la base de estos relevamientos se estableció la superficie total deforestada (*Figura 20.5*). Entre 1998 y 2016 se deforestaron 6.906.160 ha de bosques nativos en Argentina, la mayor parte de las cuales (72,88%) fue destruida entre 1998 y 2011 (5.032.721 ha) (*Cuadro 20.2*). En este lapso de poco menos de dos décadas, el ritmo promedio de los desmontes fue de 383.675,56 ha año⁻¹. Más aun, tomados individualmente, los relevamientos 1998-2002, 2002-2006 y 2006-2011 muestran casi una duplicación de la velocidad de la deforestación en la Argentina respecto del período 1987-1998, época en la que se talaron en promedio 180.000 hectáreas al año (Schmidt, 2015). Recién entre 2013 y 2016 la deforestación comenzó a ralentizarse. Sin embargo, la situación continúa siendo preocupante: en efecto, las cifras correspondientes a la superficie desmontada durante el trienio 2014-2016 se sitúan en valores ligeramente inferiores a los del período 1987-1998, pero siempre manteniéndose por encima de las 100.000 mil ha año⁻¹. En particular, debe señalarse que no existen datos para la provincia de Entre Ríos para los períodos 1998-2002 y 2002-2006.

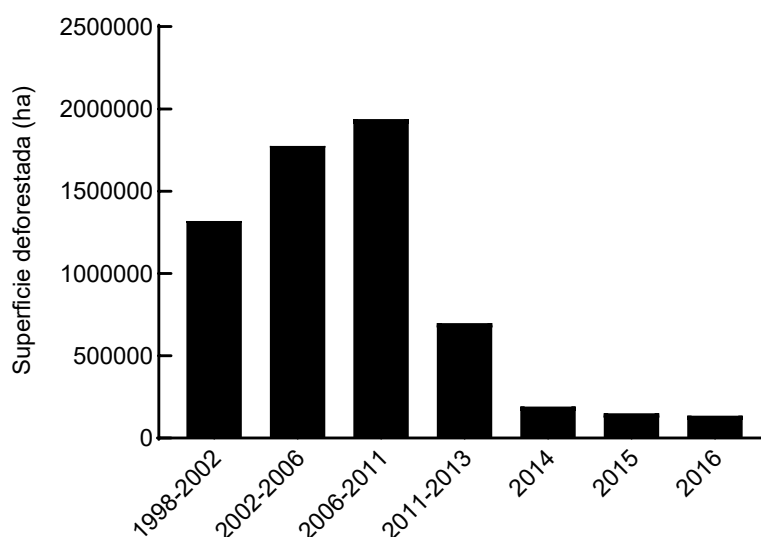


Figura 20.5. Superficie total deforestada (ha) de bosques nativos para las provincias Santiago del Estero, Salta, Chaco, Formosa, San Luis, Córdoba, Misiones, Catamarca, La Rioja, Entre Ríos, La Pampa, Tucumán, Santa Fe, Jujuy, Corrientes, San Juan. Fuente: Gomez Lende (2018)

Sobre un total de 16 provincias relevadas entre 1998 y 2016, son cinco las que representan el 78,35% de la superficie deforestada (Santiago del Estero, Salta, Chaco, Formosa y San Luis), y apenas tres dan cuenta del 65,38% (4.515.253 ha): Santiago del Estero (31,20%), Salta (23,59%) y Chaco (10,59%)-. Los casos más graves correspondieron a Salta con más de 1.000.000 ha. desmontadas, y Santiago del Estero con más de 2.000.000 ha deforestadas. El segundo en orden de gravedad correspondió al sur pampeano, gran parte de San Luis, el norte cordobés y santafesino, el este tucumano y fragmentos de Santiago del Estero, La Rioja, Formosa, Entre Ríos y Misiones, presentando la sumatoria de la superficie deforestada a lo largo del período 1998-2016 entre 25.779 y 99.999 ha desmontadas (**Cuadro 20.2**).

Cuadro 20.2. Superficie deforestada de bosques nativos (ha) en las provincias afectadas para el período 1998-2016.
Fuente: Gomez Lende (2018)

Provincia	1998/2002 (ha)	2002/6 (ha)	2006/11 (ha)	2011/13 (ha)	2014 (ha)	2015 (ha)	2016 (ha)	1998/2016 (%)
Santiago del Estero	347302	655828	701030	170297	48623	34974	26256	31.2
Salta	203560	440064	440943	213142	57396	39635	21202	23.6
Chaco	114851	156840	182441	107145	19344	15040	28756	10.6
Formosa	27562	45283	174340	92153	25476	19324	21531	7.2
San Luis	111963	92989	109877	25268	9472	10502	12358	5.8
Córdoba	161508	126937	68365	5048	2038	679	350	5.4
Misiones	82760	86772	38395	5614	1011	969	1001	3.2
Catamarca	65404	60679	21735	6873	272	664	3184	2.4
La Rioja	45384	13930	31972	17571	7298	10893	14242	2.3
Entre Ríos			94843	23166	5853	5866	2370	2.2
La Pampa	93059	11758	5806	1504	8340	5366	3890	1.9
Tucumán	25650	42762	25333	14197	1330	844	171	1.8
Santa Fe	32971	25925	21275	5397	1958	1700	539	1.4
Jujuy	7266	12925	16669	9082	1492	3143	623	0.9
Corrientes	152	2052	5286	1480	990	600	0	0.2
San Juan	92	104	79	0	0	0	0	0

Cabe destacar que las deforestaciones hasta la década del 70 tenían el objetivo de realizar cultivos anuales adaptados a cada región. Así, en la Selva Paranaense, el bosque era retraído por el cultivo de la yerba mate, en las Yungas, por el cultivo de la caña de azúcar y en las zonas húmedas del bosque Chaqueño, por el algodón. Durante los 70 se introdujo el poroto negro, también anual, y en la década del 80 fue mayormente el cultivo de soja. En cambio, en la selva Paranaense, la deforestación también fue con fines de introducir plantaciones de árboles, como el pino y el eucalipto.

La intervención de los ecosistemas para agricultura y ganadería altera la relación entre las fracciones de C de la biomasa y el C del suelo que define la sustentabilidad intrínseca del ecosistema. Esta relación es mucho mayor en bosques que en las tierras con pastizal/pastura y menor aún en las tierras agrícolas. Al existir un reemplazo creciente de bosques por pastizales/pasturas y cultivos, el stock de C en biomasa declinó. Por lo tanto, una mayor tasa de deforestación se asocia con mayores emisiones de C (Viglizzo *et al.*, 2010b; 2011).

Efecto de las labranzas sobre la emisión de CO₂ del suelo. En la primera mitad del siglo XX, la región pampeana se caracterizó por sistemas de producción agrícola-ganaderos, bajo el clásico sistema de rotación de cultivos con pasturas. Los períodos con pasturas eran útiles para mejorar la estructura del suelo y recuperar los niveles de C orgánico del suelo. De a poco estos sistemas fueron reemplazados por sistemas de producción agrícola, en los cuales las labranzas (e.g. arado de reja y vertedera) rebatían el pan de suelo, produciendo alteraciones estructurales y funcionales, pero particularmente promoviendo la pérdida de C del suelo en forma de CO₂. Con el objetivo de mitigar los procesos de erosión y de pérdidas de C desde los suelos, más tarde, se adoptó como sistema de labranza a la siembra directa.

En suelos de la pampa ondulada se midieron las emisiones totales de CO₂ o respiración total del suelo *in situ* (mineralización y descomposición) bajo distintas rotaciones trigo/soja y trigo/soja-maíz y diferentes sistemas de labranza (convencional, mínima y siembra directa). La respiración microbiana del suelo mostró una marcada estacionalidad, en relación con la temperatura, siendo máxima en verano y mínima en invierno (**Figura 20.6A**). Esta dinámica se observó independientemente del sistema de labranza. La temperatura fue el factor regulador principal de la emisión de CO₂ proveniente de la respiración microbiana del suelo (**Figura 20.6B**). En cambio, la respiración no mostró relación con el contenido hídrico (Álvarez *et al.*, 1995a, 1995b, 1996, 1998). Esto también se asoció al clima a escala regional que para determinado nivel de precipitaciones anuales determina que la temperatura sea el principal factor regulador de actividad microbiana.

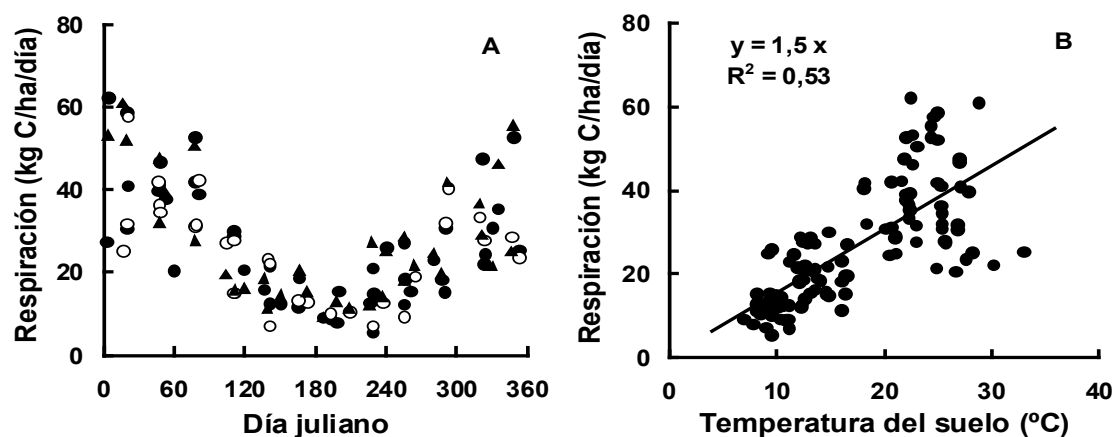


Figura 20.6. (A) Respiración microbiana del suelo en función de los días. (B) Respiración microbiana del suelo en función de la temperatura del suelo. Puntos llenos: labranza con reja y vertedera, triángulos: rastra de discos y puntos vacíos: siembra directa. Adaptado de Álvarez y Steinbach (2010).

Los sistemas de labranza, en particular la labranza convencional, difirieron en la emisión de CO₂ respecto de siembra directa. Esta diferencia se observó algunos días después del pasaje de los implementos de labranza y fue en forma de pulsos de CO₂ (**Figura 20.7a**). La mayor emisión de CO₂ en los suelos labrados responde a un aumento de la temperatura edáfica (**Figura 20.7b**) debido al suelo desnudo, a pesar de tener menor humedad (**Figura 20.7c**). Se estimó que los pulsos de CO₂ post-labranza provinieron en un 50% del C de la MO y el otro 50%, de la descomposición rápida de los residuos enterrados (Álvarez *et al.*, 2001).

En la región pampeana se estimó una disminución del nivel de carbono orgánico promedio del 16%, la cual es baja en relación con la observada en otras áreas cultivadas del mundo en las que se han

reportado disminuciones del 30-50% en los primeros 20-30 cm del perfil del suelo (Guo y Gifford, 2002). Esta disminución se produce principalmente por la reducción de los aportes de carbono al suelo bajo cultivo (Lauenroth *et al.*, 2000), como consecuencia de la práctica del barbecho y la cosecha. En la región pampeana el aporte de los cultivos anuales promedia 30-70% del incorporado en los pastizales naturales (**Figura 20.9**). En la región semiárida pampeana, donde se ha mantenido la rotación agrícola-ganadera, se ha estimado que la vegetación natural aporta al suelo unas 3,9 t C ha⁻¹ año⁻¹. En cambio, una rotación pastura (4 años)-trigo/girasol (4 años) aportó en el período 1970-2004 aproximadamente 2,6 t C ha⁻¹ año⁻¹ (67%).

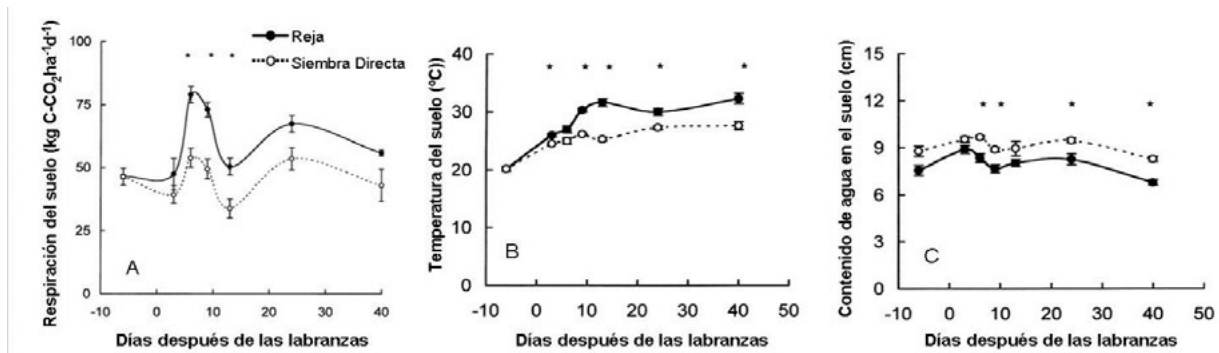


Figura 20.7. (A) Respiración microbiana del suelo en función de los días después de las labranzas. (B) Temperatura del suelo en función de los días después de las labranzas. (C) Contenido de agua del suelo en función de los días después de las labranzas. Las barras verticales indican el error estándar. Los asteriscos indican diferencias significativas. Adaptado de Álvarez *et al.* (2001).

20.2.1.2.2 Óxido nítrico

El N₂O es el principal gas emitido por la agricultura argentina. Proviene del N que entra anualmente a los suelos agrícolas, principalmente, mediante fertilizantes sintéticos y residuos vegetales. En suelos ganaderos el aporte del estiércol y la orina de los animales es también una importante fuente de N. Los principales factores ambientales que controlan la producción de N₂O del suelo son la disponibilidad de N inorgánico (NH₄⁺ y NO₃⁻), la disponibilidad de O₂ (que generalmente se mide por una variable inversa, el porcentaje de poros llenos de agua -PLLA-) y la temperatura. Es decir que a medida que aumenta la temperatura y la disponibilidad de N y los PLLA se acerca a valores intermedios (entre 60 y 80%), la producción de N₂O aumenta (Cosentino *et al.*, 2013). Otros factores indirectos que afectan la emisión de N₂O son la textura del suelo, la cantidad de amonio (NH₄⁺) disponible para la nitrificación y de nitrato (NO₃⁻) para la desnitrificación (Firestone, 1982; Granli y Bockman, 1994).

Los modelos más simples para estimar la emisión de N₂O del suelo, consideran que esta depende únicamente del aporte anual de N al suelo. Bajo este supuesto se suele considerar que para el sector agropecuario hay tres fuentes directas de N₂O: (i) la aplicación de fertilizantes sintéticos en suelos, (ii) la aplicación de estiércol en suelos y (iii) el almacenamiento y manejo de estiércol.

Los principales procesos por los cuales se produce y se emite este gas desde el suelo de los agroecosistemas son la nitrificación y la desnitrificación. La interacción de los factores de control de la nitrificación y desnitrificación son complejos debido a que la cantidad de N₂O producido depende de la concentración de O₂.

Nitrificación-desnitrificación. La emisión de N_2O se produce en forma natural en los suelos mediante los procesos microbianos de nitrificación y desnitrificación. Se denomina nitrificación a la oxidación de NH_4^+ para formar NO_3^- , y desnitrificación a la reducción de NO_3^- en nitrógeno gaseoso (N_2). Ambas reacciones producen N_2O como un producto intermedio de actividades microbianas en el suelo, y eventualmente estos gases se liberan a la atmósfera. La nitrificación, como se mencionó, es la producción de NO_3^- y es un proceso que puede comenzar con la liberación del N de la MO y obtención de NH_4^+ mediante el proceso de amonificación.

Estos procesos tienen mayor probabilidad de ocurrir cuando se agrega N a los suelos. Por ejemplo, cuando se usan fertilizantes sintéticos o fertilizantes orgánicos en base a desechos vegetales y animales. Entonces, los aumentos de emisiones de N_2O relativos a los niveles naturales son contabilizados como adiciones inducidas por las actividades del ser humano

En producción animal, el almacenamiento y manejo de estiércol también contribuye a emisiones de N_2O . La tasa de nitrificación de estiércol almacenado depende de la cantidad de N que contiene, y del O_2 disponible para la reacción química. Los procesos de manejo de estiércol en forma anaeróbica producen baja nitrificación, aunque sí desnitrificación y, consecuentemente, emisiones de N_2O en forma anaeróbica. Entonces, para evaluar las intensidades de emisión debe considerarse en especial cada forma de almacenamiento y manejo de estiércol de la producción animal.

La participación de la nitrificación y la desnitrificación en las emisiones de N_2O depende de factores edáficos, como por ejemplo el contenido de O_2 . A medida que aumenta el porcentaje de poros llenos de agua (PLLA), el contenido de O_2 del suelo disminuye y el proceso de desnitrificación comienza a aumentar su importancia sobre el de nitrificación, en la medida que los NO_3^- remplazan al O_2 en el papel de aceptor de electrones. La tasa de desnitrificación alcanza su pico máximo cuando los poros llenos de agua superan el 70-80 %, donde el total de las emisiones de N_2O son producidas por dicho proceso (Bateman y Baggs, 2005). Las condiciones anaeróbicas son usualmente producidas por altos valores de PLLA, propias de suelos con drenaje deficiente. En suelos agrícolas esta condición se presenta inmediatamente, y por un corto tiempo, luego de una precipitación considerable. Así es que hay algunos experimentos que se ha podido determinar el valor de PLLA a partir del cual se incrementa abruptamente la emisión de N_2O (Figura 20.8).

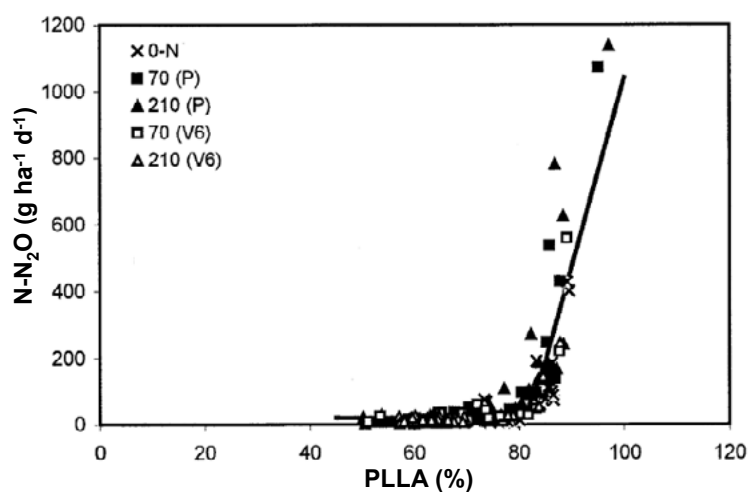
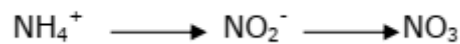


Figura 20.8. Emisión de $N-N_2O$ ($g\ ha^{-1}\ d^{-1}$) en función del porcentaje de poros llenos de agua (PLLA) para diferentes dosis de fertilizante (0, 70, y 210 $kg\ N\ ha^{-1}$) y momentos de aplicación (P, a la siembra; V6, en 6 hojas de maíz); bajo siembra directa en un Argiudol Típico y un Paleudol Petrocálcico de la zona de Balcarce. Adaptado de Sainz Rozas et al. (2001).

El proceso de desnitrificación ocurre cuando el NO_3^- es reducido a N_2 . Cuando el O_2 es limitante las bacterias utilizan el NO_3^- como aceptor de electrones utilizando, a su vez, carbono orgánico como fuente de energía. En estas condiciones son promovidos los microorganismos desnitrificadores, que son anaerobios facultativos (fundamentalmente pertenecientes a los géneros *Bacillus* sp. y *Pseudomonas* sp.).



La nitrificación es llevada a cabo por microorganismos aeróbicos que oxidan el NH_4^+ a NO_2^- (*Bacillus* sp. y *Pseudomonas* sp.) y luego estos se oxidan a NO_3^- (*Nitrosomonas* sp.). Durante este proceso pueden existir pérdidas de N_2O a partir de NO_2^- (Ritchie y Nicholas, 1972). El NH_4^+ que inicia la reacción puede provenir de la MO o de un fertilizante nitrogenado.



Fijación biológica de nitrógeno. La introducción de leguminosas a los sistemas agrícolas y ganaderos permite fijar nitrógeno atmosférico (N_2) biológicamente, pero también puede contribuir con la emisión de N en forma gaseosa a través de la emisión de N_2O . En la fijación biológica de nitrógeno (FBN), determinados grupos de bacterias del suelo capturan N_2 , rompen su triple enlace, y lo reducen NH_3 y luego esta molécula es incorporada para la síntesis de sus propios aminoácidos o de las células de la planta asociada. Este proceso puede contribuir a las emisiones de N_2O fundamentalmente a través de dos vías: (i) como resultado del N fijado en la biomasa bacteriana o en residuos vegetales ricos en N, de rápida descomposición, que puede ser nitrificado y luego desnitrificado (Huang *et al.*, 2004; Ciampitti *et al.*, 2008), y (ii) mediante la presencia de algunos organismos fijadores de N (bacterias rizobáceas) que son capaces de desnitrificar directamente desde el nódulo, (O'Hara y Daniel, 1985; Delgado *et al.*, 2007).

Al igual que los desnitrificadores más comunes (organismos heterótrofos de los géneros *Pseudomonas* y *Alcaligenes*), los organismos fijadores de N_2 que desnitrifican crecen mejor en condiciones de aerobiosis que en condiciones de anoxia (Zhong *et al.*, 2009). Debido a que el producto final de los fijadores más activos de N que desnitrifican es N_2O más que N_2 (Bedmar *et al.*, 2005; Okada *et al.*, 2005), la FBN podría, en teoría, aumentar la concentración de N_2O atmosférico, ya que fija N_2 para emitir una fracción como N_2O .

20.2.1.2.3 Metano (CH_4)

En este capítulo se considerarán tres fuentes de CH_4 en la producción agropecuaria: (i) el almacenamiento y manejo de estiércol; (ii) la fermentación entérica y; (iii) el cultivo de arroz (*Oryza sativa* L.). En el caso de (i) el almacenamiento y manejo del estiércol puede producir emisiones de CH_4 , principalmente desde los efluentes líquidos del estiércol, los cuales son usuales en los corrales de engorde intensivo de vacunos, la producción lechera, la cría intensiva de cerdos y en producciones avícolas. El CH_4 es un producto de la degradación de MO en condiciones anaeróbicas. Finster (2014) señala que el tratamiento del estiércol del ganado produce emisiones de CH_4 (mediante la descomposición

anaeróbica del estiércol) y de N_2O (mediante la desnitrificación del N orgánico presente en el estiércol y en la orina del ganado). Cuando el estiércol se dispone en sistemas que promueven las condiciones anaeróbicas (e.g. en forma líquida en lagunas, tanques o fosas), la descomposición de la materia tiende a producir CH_4 . Cuando el estiércol se maneja en forma sólida (e.g. almacenamiento en pilas) o queda depositado sobre las pasturas y los campos naturales, tiende a descomponerse aeróbicamente y produce muy poco o nada de CH_4 . La temperatura y la humedad influyen en el desarrollo de las *archaeobacterias* responsables de la formación de CH_4 . La composición del estiércol, que depende de la dieta de los animales, también afecta la cantidad de CH_4 producido. Cuanto mayor es el contenido energético y la digestibilidad del alimento, mayor es el potencial de emisión. Por ejemplo, los animales en “feedlot”, alimentados con dietas altamente energéticas, generan estiércol con gran capacidad de producción de CH_4 , mientras que el ganado mantenido con forrajes de baja digestibilidad produce estiércol con menor capacidad de formación de dicho gas.

Los herbívoros, y en mayor medida los rumiantes, son los responsables de la emisión desde la (ii) fermentación entérica. La celulosa y otros carbohidratos se digieren con ayuda de la actividad bacteriana en el rumen. En la fermentación entérica, las archaeobacterias metanogénicas son las responsables de la producción del CH_4 y, si bien constituyen una fracción muy pequeña de la población microbiana total, cumplen una función muy importante, al proveer uno de los mecanismos más eficientes para eliminar el hidrógeno producido en el rumen. Cuando el alimento consumido está compuesto por un alto porcentaje de fibra, el principal ácido graso volátil que se forma es el acético. En estas condiciones, queda una cantidad de iones hidrógeno libres en el rumen, que es capturada por las bacterias metanogénicas y combinada con el dióxido de carbono, para dar origen al CH_4 . Si el alimento es rico en almidón, el principal producto de la fermentación es el ácido propiónico, con menor generación de CH_4 (Finster, 2014). La fermentación producida por los microorganismos libera CH_4 , dependiendo la cantidad emitida del tipo de animal, y de la calidad y cantidad de los alimentos que ingiere. Entre las especies ganaderas, los rumiantes (bovinos, ovinos, caprinos, búfalos, camélidos) son los principales emisores de metano (Finster, 2014). Los rumiantes que producen mayores cantidades de CH_4 son el ganado vacuno y ovino, y se consideran para los cálculos las condiciones de domesticación estándar. El CH_4 se produce en la digestión y se elimina directamente por boca o heces en forma gaseosa. La emisión expresada por animal y por peso vivo producido es mayor en los sistemas de producción extensivos. Sin embargo, la emisión de CH_4 estimada por superficie ganadera o superficie utilizada es mayor en los sistemas intensivos de producción.

Otra fuente de emisión desde la agricultura son los cultivos que se realizan en anegamiento, como lo es la mayor parte del arroz. Existen microorganismos en el suelo bajo el agua que emiten CH_4 , y su transporte a la atmósfera es facilitado por los tallos de las plantas. En relación al (iii) cultivo de arroz se trata de una producción bajo inundación y es una fuente importante de CH_4 antropogénico por realizarse en condiciones anaeróbicas (Neue, 1993). Este cultivo se produce mayormente en las provincias de Entre Ríos y Corrientes, donde representa un 89,5% de la producción total. En corrientes la producción se concentra en el centro sur de la provincia, por la naturaleza y el régimen de sus cuencas. Allí, las explotaciones arroceras se ubicaron, inicialmente, en función de la disponibilidad del recurso agua, es decir, en márgenes de ríos y de lagunas. Luego se dio una expansión de la superficie sembrada con arroz (*Figura 20.9*). A partir de la década de los 90, la actividad arroceras se expandió y desplazó principalmente hacia la región centro-sur y la zona costera del río Uruguay gracias a la oferta hídrica de la zona (*Figura 20.10*). En la *Figura 20.10* se observa el aumento de la superficie sembrada con arroz en Corrientes.

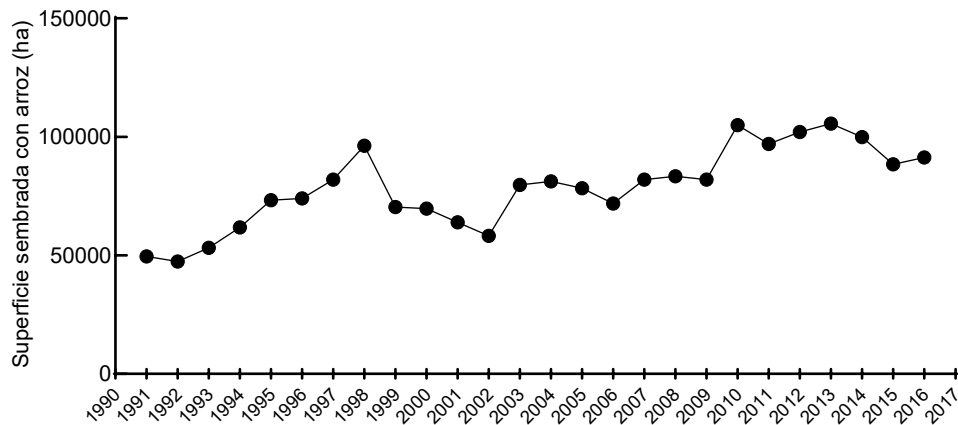


Figura 20.9. Superficie sembrada con arroz en la provincia. Fuente: adaptada de Baez y Cortizas (2018).

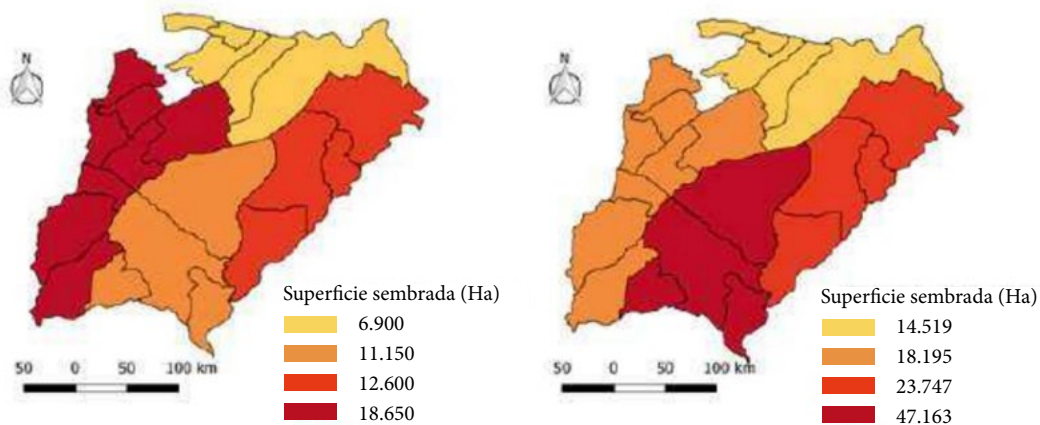


Figura 20.10. Superficie sembrada con arroz en la provincia Corrientes por cosecha según zona productiva. Extraído de Baez y Cortizas (2018).

La emisión de CH_4 desde los cultivos de arroz son importantes por el potencial de mitigación de la concentración de gases en la atmósfera, ya que podrían ser modificadas las tasas de emisión de CH_4 a través de técnicas de manejo (Cole, 1996). La tasa de emisión de CH_4 desde los arrozales depende del crecimiento de las plantas (Figura 20.11), la disponibilidad de sustratos de C en el suelo, el manejo (*i.e.* el régimen de irrigación, la cantidad y tipo de fertilizante, el retorno de residuo al suelo) y el clima (Neue, 1993; Neue *et al.*, 1996). El movimiento de CH_4

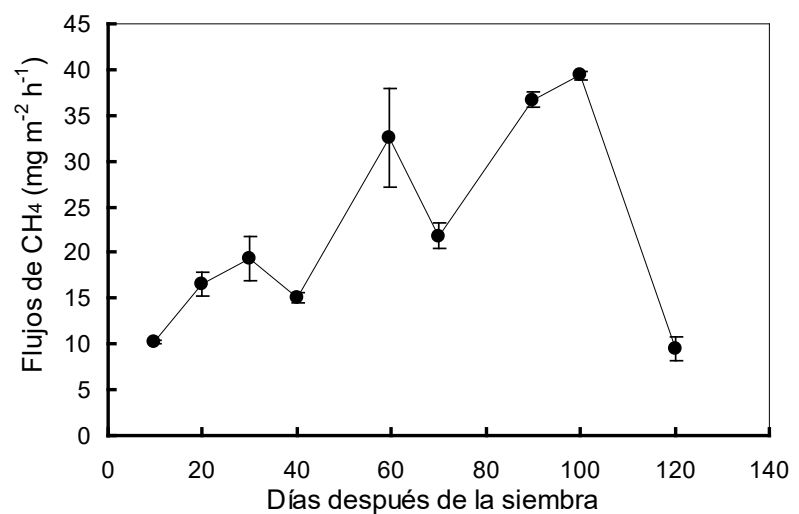


Figura 20.11. Flujos de CH_4 para diferentes días a lo largo del ciclo ontogénico del arroz. Adaptado de Nayak *et al.* (2006).

desde el suelo al aire es mediado mayormente por la planta de arroz, mediante la difusión de CH_4 desde la rizósfera a través del tallo, y su salida por los microporos de las hojas (Nouchi *et al.*, 1990).

20.2.2. Destrucción de la capa de ozono

La radiación UV proveniente del sol y disocia los átomos del O_2 y estos reaccionan con otras moléculas de O_2 para formar ozono (O_3). A su vez, el O_3 absorbe la radiación UV, proceso en el que se desprenden átomos de O_2 . Estos procesos combinados representan un equilibrio dinámico natural en la formación y destrucción del ozono que implica la absorción de gran parte de la radiación UV. Sin embargo, este equilibrio es alterado por la presencia de algunas sustancias que, al alcanzar la estratósfera, reaccionan con el O_3 y aceleran su destrucción. Este desbalance genera un adelgazamiento de la capa de ozono y, por consiguiente, una reducción de su capacidad de absorber radiación UV. Este adelgazamiento es lo que se conoce como agujero de ozono.

Las principales sustancias responsables de la destrucción del ozono estratosférico (ODSs, ozone-depleting substances) son los compuestos clorofluorocarbonados (CFC), gases que también tienen efecto invernadero. Son sustancias sintéticas utilizadas ampliamente en la aislación térmica, en la industria de la refrigeración y de aerosoles desde la década de 1950 hasta fines de los 90, cuando los investigadores Paul Krutzen, Mario Molina y Sherwood Rowland denunciaron su efecto dañino sobre la capa de ozono. A partir de este descubrimiento, se constituyó en el Protocolo de Montreal un acuerdo internacional para eliminar la producción y emisión de los CFC y otras ODSs. Entre 1990 y 1995 se alcanzó la concentración máxima de unos de los principales CFC, el triclorofluorometano, cercana a 265 ppt (Figura 20.12). En 2010 se consideró que la emisión de CFC se eliminó totalmente. Sin embargo, un informe de la Organización Meteorológica Mundial, basado en datos de la “National Oceanic and Atmospheric Administration” y del “Massachu-

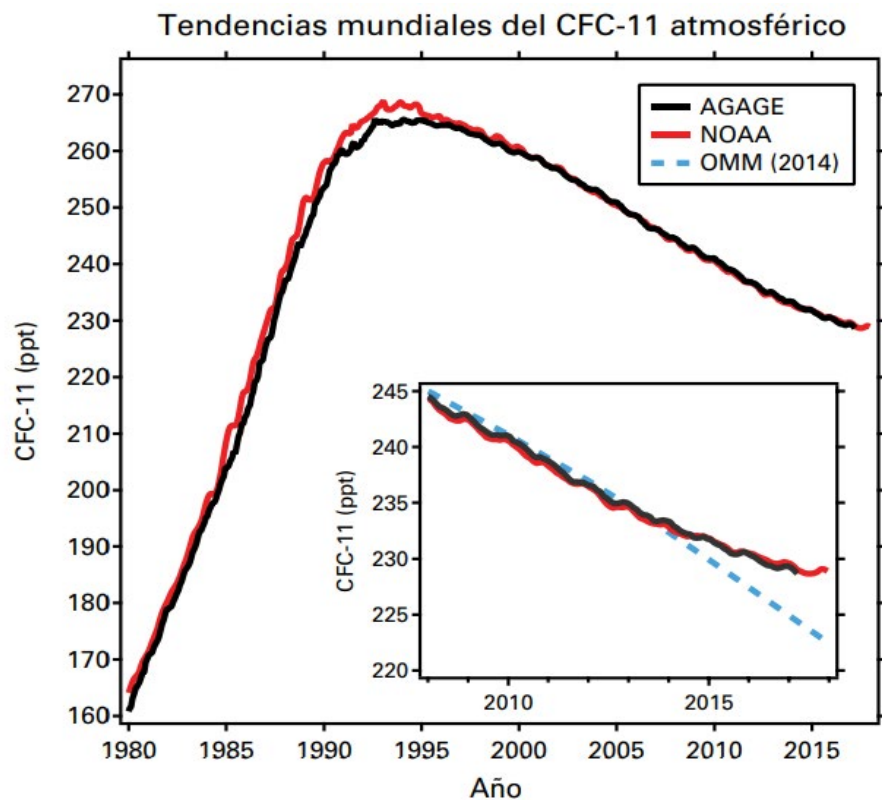


Figura 20.12. Dinámica temporal de la concentración global de triclorofluorometano (CFC-11) según las redes de medición del Experimento Mundial Avanzado sobre Gases en la Atmósfera que depende del Massachusetts Institute of Technology (AGAGE) y de la Administración Nacional del Océano y de la Atmósfera de EE.UU. (NOAA). La línea punteada muestra la tendencia prevista por la Organización Meteorológica Mundial en 2014. Fuente: OMM (2018).

setts Institute of Technology”, denunció que la tasa de disminución de la concentración de CFC-11 se redujo desde el año 2012 (**Figura 20.12**). Esta ralentización de la disminución de la concentración parece deberse a nuevas emisiones de CFC en Asia Oriental (OMM, 2018).

Más allá de esta pequeña tendencia observada en los últimos años, el Protocolo de Montreal resultó una herramienta eficaz para reducir y casi eliminar la emisión de CFC a nivel mundial y permitir así la actual progresiva restitución de la capa de ozono. La eficacia de este protocolo se basó, en parte, en el hecho que las principales sustancias responsables de la destrucción del ozono eran sustancias sintéticas, no producidas por la naturaleza, y que pudieron ser reemplazadas en su función por nuevas sustancias no dañinas para el ozono. Sin embargo, hay otra sustancia, el N_2O , que también tiene la capacidad de destruir el ozono estratosférico y que muestra una tendencia creciente en su concentración.

Un estudio publicado en 2009 demostró que, con la proyección de la concentración atmosférica de CFC decreciente y la concentración de N_2O creciente, este gas es hoy la principal sustancia responsable de la destrucción del ozono y lo seguirá siendo por el resto del siglo (Ravishankara *et al.*, 2009). Los resultados de este estudio se basan en las proyecciones de las emisiones de las diferentes sustancias que destruyen el ozono expresadas como potencial de destrucción de ozono ponderado. Esta medida expresa la capacidad de destruir el ozono estratosférico de cada sustancia con respecto a la capacidad de destrucción que posee el CFC-11 (**Figura 20.13**). El 52% de la emisión antropogénica de N_2O global proviene de los suelos agrícolas (Park *et al.*, 2012; Tian *et al.*, 2020). Por lo tanto, el problema de la destrucción de la capa de ozono y el posible crecimiento del agujero de ozono dependen fuertemente del uso y manejo que se haga de los suelos bajo producción agropecuaria.

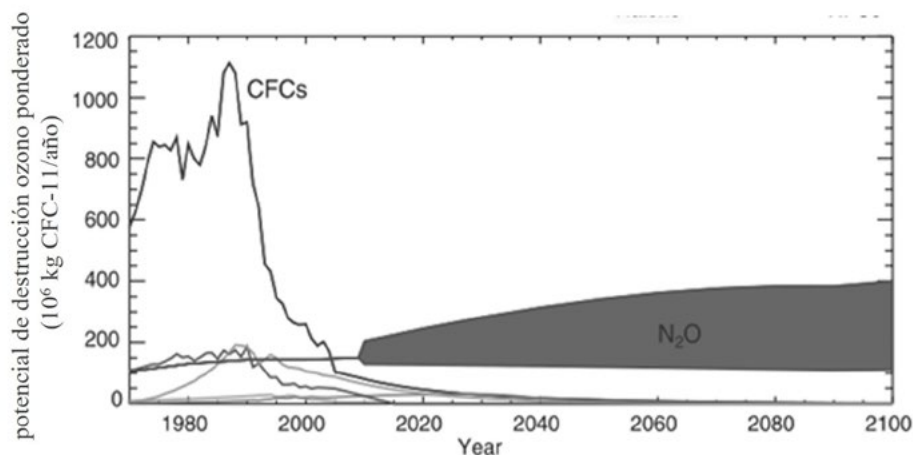


Figura 20.13. Emisión histórica y proyectada de los principales sustancias que destruyen el ozono (ODS) expresada como potencial de destrucción ozono ponderado (ODP-weighted). Las líneas que muestran menores valores de emisión corresponden al bromuro de metilo (CH_3Br), hidroclorofluorocarbonos (HCFC), cloruro de carbono (CCl_4) y halones (Ravishankara *et al.*, 2009).

20.2.3. Contaminación atmosférica

Contaminación atmosférica es la impurificación de la atmósfera por inyección y permanencia temporal en ella de materias gaseosas, líquidas y sólidas, o radiaciones ajenas a su composición natural o en proporción superior a aquélla (Orozco Barrenetxea *et al.*, 2008).

20.2.3.1. Partículas en suspensión o material particulado

El material particulado total en suspensión (PTS) en la actualidad se especifica al tamaño del material particulado (PM, del inglés). La característica más importante del PM es su tamaño, ya que tiene gran impacto en su comportamiento. El tamaño de las partículas de importancia ambiental va desde muy pequeñas (0,01 μm) a muy grandes (1000 μm). Cuando se menciona el diámetro de las partículas se hace referencia al diámetro aerodinámico a partir de partículas que tienen diferentes formas y densidades. La fórmula utilizada para el diámetro aerodinámico de la partícula es:

$$d_{ac} = d_{stokes} * \text{raíz}(d_p)$$

Ecuación 20.1

donde, d_{ac} : diámetro aerodinámico de la partícula (μm); d_{stokes} : diámetro de Stokes (μm); d_p : densidad de partículas (g cm^{-3}).

Partículas de distintas formas y densidades pueden tener los mismos diámetros aerodinámicos, y partículas de la misma forma, pero con distintas densidades pueden tener diferentes diámetros aerodinámicos. El diámetro de Stokes es el diámetro correspondiente a una esfera que tiene la misma densidad y velocidad límite en el fluido de la partícula original. Esta variable se basa en las fuerzas aerodinámicas de arrastre causadas por la diferencia en la velocidad de la partícula y el fluido que la rodea. El diámetro Stokes es igual al diámetro real si la partícula es esférica.

El origen de las partículas determina sus dimensiones y su composición. Los cuatro procesos que liberan o dan lugar a las partículas son: (i) fricción o rozamiento físico, (ii) combustión de combustibles, (iii) nucleación homogénea y heterogénea a partir de la fase vapor de los compuestos en flujos gaseosos calientes, y (iv) liberación de sólidos durante la evaporación de gotas en flujos gaseosos calientes. El (i) rozamiento físico se produce por el rozamiento o fricción de superficies rugosas. La composición y la densidad de partículas son idénticas a las del material de origen. El tamaño va de 10 a 1000 μm . La (ii) combustión de combustible es inyectado a quemadores o calderas y el proceso de combustión progresa, este se volatiliza y oxida produciendo cenizas y partículas de carbón. El rango de estas suele ser entre 1 a 100 μm . El proceso de (iii) nucleación homogénea y heterogénea consiste en la conversión de fase vapor de un compuesto a partículas líquidas cuando la temperatura baja y se llega al punto de rocío. La (iv) nucleación homogénea tiene igual composición que el vapor de origen y las heterogéneas, tienen distinta composición y/o distintos materiales. El rango de tamaño es de 0,1 a 1 μm . La evaporación de gotas se produce cuando el material sólido disuelto en las gotas se libera al evaporarse el líquido, y cuyo material sólido entra en suspensión.

En función de esta caracterización se distinguen partículas de 10 μm o menores de ese diámetro (PM_{10}) y partículas de 2,5 μm o menores diámetro ($\text{PM}_{2,5}$). La razón fundamental de esta especificación e importancia de las mismas debe a que las partículas más pequeñas son más peligrosas para la salud de los seres humanos porque son capaces de alcanzar la zona inferior de los pulmones.

Desde la década de los 70 y principios de los 80 varios estudios determinaron la importancia que tenían las partículas en el rango de diámetros 10 μm y menores (PM_{10}) como generadoras de efectos adversos sobre la salud y se observó que sus efectos sobre la salud eran más preocupantes que partículas de diámetros mayores. El tiempo de suspensión está relacionado al tamaño de la partícula y su presencia en suspensión podría conducir, también, a la reducción de la visibilidad. Las partículas suspendidas pueden

ser químicamente inertes, o activas causando diferentes daños dependiendo de su composición química y estado físico. A mediados de 1980 se comenzaron a analizar los posibles efectos adversos de las partículas con diámetros menores a $2,5 \mu\text{m}$ ($\text{PM}_{2,5}$). La composición de esas partículas es considerablemente diferente de las partículas de diámetro mayor. La composición química es otra de las características importantes. La absorción y la nucleación heterogéneas de vapores tóxicos sobre partículas existentes pueden crear partículas de mayor toxicidad. La mayoría de las partículas de diámetros menores de $2,5 \mu\text{m}$ se forman por alguno de los siguientes mecanismos: (i) nucleación heterogénea de sustancias desde la fase vapor, (ii) nucleación homogénea de sustancias desde la fase vapor, o (iii) reacciones de gases que forman vapores que luego irán a formar partículas por nucleación.

Entre las fuentes naturales de partículas hay de tipo líquido, sólido y biológico. Algunos ejemplos son los aerosoles marinos, minerales, incendios forestales, erupciones volcánicas, polen de plantas, bacterias. Entre las fuentes antropogénicas, la presencia de partículas en suspensión se puede deber a los procesos de combustión industrial y agrícola, a la quema de residuos sólidos urbanos, a la erosión antrópica, entre otros. Los compuestos inorgánicos más frecuentes son sales y óxidos (Ca, K y Al) por erosión e industria y sodio en aerosoles marinos. Entre los compuestos orgánicos naturales se encuentran los terpenos y aceites esenciales vegetales, y entre los antropogénicos, los hidrocarburos alifáticos y cíclicos, plaguicidas, entre otros. Además, los contaminantes primarios al interactuar con la atmósfera dan origen a los contaminantes secundarios: sulfatos y NO_3^- (provenientes de óxidos de S y N), cloruros (aerosoles marinos), NH_4^+ , silicio (erosión).

Los efectos en los ecosistemas se evidencian al quedar cubiertas las hojas por partículas atmosféricas que interfieren con la fotosíntesis y reducen el crecimiento de cultivos. En los animales y las personas, las partículas gruesas no llegan a los pulmones, pero pueden producir efectos alérgicos e infecciones. Los efectos nocivos sobre la salud humana y animal están fuertemente vinculados al tamaño y cantidad de partículas finas que son inhaladas, ingeridas, o que entran en contacto con los ojos. Por ello, uno de los criterios para evaluar la calidad del aire es mediante la medición de partículas suspendidas en su fracción respirable denominada PM_{10} por ser, como se explicó anteriormente, el tamaño de partícula que puede penetrar en el aparato respiratorio hasta los alvéolos pulmonares. Los valores normales de PM_{10} deben estar por debajo de $150 \mu\text{g m}^{-3}$ en un promedio de 24 h.

En la Argentina se presentaron se pueden citar dos casos emblemáticos de contaminación por partículas en suspensión. Uno fue de origen natural y se debió a la erupción del volcán Puyehue (Chile, al sur de la provincia de Neuquén en la Argentina) en junio de 2011; y otro antrópico debido a la quema de pastizales en 2008 en la región del Delta del Paraná. En el primer caso, los aportes de cenizas del volcán Puyehue afectaron una amplia región de la Argentina, alcanzando la ciudad de Buenos Aires, como mostró un monitoreo realizado casi 2 meses después de la erupción (concentraciones entre 153 y $400 \mu\text{g m}^{-3}$, es decir, valores superiores al nivel de referencia). Por otro lado, las quemadas de pastizales en las islas del Delta del Paraná abarcaron casi 70.000 ha, provocando una nube de humo con numerosos inconvenientes a la población y obligó a restricciones en el tránsito terrestre, marítimo y aéreo.

2.3.2. Contaminantes gaseosos primarios y secundarios

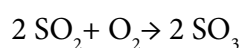
Los contaminantes primarios son aquellos que conservan la forma con la que son emitidos directamente de la fuente (*Cuadro 20.3*). Los secundarios se originan como consecuencia de la interacción

entre los contaminantes primarios, los componentes naturales de la atmósfera y las radiaciones incidentes en la misma (*Cuadro 20.3*).

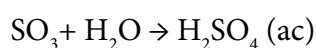
Cuadro 20.3. Clasificación de compuestos contaminantes, y sus formas primarias y secundarias. Adaptado de Colangelo (2003).

Clase	Contaminantes primarios	Contaminantes secundarios
Compuestos azufrados	SO ₂ , H ₂ S	SO ₃ , H ₂ SO ₄ , MSO ₄
Compuestos nitrogenados	N ₂ O, NO, NH ₃	NO ₂ , MNO ₃
Compuestos orgánicos	Compuestos de C ₁ -C ₅	Cetonas, aldehídos, ácidos
Compuestos con carbono	CO, CO ₂ , CH ₄	Ninguno
Halógenuros de hidrógeno	HCl, HF	Ninguno
Clorofluorocarbonados	CFC-11: CFCl ₃ trifluoromonoclorados CFC-12 CF ₂ Cl ₂ difluordiclorometano	Ninguno
Dioxina	2, 3, 7, 8-tetraclorodibenzo-p-dioxina (2, 3, 7, 8-TCDD)	Ninguno

Compuestos azufrados: tienen un origen natural (a través de la descomposición anaeróbica de la MO (H₂S), los océanos, las erupciones volcánicas), o, de manera más significativa, antropogénica (en particular, a través de la actividad industrial). En la emisión de estos gases toman relevancia los países más industrializados. Los más relevantes son el dióxido de azufre (SO₂) y trióxido de azufre (SO₃). Este último proviene del SO₂ mediado por reacciones fotoquímicas en la atmósfera (*Ecuación 20.2*). Por lo tanto, el SO₃ es un contaminante secundario, mientras que el SO₂ es un contaminante primario. El SO₃, a su vez, pasa a ácido sulfúrico (H₂SO₄) debido a la humedad del aire (*Ecuación 20.3*).



Ecuación 20.2

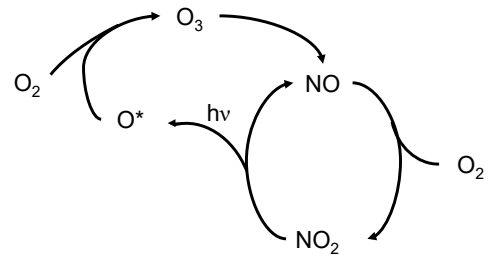


Ecuación 20.3

A partir de las *Ecuaciones 20.2 y 20.3*, queda manifestado que la presencia de dióxido de azufre puede originar la lluvia ácida. El agua de lluvia en condiciones normales tiene un pH cercano a 7, pero por la disolución del CO₂ atmosférico, el valor señalado tiende a bajar por la formación de ácido carbónico, alcanzando valores alrededor de 6. La presencia de gases como óxidos de azufre y de nitrógeno, que por la humedad atmosférica forman los ácidos respectivos generan el fenómeno que recibe el nombre de lluvia ácida. Se considera lluvia ácida cuando el pH del agua de lluvia es inferior a 5,5. Uno de los efectos de la lluvia ácida en los ecosistemas es la disminución del pH de aguas de ríos y lagos que afecta la vida acuática. El incremento de la acidez del suelo favorece procesos de lixiviación de nutrientes (Ca, Mg, K) y movilidad de elementos potencialmente tóxicos (Cd, Ni, Mn, Pb) con riesgo de contaminar las aguas. Por último, los ecosistemas forestales son seriamente dañados.

Compuestos nitrogenados: tienen diferentes orígenes de acuerdo con las formas químicas que posean. El monóxido de nitrógeno (NO) es un gas incoloro tóxico, que interviene en procesos fotoquímicos en la tropósfera. El origen es de tipo antropogénico, y se produce como consecuencia de procesos

de combustión. El dióxido de nitrógeno (NO_2) tiene un color pardo-rojizo, es tóxico, y también interviene en procesos fotoquímicos en la tropósfera. Su presencia es consecuencia de procesos de combustión. El NO sufre un proceso lento y constante de oxidación a NO_2 y responde al ciclo fotolítico de óxidos de N. El NO_2 absorbe radiación en longitudes de onda de 380 nm, disociándose en NO y oxígeno atómico (O^*). El O^* reacciona con el O_2 originando O_3 . En condiciones normales el O_3 reacciona con el NO originando NO_2 liberando O_2 . Este ciclo indica que se pueden originar alteraciones de la capa de ozono, ya que reacciona con el O_3 . Las alteraciones se presentan por cambios en la concentración de NO y NO_2 .



El ciclo presentado, indica que puede originar alteraciones de la capa de ozono, ya que reacciona con el ozono. Las alteraciones se presentan por cambios en la concentración de NO y NO_2 .

El NO_2 es un óxido-ácido como el SO_2 . Es así que su presencia en la atmósfera también contribuye con el fenómeno de lluvia ácida:

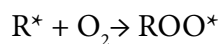


Ecuación 20.4

El óxido nitroso (N_2O) es la forma química que más interesa por provenir de los agroecosistemas. El N_2O es incoloro, no es tóxico y no interviene en procesos fotoquímicos troposféricos. Si bien se encuentra naturalmente en la atmósfera, las emisiones provienen principalmente de las actividades agropecuarias. Este gas será tratado en el apartado de gases de efecto invernadero (GEI), ya que contribuye con el mismo, “cerrando la ventana” de la radiación infrarroja emitida desde la superficie terrestre.

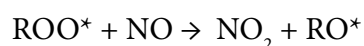
El amoníaco (NH_3) es otro compuesto nitrogenado gaseoso, que es aportado desde la actividad industrial como de los agroecosistemas por actividad ganadera y por uso de fertilizantes. En general las pérdidas de NH_3 por volatilización están relacionadas, así como las emisiones de N_2O del suelo, y constituyen una proporción del nitrógeno total que ingresa a los agroecosistemas (Del Grosso *et al.*, 2006).

Compuestos orgánicos: el oxígeno atómico (O^*) puede reaccionar con muchos compuestos orgánicos para formar radicales libres, como también puede hacerlo el O_3 . La interacción del radical libre con el O_2 origina un radical peróxido:



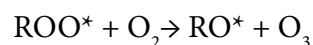
Ecuación 20.5

La presencia de hidrocarburos aumenta el nivel de dióxido de nitrógeno en la atmósfera, más allá del ciclo fotolítico:



Ecuación 20.6

De la reacción entre peróxido con O_2 , se tiene una fuente adicional de O_3 :

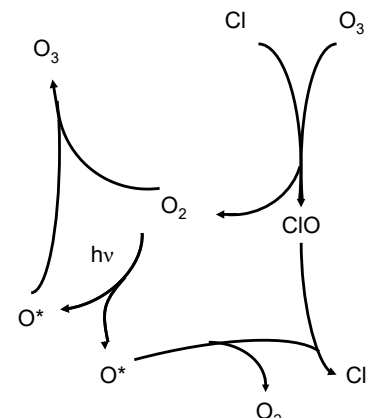


Ecuación 20.7

En la formación de radicales libres, muchos de los compuestos presentes en el aire son en sí fotoquímicamente reactivos (*e.g.* aldehídos, cetonas, peróxidos, etc.). Como consecuencia de esto por cada molécula de hidrocarburo oxidado se producen dos moléculas de NO_2 y en forma indirecta se aumenta la concentración de O_3 troposférico (contaminante secundario).

Compuestos carbonados: entre los óxidos de carbono se encuentran el monóxido de carbono (CO) y el dióxido de carbono (CO_2). En general, las fuentes de estos gases en la atmósfera son naturales (> 90%) como la respiración de plantas y animales e incendios naturales. Además, el transporte, la quema de residuos, refinería de petróleo y cualquier combustión contribuye con la presencia de estos gases en la atmósfera. El CO_2 y el CH_4 son gases emitidos desde los agroecosistemas y por los niveles de contribución desde los mismos es que serán tratados en el apartado correspondiente. El CO se forma mediante la oxidación del CH_4 . La principal fuente antropogénica de CO es la combustión incompleta de combustibles carbónicos, cuando no hay suficiente O_2 para que se convierta completamente en CO_2 . Las principales fuentes de este contaminante en zonas urbanas son los motores de combustión interna usadas para el transporte. Otras fuentes importantes son las industrias fundidoras, las refineries de petróleo, los molinos para pulpa de papel, las fábricas de acero, y la incineración de la basura. No tiene color ni olor, puede ser un gas asfixiante ya que ocupa el sitio de O_2 en los glóbulos rojos.

Clorofluorocarbonados (CFC): tienen su origen en aerosoles, líquidos refrigerantes, solventes, espumas, industria de plásticos, entre otros. Los CFC llegan inalterados a la estratosfera, lugar en el cual la radiación UV produce la ruptura de las moléculas para liberar átomos de cloro (Cl) que interactúan con el O_3 , contribuyendo así a la alteración de la capa de ozono. Esta reacción se desata cada vez que se libere el Cl.



Dioxinas y furanos: hacen referencia a los compuestos químicos organoclorados, es decir, compuestos aromáticos en presencia de cloro. Las dioxinas o PCDD son compuestos dibenzo-p-dioxina policlorada, formados por un núcleo básico de dos anillos de benceno unidos por dos átomos de O_2 en el cual puede haber como sustitutos de uno a ocho átomos de Cl. La dioxina más estudiada y tóxica es la 2, 3, 7, 8 -tetracloro-dibenzo-p-dioxina, conocida comúnmente como TCDD. Los furanos o PCDF (dibenzo-furano-policlorados) son compuestos de estructura y efectos similares a las dioxinas y cuyas fuentes de generación son las mismas. Estos compuestos aparecen como un subproducto de procesos industriales en los que interviene el Cl (producción del plástico, de plaguicidas y disolventes organoclorados), durante procesos de combustión (incineradores de residuos peligrosos o durante incendios accidentales de materiales industriales, urbanos), manejo con quema de agroecosistemas. Las fuentes de PCDD y PCDF (WHO/EURO, 1987) pueden ser divididas en dos grandes grupos, o de los productos químicos y de los procesos de combustión: (i) productos químicos como PCB (formación de furanos solamente), componentes del agente-naranja (2,4,5-T e 2,4-D), pentaclorofenol, hexaclorofeno, herbicidas del grupo difenileter, benzenos clorados, compuestos de cloro y bromo; o (ii) procesos de combustión, como incineradores de basura municipales, incineradores de residuos industriales, incineradores de lodos, incineradores hospitalarios, plantas de preparación de carbón, termoeléctricas a carbón, recuperación de alambres, producción de papel y celulosa, quema abierta de residuos de madera, vehículos automotores, humo de cigarrillo, chimeneas que queman madera, acerías, fundiciones de cobre, etc.

En el caso de agroecosistemas subhúmedos a semiáridos que tienen como destino productivo la ganadería, el fuego se presenta muchas veces de forma natural, pero otras veces resulta de una práctica de manejo, que controlado permite mejorar la calidad forrajera de la vegetación mediante el rebrote. El fuego también se usa para facilitar la siembra (como es el caso de caña de azúcar), eliminar residuos de cultivos, aportar nutrientes para el cultivo siguiente y controlar enfermedades e insectos (e.g. picudo del algodón). Los PCDD/PCDF se forman en cantidades muy pequeñas, del orden de los microgramos por tonelada de material quemado ($\mu\text{g t}^{-1}$, ppm), y están presentes cuando hay C orgánico y Cl, en presencia de O_2 y temperaturas entre los 200 a 650 °C (PNUMA, 2005).

Los contaminantes del aire también se han clasificado como “contaminantes criterio”. Los “contaminantes criterio” se han identificado como comunes y perjudiciales para la salud y el bienestar de los seres humanos. Se los llamó “criterio” porque fueron objetos de estudios de evaluación publicados en los primeros documentos de calidad de aire. A nivel internacional los contaminantes criterio son: monóxido de carbono (CO), óxidos de azufre (SO_x), óxidos de nitrógeno (NO_x), ozono (O_3), plomo, material particulado. Estos son lo que suelen aparecer en las tablas de las “normas de calidad de aire”. Luego, otros contaminantes empezaron a ser considerados. Es así que el plomo viene siendo reemplazado en las tablas de calidad de aire por el benceno ya que casi no se expende naftas con plomos desde hace años.

Las fuentes de emisión de los contaminantes al aire suelen agruparse en fuentes fijas y móviles. Dentro de las fuentes fijas se encuentran: emisiones por chimeneas, fugas en equipos y cañerías, emisiones por procesos industriales, emisiones en comercios (tintorerías), residuos e incineración de residuos, incendios forestales y quemas, agricultura, grupos electrógenos. En las fuentes móviles se incluye: automóviles y motocicletas, vehículos de transporte de pasajeros, vehículos de transporte de carga, trenes, barcos.

20.4. Cambios en el balance de energía asociados al uso del suelo

A nivel global, el uso del suelo y los cambios en el uso del suelo tienen un efecto directo sobre el balance de radiación y, por ende, en la temperatura del planeta por dos vías diferentes: (i) la bioquímica y (ii) la biofísica. La primera hace referencia a la emisión de GEI como CO_2 , CH_4 y N_2O explicada detalladamente en la sección anterior. La vía biofísica, se refiere a los cambios en el albedo, la partición entre pérdida de energía por calor sensible o calor latente o los cambios en la rugosidad de la superficie debido a los cambios en la cobertura y uso del suelo (De Fries *et al.*, 2004). Ambas vías pueden tener un efecto positivo (aumento de la radiación neta y calentamiento) o negativo (disminución de la radiación neta y enfriamiento) en el balance de radiación de la superficie terrestre. Por lo tanto, el efecto neto de un cambio en el uso del suelo particular sobre la temperatura depende del balance entre ambas vías.

En primer lugar, cambios en la cobertura y uso del suelo afectan el albedo de la superficie. De este modo, si se reemplaza un bosque por un cultivo agrícola anual el albedo aumenta, y el balance de energía se hace más negativo, es decir que reduciría la temperatura del sistema (**Cuadro 20.4**). Además de los cambios en el albedo, los cambios en el uso del suelo afectan la proporción de energía que es emitida como radiación de onda larga, calor sensible y calor latente. Los dos primeros flujos de energía tienen un efecto a escala local o cercano al punto donde se produce el cambio en el uso del suelo. El ca-

lor latente, en cambio, por tratarse de energía que es transportada en el vapor de agua, tendrá un efecto de liberar su energía en el lugar en que se produzca la condensación, que puede ser alejado del punto donde se produjo la evapotranspiración. La vegetación que posee raíces más profundas, como los bosques y plantaciones forestales, tiene la capacidad de absorber agua desde mayor profundidad en el perfil, lo que aumentaría la evapotranspiración y, por lo tanto, la relación calor latente/calor sensible respecto a pastizales o cultivos herbáceos. Finalmente, la rugosidad de la superficie o cobertura vegetal también afecta la relación calor latente/calor sensible. Las coberturas más altas y rugosas generan flujos turbulentos que aumentan la capacidad de transferir calor desde la superficie. Las coberturas más homogéneas, por el contrario, tienden a calentarse más porque se generan menos flujos turbulentos y la pérdida de energía se da mayormente por convección.

Cuadro 20.4. Valores medios de albedo de diferentes usos y coberturas del suelo.

Uso/cobertura del suelo	Albedo (%)
Bosques	10
Praderas	25
Praderas secas	30
Cultivos anuales	20
Suelo seco	25
Suelo húmedo	10
Agua (altura solar 5°)	40
Agua (altura solar 90°)	3
Nieve fresca	80
Nieve vieja	50

¿Qué son los bonos de carbono? (extraído de Gómez Lende, 2014)

El cambio climático planetario –también llamado ‘efecto invernadero’ o ‘calentamiento global’ comenzó a convertirse en objeto de preocupación internacional a partir de la segunda mitad del siglo XX; en 1979, la Primera Conferencia Mundial del Clima fue la señal de alerta generada desde la comunidad científica, alarma que impulsó la creación del Panel Intergubernamental para el Cambio Climático (IPPC) en 1988, vinculado al Programa de Naciones Unidas (ONU) para el Medio Ambiente (PNUMA). La ‘Cumbre de la Tierra’ de Río de Janeiro (Brasil), realizada en 1992, condujo luego a la fundación de la Convención Marco de la ONU sobre el Cambio Climático (UNFCCC), la cual desde entonces aglutina a 194 países, y cuya principal meta apunta a la estabilización de los niveles de concentración de los GEI en la atmósfera a través de la negociación de programas de reducción de emisiones por parte de los países signatarios.

Obteniendo un pobre resultado, los lineamientos acordados en la ‘Cumbre de la Tierra’ derivaron en la Tercera Conferencia de las Partes (COP-3) de la UNFCCC que, celebrada en 1997 en Kyoto (Japón), dio lugar al tratado homónimo, basado en la consecución de un objetivo global: reducir, durante el quinquenio 2008-2012, las emisiones de GEI un 5,2% respecto de los guarismos registrados en 1990. Se establecieron metas cuantitativas individuales obligatorias, con sanciones por incumplimiento, para los países industrializados con mayor contribución a dichas emisiones. Estos países están incluidos en el llamado “Anexo I”, y entre los cuales sobresalen los EE.UU. (36%), la Unión Europea (24%), Rusia (17,4%), Japón (8,5%), Australia (7%) y Canadá (3,3%).

Sin embargo, EE.UU. abogó por la introducción de ‘mecanismos de flexibilidad’ (“flex-mex”) que permitieran que los países industrializados que firmaban el tratado y no desearan reducir las emisiones de GEI en sus propios territorios intercambiaran estos compromisos por la promesa de rebajar las emisiones en otros países. En ese esquema, la insistencia en que cada país cumpliera individualmente con sus propios objetivos era suplantada por el énfasis en un equilibrio general regulado por la ‘mano invisible’ del mercado.

Suplementariamente a las políticas nacionales de reducción de emisiones de GEI, el Protocolo de Kyoto introdujo tres mecanismos para que los países centrales pudieran disminuir sus emisiones a bajo costo fuera de sus fronteras, promoviendo así el desarrollo de un mercado global de comercialización de créditos de carbono: el Comercio de Derechos de Emisión (CDE), la Implementación Conjunta (IC) y el Mecanismo para un Desarrollo Limpio (MDL).

Si bien, EE.UU. había impuesto la adopción de los ‘mecanismos de flexibilidad’ como condición sine qua non para adoptar los compromisos de Kyoto, el gobierno norteamericano se retiró de las negociaciones en 2001, razón por la cual el tratado no pudo entrar en vigencia hasta 2005, cuando se produjo la adhesión de Rusia. No obstante, para entonces los mercados internacionales del carbono ya se hallaban en pleno funcionamiento, gracias a los Acuerdos de Bonn de 2001 y a la ratificación oficial del protocolo. También denominado ‘tope y trueque’ (“cap and trade”), el CDE es un mecanismo reservado sólo a los países del Anexo I, que permite a éstos y/o a sus empresas comerciar libremente unidades de los topes asignados, las cuales han sido calculados de acuerdo con sus niveles de emisiones de GEI. El Régimen Comunitario de Comercio de Derechos de Emisión de la Unión Europea (RCCDEUE) es el mercado “cap and trade” más antiguo e importante del mundo: allí, los gobiernos y los organismos intergubernamentales gozan de la potestad de distribuir gratuitamente (“grandfathering”) entre sus industrias ‘permisos de emisión’ –es decir, licencias para contaminar–, y a su vez aquellas posteriormente pueden, si lograron superar sus compromisos de reducción, vender los permisos excedentes a otras firmas que no hayan conseguido cumplir con sus obligaciones. Otros mercados similares, más pequeños, han surgido a partir de 2011 en Australia, Nueva Zelanda, EE.UU., Canadá, Japón, China, Corea del Sur, India, México, Brasil, Chile, Colombia y Costa Rica.

La IC, en cambio, autoriza a los países integrantes del Anexo I ejecutar, en los territorios de otros países industrializados –especialmente en los de Europa Oriental otrora pertenecientes a la Unión Soviética–, proyectos que reduzcan las emisiones o consigan la absorción de GEI, y así generar Unidades de Reducción de Emisiones (ERU) que coadyuven al cumplimiento de sus compromisos. El MDL, finalmente, alienta a los países industrializados a desarrollar proyectos de reducción y/o absorción de emisiones en naciones que no forman parte del Anexo I, y así obtener Reducciones de Emisiones Certificadas (CER), las cuales pueden ser libremente comercializadas para permitir el cumplimiento de las metas de Kyoto.

El comercio de carbono no es, en rigor, otra cosa que un experimento de creación de derechos de propiedad orientado a abaratar los costos de la reducción de emisiones de las corporaciones transnacionales: asignados según topes arbitrarios establecidos por países y organismos multilaterales permeables a las presiones de grupos de “lobby” empresariales y gobiernos, los derechos de contaminación son otorgados a firmas que detentan una repudiable trayectoria histórica en materia ambiental; al ser contabilizados en los balances de las empresas, esos permisos están protegidos por la ley, al igual que las patentes o las concesiones de tierras. Esto ha dado lugar a uno de los proyectos más regresivos de la historia en lo que atañe a la creación y distribución de derechos de propiedad (Gilbertson y Reyes, 2010; MCM y JS, 2011).

Bibliografía

- Álvarez, R., Santanatoglia, O., Daniel, P. y García, R. (1995a). Respiration and specific activity of soil microbial biomass under conventional and reduced tillage. *Pesq. Agrop. Bras*, 30: 701-709.
- Álvarez, R., Santanatoglia, O. y García, R. (1995b). Soil respiration, microbial biomass and organic matter contribution of crops in a wheat-soybean rotation. *Soil Use and Management*, 11: 45-50.

- Álvarez, R., Santanatoglia, O. y R. García (1996). Plant and microbial contribution to soil respiration under zero and disc tillage. *Eur. J. Soil Biol*, 32: 173-177.
- Álvarez, R., Russo, M., Prystupa, P., Sheinery, J. y Blotta, L. (1998). Soil carbon pools under conventional and no-tillage systems in the Argentine Rolling Pampa. *Agron. J.* 90: 138-143.
- Álvarez, R., Álvarez, C.R. y Lorenzo, G. (2001). Carbon dioxide fluxes following tillage from a Mollisol in the Argentine Rolling Pampa. *Eur. J. Soil Biol*, 37: 161-166.
- Álvarez, R. y Steinbach, H.S. (2010). Balance de carbono en agrosistemas. Ed: Álvarez, R., Rubio, G., Álvarez, C. R. y Lavado, R.S. (Eds.). En: Fertilidad de suelos. Caracterización y manejo en la Región Pampeana. (pp. 203-216). Buenos Aires, Argentina: Editorial de la Facultad de Agronomía.
- Báez, S. y L. Cortizas. (2018). Incidencias ambientales a partir del avance de la producción de arroz en la provincia de Corrientes (Argentina) en las últimas décadas. V Jornadas Nacionales de Investigación en Geografía Argentina-XI Jornadas de Investigación y Extensión del Centro de Investigaciones Geográficas. Tandil, 16 al 19 de mayo 2018.
- Baird, C. y Cann, M. (2008). Environmental chemistry. W.H. USA: Freeman and Company. 775 pp.
- Bateman, E.J. y Baggs, E. M. (2005). Contributions of nitrification and denitrification to N₂O emissions from soils at different water-filled pore space. *Biol. Fertil. Soils*, 41: 379-388.
- Bedmar, E. J., Robles, E. F. y Delgado, M.J. (2005). The complete denitrification pathway of the symbiotic, nitrogen-fixing bacterium *Bradyrhizobium japonicum*. *Biochem. Soc. Trans.*, 33: 141-144.
- Bouwman, A. F., Boumans, L. J. M. y Batjes, N. H. (2002). Emissions of N₂O and NO from fertilized fields: summary of available measurement data. *Global Biogeochem. Cycl*, 16: 6-1-6-13.
- Ciampitti, I. A., Ciarlo, E. A. y Conti, M. E. (2005). Emisiones de óxido nitroso en un cultivo de soja [*Glycine max* (L.) Merrill]: Efecto de la inoculación y de la fertilización nitrogenada. *Ciencia del Suelo*, 23: 123-131.
- Ciampitti, I.A., Ciarlo, E. A. y Conti, M. E. (2008). Nitrous oxide emissions from soil during soybean [*Glycine max* (L.) Merrill] crop phenological stages and stubbles decomposition period. *Biolo Fertil Soils*, 44: 581-588.
- Colangelo, C.H. (2003). Contaminación Ambiental: Análisis multidisciplinario. Argentina: Ediciones Praia. 530 pp.
- Cole, V. (1996). Agricultural options for mitigation of greenhouse gas emissions. En: Watson, R. T., Zinyowera, M. C. y Moss, R.H. (Eds). Climate Change 1995 Impacts, Adaptations and Mitigation of Climate Change: Scientific Technical Analyses. (pp. 878). New York, USA: Cambridge University Press.
- Cosentino, V. R. N., Figueiro Aureggi, S. A. y Taboada, M. A. (2013). Hierarchy of factors driving N₂O emissions in non-tilled soils under different crops. *Eur. J. Soil Sci*, 64, 550-557. Doi: <https://doi.org/10.1111/ejss.12080>
- DeFries, R. S., Foley, J. A., y Asner, G. P. (2004). Land-use choices: balancing human needs and ecosystem function. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2(5): 249-257.
- Del Grosso, S. J., Parton, W. J., Mosier, A.R., Walsh, M.K., Ojima, D.S. y Thornton, P.E. (2006). DAYCENT National-scale simulations of nitrous oxide emissions from cropped soils in the United States. *J. Environ. Qual.* 35: 1451-1460.
- Delgado, M.J., Casella, S. y Bedmar, E. J. (2007). Denitrification in rhizobia-legume symbiosis. En: Bothe, H., Ferguson, S. J. y Newton, W. E. (Eds.) *Biology of the nitrogen cycle*. (pp. 83-91). Amsterdam, Netherlands: Elsevier, ISBN 9780444528575.
- Dick, J., Skiba, U., Munro, R. y Deans, D. (2006). Effect of N-fixing and non N-fixing trees and crops on NO and N₂O emissions from Senegalese soils. *J. Biogeogr*, 33: 416-423.
- Dlugokencky, E. (2001). NOAA CMDL carbon cycle greenhouse gases, global average atmospheric methane mixing ratios. NOAA CMDL cooperative air sampling network. Recuperado de: <http://www.cmdl.noaa.gov/ccg/figures/ch4trend-global.gif>.
- Finster, L. (2014). Inventario de emisiones de GEI provenientes de la ganadería. En: Pascale Medina, C., Zubillaga, M. de las M., Taboada, M.A. (Eds.), Suelos, Producción Agropecuaria y Cambio Climático. Avances en la Argentina. Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca de la Nación, Buenos Aires, Argentina.

- Firestone, M. K. (1982). Soil nitrogen budgets. En: Stevenson, F.J. (Ed.), Nitrogen in Agricultural Soils. Agron. Monogr. 22. American Society of Agronomy, CropScience Society of America. (pp. 289–326). Madison, Wisconsin, USA: Soil Science Society of America.
- Foley, J. A., DeFries, R., Asner, G. P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S. R., Chapin, F. S., Coe, M. T., Daily, G. C. *et al*, (2005). Global consequences of land use. *Science*, 309: 570-574.
- Gasparri, N.I., Grau, H. R. y Manghi, E. (2008). Carbon pools and emissions from deforestation in Extra-Tropical Forest of Northern Argentina between 1900 and 2005. *Ecosystems*, 11: 1247-1261.
- Gilbertson, T. y Reyes, O. (2010). El mercado de emisiones: cómo funciona y por qué fracasa. México D. F.: Carbon Trade Watch. Recuperado de: http://www.carbontradewatch.org/downloads/publications/mercado_de_emisiones.pdf
- Gómez Lende, S. (2014). Orden global, orden racional: el protocolo de Kyoto, el mecanismo para un desarrollo limpio y los bonos de carbono, algunos ejemplos empíricos del caso argentino. *Revista de Geografía* (recife) ISSN: 0104-5490. e-ISSN: 2238-6211
- Gómez Lende, S. (2018). Destrucción de bosques nativos y deforestación ilegal. El caso argentino (1998-2016). *Papeles de Geografía*, 64: 154-180.
- Granli, T. y Bøckman, O. C. (1994). Nitrous oxide from agriculture. *Norwegian J. Agric. Sci.*, 128.
- Guo L. B. y Gifford, M. (2002). Soil carbon stocks and land use change: a metanalysis. *Glob. Change Biol.*, 8: 345-360.
- Harrison, R. y Webb, J. (2001). A review of the effect of N fertilizer type on gaseousemissions. *Adv. Agron.*, 73: 65-108.
- Houghton, R. A. (2003). Revised estimates of annual net flux of carbon to the atmosphere from changes in land use and land management 1850–2000. *Tellus*, 55B: 378-390.
- Huang, Y., Zou, J. W., Zheng, X. H., Wang, Y. S. y Xu, X. K. (2004). Nitrous oxide emissions as influenced by amendment of plant residues with different C:N ratios. *Soil Biol Biochem*, 36: 973-981.
- Hunter, M. (1996). *Fundamentals of Conservation Biology*. USA: Blackwell Science, Inc..
- Hulshoff, M. R. (1995). Landscape indices describing a Dutch landscape. *Landscape Ecology*, 10: 101-111.
- International Fertilizer Association/Food and Agriculture Organization-IFA/FAO. (2001). Global Estimates of Gaseous Emissions of NH₃, NO, and N₂O from Agricultural Land. International Fertilizer Industry Association and the Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy 106 pp.
- Intergovernmental Panel on Climate Change-IPCC. (1996). Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Reference Manual. Intergovernmental Panel on Climate Change. Suiza. 76 p.
- Intergovernmental Panel on Climate Change-IPCC. (2006). Guidelines for national greenhouse gas inventories. Volume 4. Agriculture, forestry and other land use.
- Intergovernmental Panel on Climate Change-IPCC. (2008). Cambio climático 2007. Informe de síntesis. En: Pachouri, R.K. y A. Reisinger (Eds.). Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático. Suecia. 103 pp.
- Intergovernmental Panel on Climate Change-IPCC. (2013). Climate Change 2013: The Physical Science Basis Summary for Policymakers, IPCC Intergovernmental Panel on Climate Change.
- Lal, R. (2004). Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. *Science*, 304: 1623–1627
- Lauenroth, W.K.; I.C. Burke y J.M. Paruelo. (2000). Patterns of production and precipitation us efficiency of winter wheat and native grasslands in the central great plains of the United States. *Ecosystems*, 3: 334-351.
- Lobos, G.A., Vallejos, O. B., Caroca, C. J. y Marchant, C. C. (2005). El mercado de los bonos de carbono (“bonos verdes”): una revisión. *Revista Interamericana de Ambiente y Turismo*, 1: 42-52.
- Marchetti, M., Campaiola, F., Lozupone, G. y Tosi, G. (1998). Forest Clearings, Margins and Mixed Area Survey for Diversity Assessment in the Ligurian Inventory (Northern Italy). En: Bachmann, P., Köhl, M. y Päivinen, R. (Eds.). Assessment of Biodiversity for Improved Forest Planning. *Proceedings*, European Forest Institute Proceedings n° 18. (pp. 291-300). Netherlands: Kluwer Academic Publishers.
- Marea Creciente México y Jubilee South (MCMJS). (2011). Los mitos del mercado de carbono. México D. F.: Marea Creciente México y Jubilee South.

- Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca-MINAGRI-SayDS. (2015): Segundo reporte de Argentina al Proceso de Montreal. Reporte Nacional con base a los criterios e indicadores del Proceso de Montreal. Buenos Aires, Argentina: Ministerio de Agroindustria-Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable. 188 pp.
- Nayak, D. R., Adhya, T. K., Babu, Y. J., Datta, A., Ramakrishnan, B. y Rao, V.R. (2006). Methane emission from a flooded field of Eastern India as influenced by planting date and age (*Oryza sativa* L.) seedlings. *Agric Ecosyst. Environ.*, 115: 79-87.
- Neue, H. U. (1993). Methane emission from rice field. *BioScience*.43: 446-474.
- Neue, H. U., Lantin, R. L., Alberto, M. C. R., Aduna, J. B., Javellana, M. A. y Wassmann, R. (1996). Factors affecting methane emission from Rice fields. *Atmos. Environ.*, 30: 1751-1754.
- Nouchi, I., Mariko, S. y Aoki, K. (1990). Mechanism of methane transport from the rizosphere to the atmosphere through rice plants. *Plant Physiol.*, 94: 59-66.
- Norton, J. M. (2008). Nitrification in agricultural soils. En: Schepers, J. S. y Raun, W.R. (Eds.), *Nitrogen in Agricultural Systems*. Agron. Monogr. 49. (pp. 173-199). Madison, Wisconsin, USA: American Society of Agronomy, Crop Science Society of America, Soil Science Society of America.
- O'Hara, W. y Daniel, R. M. (1985). Rhizobial denitrification: a review. *Soil BiolBiochem*, 17: 1-9.
- World Meteorological Organization-OMM. (2018). Boletín de la OMM sobre los gases de efecto invernadero. Recuperado de: <https://public.wmo.int/en/resources/library/wmo-greenhouse-gas-bulletin>.
- World Meteorological Organization-OMM. (2019). Boletín de la OMM sobre los gases de efecto invernadero. Recuperado de: <https://public.wmo.int/en/resources/library/wmo-greenhouse-gas-bulletin>.
- Okada, N., Nomura, N., Nakajima-Kambe, T. y Uchiyama, H. (2005). Characterization of the aerobic denitrification in *Mesorhizobium* sp. strain NH-14 in comparison with that in related rhizobia. *Microbes Environ*, 20: 208-215.
- Orozco Berrenetxea C., Pérez Semano, A., González del Prado, M. N., Rodríguez Vidal, F. y Alfayate Blanco, J. (2004). *Contaminación atmosférica, una visión desde la química*. (pp. 682). Madrid, España: Editorial Thomson.
- Park, S., Croteau, P., Boering, K. A., Etheridge, D. M., Ferretti, D., Fraser, P.J., Kim, K.-R., Krummel, P.B., Langenfelds *et al.* (2012). Trends and seasonal cycles in the isotopic composition of nitrous oxide since 1940. *Nat. Geosci.*, 5: 261-265. Doi: <https://doi.org/10.1038/ngeo1421>
- Parkin, T. B. y Kaspar, T. C. (2006). Nitrous oxide emissions from corn-soybean systems in the Midwest. *J. Environ. Qual.*, 35: 1496-1506.
- Pielke, R. A., Marland, G., Betts, R. A., Chase, T. N., Eastman, J. L., Niles, J. L., Niyogi, D. D. S. y Running, S. W. (2002). The influence of land-use changes and landscape dynamics on the climate system: relevance to climate-change policy beyond the radiative effect of greenhouse gases. *Philos. Trans. R. Soc. Lond.*, 360: 1705-1719.
- Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente-PNUMA. (2005). Productos químicos. Emisiones de dioxinas y furanos por quema incontrolada de biomasa. Esta publicación se ha producido dentro del marco del Programa Interinstitucional para el Manejo Adecuado de los Productos Químicos (IOMC).
- Ravishankara, A. R., Daniel, J. S. y Portmann, R. W. (2009). Nitrous oxide (N₂O): the dominant ozone-depleting substance emitted in the 21st century. *Science*, 326: 123-125.
- Repetto, R. (1988). The extent and rate of deforestation. En: Repetto, R. y Gillis, M. (Eds.). *Public Policies and the Misuse of Forest Resources*. (pp. 2-15). USA: World Resources Institute. Cambridge University Press.
- Ritchie, G. y Nicholas, D. (1972). Identification of the sources of nitrous oxide produced by oxidative and reductive processes in *Nitrosomonas europaea*. *Biochemistry J.*, 126: 1181-1191.
- Sainz Rozas, H. R., Echeverría, H.E. y Picone, L. I. (2001). Denitrification in maize under no-tillage: effect of nitrogen rate and application time. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 65: 1314-1323.
- Sala, O. E., Chapin, F. S., Armesto, J. J., Berlow Bloomfield, E., Dirzo, R., Huber-Sanwald, E., Huenneke, L. F., Jackson, R., Kinzig, A. *et al.* (2000). Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science*, 287: 1770-1774.
- Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable-SAYDS. (2005) Primer Inventario Nacional de Bosques Nativos. Informe nacional. (pp. 126). Buenos Aires, Argentina: Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable.

- Schmidt, M. A. (2015). Política ambiental, avance de la frontera agropecuaria y deforestación en Argentina: el caso de la ley 'De Bosques'. *Revista Geo Pantanal*, 18: 121-139.
- Skole, D. y C. Tucker (1993). Tropical deforestation and habitat fragmentation in the Amazon: satellite data from 1978 to 1988. *Science*, 260: 1905-1910.
- Smith, P., Martino, D., Cai, Z., Gwary, D., Janzen, H., Kumar, P., McCarl, B., Ogle, S., Mara, F. O., Rice, C., Scholes, B. y Sirotenko, O. (2007). Agriculture. En: Metz, B., Davidson, O. R., Bosch, P. R., Dave, R. y Meyer, L. A. (Eds). *Climate Change 2007: Mitigation. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge, United Kingdom; New York, NY, USA: Cambridge University Press.
- Snyder, C.S., Brulsema, T. W., Jensen, T. L. y Fixen, P. E. (2009). Review of greenhouse gas emissions from crop production systems and fertilizer management effects. *Agric. Ecosys. Environ.*, 133: 247-266.
- Stiling, P. (1996). *Ecology. Theories and Applications*. New Jersey, USA: Prentice-Hall.
- Snyder, C. S., Bruulsema, T. W., Jensen, T. L. y Fixen, P. E. (2009). Review of greenhouse gas emissions from crop production systems and fertilizer management effects. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 133: 247-266.
- Taboada, M. A. y Cosentino, V. R. N. (2011). Emisiones de gases con efecto invernadero provenientes de la agricultura. Estado actual del conocimiento del mundo y en Argentina. Simposio Fertilidad 2011. *IPNI*, 55-68 p.
- Tian, H., Xu, R., Canadell, J. G., Thompson, R. L. y Winierter, W. (2020). A comprehensive quantification of global nitrous oxide sources and sinks. *Nature*, 586: 248-256.
- Venterea, R. T. y Stanenas, A. J. (2008). Profile analysis modeling and modeling of reduced tillage effects on soil nitrous oxide flux. *J. Environ. Qual.*, 37: 1360-1367
- Viglizzo, E. F. (2010). El avance de la frontera agropecuaria y el stock de nutrientes (C, N y P) en los Ecosistemas. En: Viglizzo, E. F. y Jobbágy, E. (Eds.). *Expansión de la frontera agropecuaria en Argentina y su impacto ecológico-ambiental*. Buenos Aires, Argentina: Ediciones INTA 23-35 p.
- Viglizzo, E. F., Carreño, L. V., Pereyra, H., Ricard, F., Clatt, J. y Pincén, D. (2010). Dinámica de la frontera agropecuaria y cambio tecnológico. En: Viglizzo, E. F. y Jobbágy, E. (Eds.). *Expansión de la frontera agropecuaria en Argentina y su impacto ecológico-ambiental*. Buenos Aires, Argentina: Ediciones INTA. 9-16 p.
- Viglizzo E. F., Frank, F. C., Carreño, L. V., Jobbágy, E. G., Pereyra, H., Clatt, J., Pincé, D. y Ricar, M. F. (2011). Ecological and environmental footprint of 50 years of agricultural expansion in Argentina. *Global Change Biology*, 17: 959-973.
- Von Bernard, H., Vilarinoy, V. y Piñeiro G. (2007). Emisión de metano en tres sistemas de invernada para engorde de ganado en Argentina. *Ciencia e investigación agraria*. 34: 121-129.
- World Health Organization. (1987). Regional Office for Europe. Dioxins and furans from municipal incinerators. Copenhagen.
- WMO, 2019. World Meteorological Organization. Greenhouse gas bulletin: The State of Greenhouse Gases in the Atmosphere Based on Global Observations through 2018, WMO Greenhouse gas bulletin.
- Zhong, Z., Lemke, R.L. y Nelson, L. M. (2009). Nitrous oxide emissions associated with nitrogen fixation by grain legumes. *Soil Biol. Biochemi*, 41: 2283-2291.
- Zubillaga, M. de las M. y Rimski Korsakov, H. (2014). Fertilización nitrogenada y gases de efecto invernadero en cultivos extensivos de agroecosistemas pampeanos, en: Pascale Medina, C., Zubillaga, M. de las M., Taboada, M.A. (Eds.), *Suelos, Producción Agropecuaria y Cambio Climático. Avances en la Argentina*. Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca de la Nación, Buenos Aires, Argentina.

21.1. Introducción

En este capítulo se expondrán las metodologías geofísicas aplicadas a la evaluación de la contaminación en suelos y aguas, entre otras destinadas a agricultura de precisión. La geofísica aplicada es una disciplina que permite, mediante métodos físicos, estudiar la Tierra, desde su superficie hasta cientos de kilómetros de profundidad. Cualquier método geofísico de exploración tiene como objetivo determinar contrastes de alguna propiedad física de la tierra que permita inferir su estructura o morfología. En el caso particular de los métodos eléctricos y electromagnéticos, donde se estudia la distribución de resistividad (o su inversa, la conductividad) eléctrica, es de especial interés su aplicación a las ciencias agropecuarias y ambientales, tanto en las etapas de exploración para un uso sustentable de los recursos hídricos subterráneos para distintos objetivos, así como también en la evaluación de la contaminación en suelo y aguas (Doolittle y Brevik, 2014). También se ha avanzado mucho en los últimos años en la aplicación de la geofísica a la agricultura de precisión (Peralta y Costa, 2013), con especial énfasis en la aplicación a la salinización (Corwin y Scudiero, 2019) y sodificación (Heilig *et al.*, 2011) de suelos. Por lo tanto, se comenzará con una descripción de la zona saturada, los tipos de acuíferos y la zona no saturada, incluyendo al suelo. Luego se realizará una introducción teórica sobre la conductividad eléctrica, describiendo los métodos eléctricos y electromagnéticos más utilizados.

21.2. Zona saturada y zona no saturada

La **Figura 21.1** muestra el esquema de una cuenca hidrogeológica. En una cuenca sedimentaria, la roca consolidada o basamento cristalino constituye la base del sistema. Por encima se pueden suceder capas de sedimentos en mayor o menor medida permeables al paso del agua, formando capas con diferente permeabilidad hidráulica.

Cuando se trata de una capa impermeable se la denomina confinante porque restringe el movimiento vertical del acuífero que se encuentre por encima o debajo de ella. En general, los acuíferos son matrices de sedimentos con un espacio poroso totalmente saturado en agua, que se mueve muy lentamente. Si por encima y por debajo de ese acuífero existe una capa confinante, el agua que circula estará a mayor presión que la atmosférica y el acuífero se denomina artesiano (**Figura 21.1**). Allí el agua se mueve desde una zona de recarga hacia otra de descarga según el gradiente hidráulico. Una perforación realizada en ese acuífero tendrá un nivel piezométrico (nivel estático que alcanza el agua en un pozo como consecuencia de su presión y su energía cinética y gravitatoria). Este nivel puede estar por debajo de la superficie terrestre (*i.e.* pozo artesiano no surgente), o, bajo ciertas condiciones de presión, el nivel piezométrico está por encima de la superficie (*i.e.* pozo artesiano surgente). En este último caso no es necesario colocar una bomba hidráulica para extraer el agua para los distintos usos.

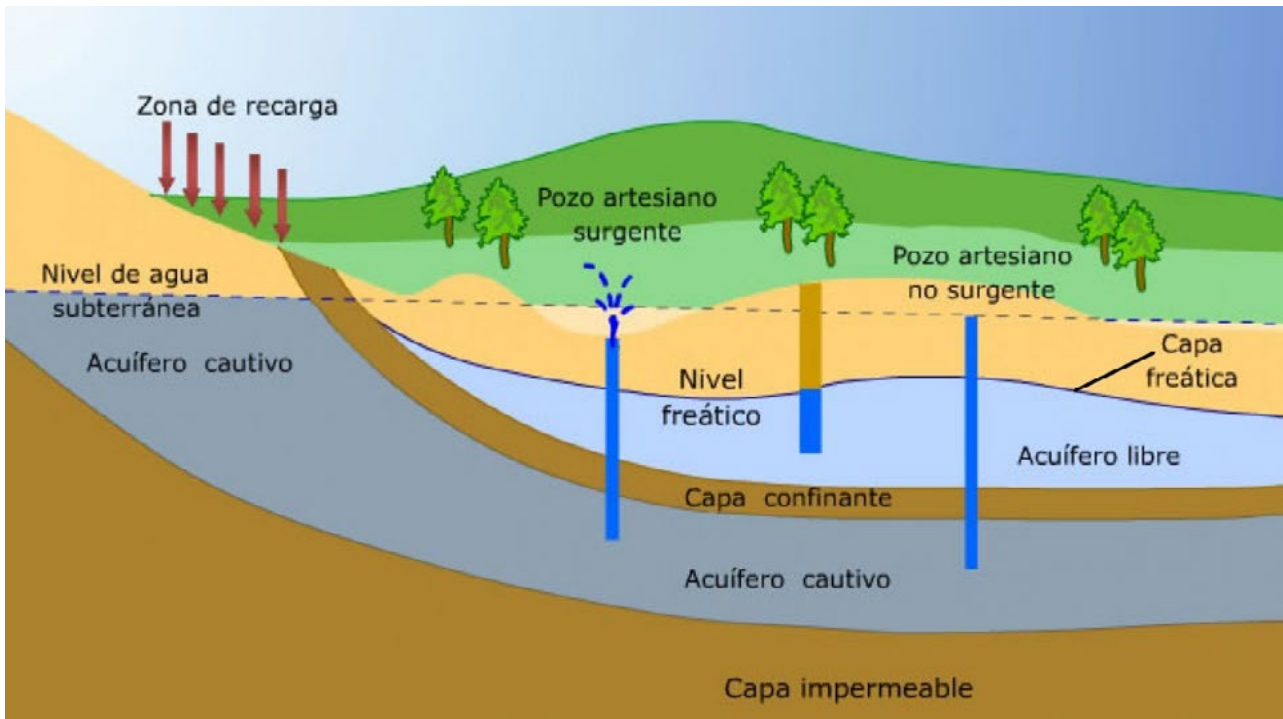


Figura 21.1. Cuenca hidrogeológica y tipos de acuíferos. Adaptado de Maldonado (Universidad Nacional de Cuyo, 2022). Extraída de: <https://www.unidiversidad.com.ar/acuíferos>

En el caso del acuífero freático, éste se considera que está a presión atmosférica (si se desprecia el efecto de la franja capilar), con lo cual también se lo denomina acuífero libre y su nivel no se incrementa al realizar una perforación ya que se encuentra a la presión atmosférica. El límite superior de este acuífero es el nivel freático (“water table” en inglés) y es el límite con la zona no saturada (**Figura 21.1 y 21. 2**), a la escala de estudio de los acuíferos. En detalle, existe una franja capilar de transición entre la zona saturada y la no saturada. Dentro de la zona no saturada, desde la superficie hasta la profundidad radicular, está incluido el suelo.

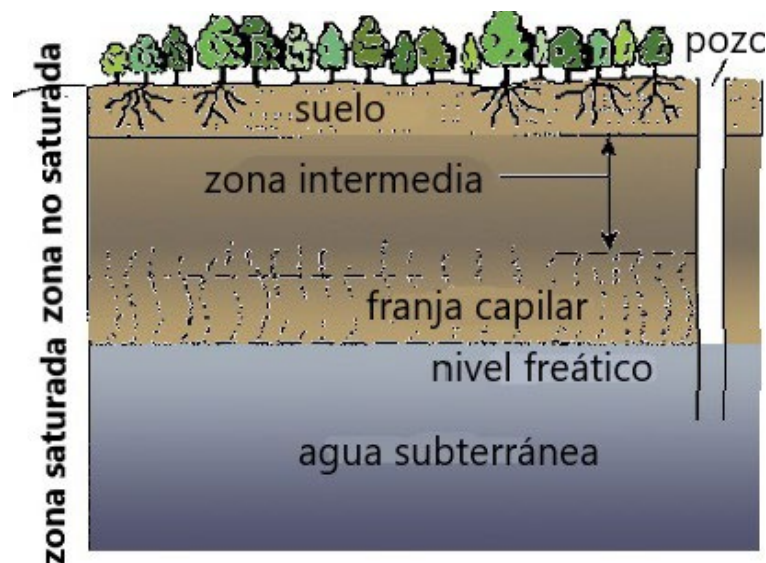


Figura 21.2. Esquema de la zona no saturada y saturada, incluyendo el suelo y la franja capilar. Adaptado de Washington State University (2022): http://whatcom.wsu.edu/ipm/manual/rasp/pesticides_water.html

21.3. Leyes y definiciones utilizadas en estudios de exploración geofísica

En la *Figura 21.3* se observa un tramo de material conductor de longitud l y sección transversal A por el cual pasa corriente eléctrica.

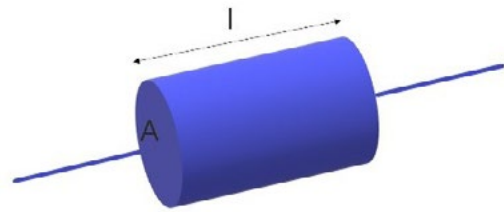


Figura 21.3. Esquema de tramo de material conductor de longitud l y sección transversal A por el cual pasa corriente eléctrica. Elaboración propia.

Por la ley de Ohm, la resistencia eléctrica es proporcional a la diferencia de potencial eléctrico aplicado (ΔV) e inversamente proporcional a la corriente eléctrica (i):

$$R = \Delta V / i$$

Ecuación 21.1

La resistencia de un dado volumen de un material depende de su longitud (l), su sección transversal A y la constante de proporcionalidad es la resistividad eléctrica (ρ), propiedad del suelo.

$$R = \rho \cdot (l/A)$$

Ecuación 21.2

La conductividad eléctrica (en adelante, CE) es la inversa de ρ , como describe la **Ecuación 21.3**.

$$CE = 1/\rho$$

Ecuación 21.3

21.3.1. Concepto de conductividad eléctrica aparente (CEa)

El suelo o un acuífero no se trata de un material homogéneo con una resistividad eléctrica única sino de un medio poroso, es decir una matriz sólida sedimentaria y poros que pueden contener a la solución del suelo o el agua de un acuífero en la zona saturada. Como se verá más adelante, la CE dependerá de varios factores que caracterizan al medio. Por lo tanto, se define: la CEa (en inglés, “bulk conductivity”) como la CE efectiva del suelo, es decir la conductividad de un medio homogéneo que tendría la misma respuesta que el suelo en los instrumentos de medición.

La mayor parte de los minerales del suelo y rocas son aislantes eléctricos de alta resistividad. La CE, en ausencia de arcillas, es fundamentalmente electrolítica y se produce a través de los poros con contenido de humedad dentro de la matriz aislante. Las arcillas contribuyen apreciablemente a la CE, incrementándola. Entonces, la CE de un suelo no saturado está determinada principalmente por: (i) la porosidad, (ii) el contenido de humedad y (iii) la concentración de electrolitos disueltos en la solución del suelo.

En el caso de un suelo saturado o directamente en la zona saturada (acuíferos), los poros están totalmente saturados en agua. La primera ley empírica que relacionó la CEa y los parámetros del acuífero fue la Ley de Archie (Archie, 1942):

$$CEa = CE_w \Phi^m + CE_{ar}$$

Ecuación 21.4

Donde, CEa es la conductividad propia del estrato (“bulk conductivity”), también llamada conductividad eléctrica aparente; CE_w es la conductividad de la solución presente en los poros; Φ es la porosidad total del suelo; CE_{ar} es la conductividad de las arcillas; m es un factor que varía con la forma de la partícula. CE_w está dada por los iones presentes en el agua, indicativo de su salinidad. Las unidades de la CE son el Siemens m^{-1} :

$$[E] = \frac{1}{ohm.m} = \frac{S}{m}$$

Ecuación 21.5

Si bien existen muchas relaciones empíricas desarrolladas con posterioridad, algunas con mayor complejidad, la Ley de Archie constituye una muy buena aproximación para el estudio de problemáticas ambientales.

Para suelos no saturados, también esta ley se puede ver escrita (en ausencia de arcillas) en función de f , el factor de formación

$$\frac{CEa}{CE_w} = \phi^m S^d = f$$

Ecuación 21.6

donde, Φ es la porosidad y S es el porcentaje de saturación, que se relaciona con el contenido de humedad (θ) y la porosidad a través de la siguiente ecuación:

$$\theta = S \cdot \phi$$

Ecuación 21.7

siendo $d=2$ para arenas.

Hay que tener en cuenta que el uso de estos modelos físicos involucra varios atributos del suelo y del ambiente que muchas veces no están disponibles. Por lo cual es necesario buscar correlaciones sitio-específicas entre estos atributos y la CEa para lograr calibraciones de esta variable con CE_w y θ en cada sitio objeto de estudio.

21.3.2. Resistividad eléctrica de algunos materiales

Se pueden dar rangos de valores para la resistividad de distintos materiales (**Cuadro 21.1**) pero no existe una relación unívoca entre la misma, el tipo de sedimento y la calidad del agua de los poros. Es por ello que cuando se hace una exploración geofísica donde se mide resistividad o CEa, para determinar profundidad y calidad del acuífero, es necesario contar con información geológica e hidrogeológica previa de la zona, para

determinar ambigüedades. Por ejemplo, para un valor dado de resistividad eléctrica de 25 ohm.m, podría tratarse de un acuífero arcilloso con calidad de agua aceptable o uno arenoso con agua salina. El **Cuadro 21.1** muestra los valores de resistividad para algunos tipos de sedimentos y aguas.

Cuadro 21.1. Resistividad según tipo de sedimento y aguas. Adaptado de Custodio y Llamas (1983).

Tipo de sedimento y aguas	Resistividad (ohm m)
Agua subterránea en granito y roca	20-100
Agua subterránea en caliza	20-50
Aguas salobres	1-10
Aguas potables superficiales	20-300
Agua de mar	< 0,2
Calizas y areniscas	50-3000
Arcillas	5-25
Limos	30-500
Arenas	130-1000
Gravas y rocas	100-10000

21.4. Métodos geofísicos de exploración

Los métodos geofísicos que son utilizados con mayor frecuencia tanto para la exploración de agua subterránea como para la caracterización de sitios contaminados y para agricultura de precisión son los eléctricos y electromagnéticos, que estudian la distribución de resistividad (o conductividad) eléctrica aparente del subsuelo. Se ha diferenciado el instrumental utilizado en este tipo de sondeos como “sensores próximos” (Viscarra Rossel y Adamchuk, 2013). Estos métodos pueden complementarse con otras metodologías geofísicas y además deben integrarse con la información previa de antecedentes geológicos, hidrogeológicos y de suelos de la zona de estudio.

21.4.1. Métodos eléctricos (resistivos)

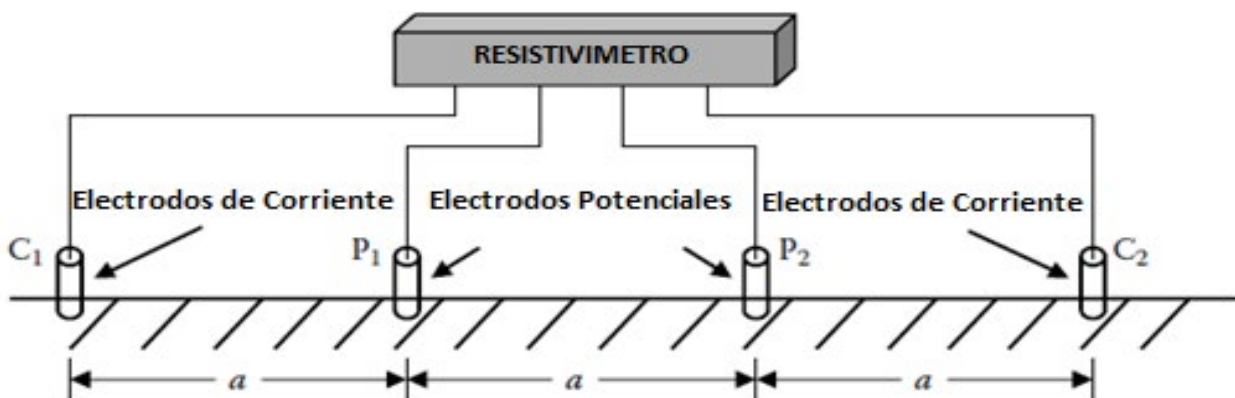


Figura 21.4. Esquema de electrodos en sondeos eléctricos. Adaptado de Corwin y Lesch (2003).

Estos métodos consisten en hacer circular una corriente de intensidad i entre un par de electrodos de corriente C_1 y C_2 , y medir la diferencia de potencial ΔV a través de dos electrodos P_1 y P_2 (Allred *et al.*, 2008) (*Figura 21.4*).

Es así como, una vez medidos ciertos valores de corriente i y voltaje ΔV , para una distancia entre electrodos a , la resistividad aparente ρ_a del subsuelo viene dada por:

$$\rho_a = K \frac{\Delta V}{i}$$

Ecuación 21.8

donde, K es el factor geométrico que depende de las distancias entre los electrodos de corriente y potencial. A medida que se aumenta la distancia entre electrodos, aumenta la profundidad de penetración del método. En la *Figura 21.5* se muestra un diagrama de la configuración de electrodos Wenner, una de las más utilizadas en estudios de contaminación, donde la distancia a entre electrodos es la misma y a medida que se aumenta a $2a$, $3a$, etc., se van obteniendo puntos de exploración a mayor profundidad. Para el procesamiento de los datos experimentales de resistividad aparente se utilizan programas de inversión. En general, estos programas proveen un modelo de resistividades del subsuelo a partir del conjunto de datos experimentales obtenidos en el campo utilizando una rutina de inversión por cuadrados mínimos (Oldenburg y Li, 1994).

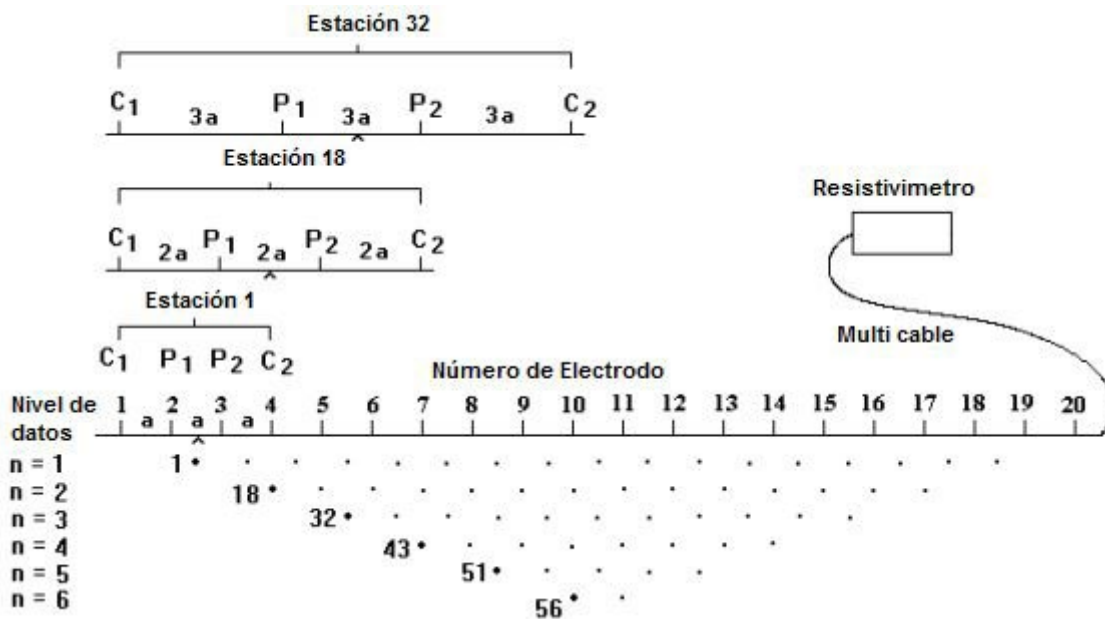


Figura 21.5. Diagrama de la configuración de electrodos Wenner, donde los electrodos de corriente y potencial están equiespaciados y al aumentar la distancia entre ellos, se aumenta la profundidad de investigación. Adaptado de Landviser, Enlightening Research (2022): <https://landviser.com/electrical-resistivity-instrumentation/>

La configuración Schlumberger se utiliza preferentemente para explorar el agua subterránea y se denominan sondeos eléctricos verticales. La distancia entre electrodos de potencial es fija y se mueven los de corriente en forma simétrica, aumentando con ello la profundidad de investigación. En este caso, se grafican los datos de resistividad aparente en función de la mitad de la distancia entre electrodos, es decir, cada uno de los puntos corresponde a un valor de resistividad aparente experimental obtenido

en función de la semidistancia entre electrodos C_1C_2 . A partir de estos datos, se obtienen modelos de capas en profundidad con distinta resistividad y espesor. La **Figura 21.6** muestra la curva de ajuste de la respuesta del modelo final de capas unidimensional (**Cuadro 21.2**), obtenido por cuadrados mínimos, a los datos experimentales de un sondeo Schlumberger realizado para caracterizar las profundidades de los acuíferos en la zona de Pergamino, provincia de Buenos Aires. De la simple visualización del gráfico se puede detectar una primera capa con valor de resistividad entre 10-20 ohm m y a partir de una semidistancia de electrodos de 10 m los puntos van disminuyendo en su valor de resistividad. La primera capa puede interpretarse como la zona no saturada y una segunda capa con menor resistividad indicaría la presencia del acuífero freático (zona saturada) (**Figura 21.6**) No obstante, la interpretación de las distintas capas en profundidad debe realizarse en conjunto con los antecedentes litológicos, dada la complejidad de factores que influyen en el valor de la resistividad aparente.

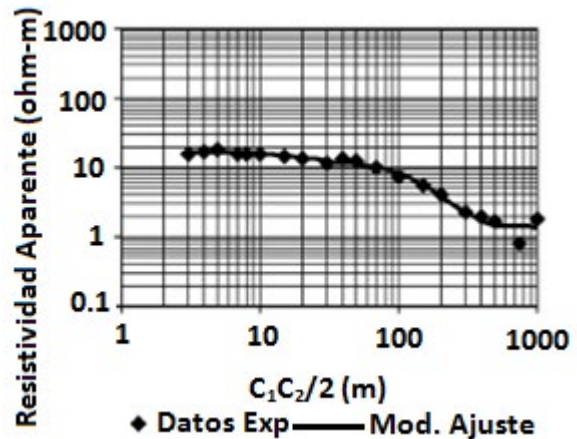


Figura 21.6. Ajuste por cuadrados mínimos de la respuesta del modelo final de capas unidimensional (espesores, resistividades, **Cuadro 21.2**) a los datos experimentales de un sondeo Schlumberger. Adaptado de Sainato et al. (2003).

Cuadro 21.2. Modelo de resistividad obtenido para los datos de la **Figura 21.6**.

Espesores (m)	Resistividad (ohm m)
4	14
2,5	3
32	18
∞	6

El modelo final de ajuste (**Cuadro 21.2**), corresponde a un modelo de capas horizontales (1D), donde la resistividad varía sólo con la profundidad. Es decir, de acuerdo con los espesores y resistividades señalados en el **Cuadro 21.2**, se interpreta, en el lugar donde se realizó el sondeo, que por debajo de la superficie terrestre se encuentra una primera capa de 14 ohm m de resistividad y 4 m de espesor que correspondería a la zona no saturada. La segunda capa, más conductora que la primera, se corresponde con la detección de la zona saturada (nivel freático a 4 m de profundidad), que en el caso de referencia se extiende más allá de los 38,5 m de profundidad, con distintos niveles caracterizados por su litología y su nivel de salinidad (por debajo de los 38,5 m aparece una capa muy conductora compatible con salinidad en el agua). Márquez Molina *et al.* (2021) obtuvieron la información sobre la morfología de los acuíferos a partir de sondeos eléctricos verticales en una zona agrícola con riego complementario cercana a Coronel Suarez (Buenos Aires). Esos resultados, junto con datos hidráulicos, permitieron ingresar los parámetros de entrada para un modelo numérico de flujo subterráneo que, mediante distintos escenarios de simulación, condujo a la elaboración de un plan de manejo sustentable del agua subterránea que se utiliza para riego complementario en la zona de estudio.

En el caso de la configuración Wenner o Dipolo-Dipolo (Allred *et al.*, 2008), los sondeos se suelen denominar Tomografía de Resistividad Eléctrica ya que se tratan de una imagen de resistividad del subsuelo. En estos casos los modelos finales de ajuste por cuadrados mínimos son distribuciones de resistividad que varían no sólo con la profundidad sino también con la dirección en que se desplegaron las líneas de electrodos. Por lo cual, se obtiene una imagen 2D de la distribución de resistividad eléctrica por debajo de la superficie terrestre. Este tipo de configuración se utiliza preferentemente para estudios de contaminación localizados, donde se necesita tener una descripción de las anomalías de resistividad en todas las direcciones. Estas anomalías pueden ser zonas con menor resistividad que el entorno (áreas salinizadas, dentro de la zona no saturada o saturada, por ejemplo, para determinar contaminación por rellenos sanitarios, pozos sépticos, actividades industriales o en establecimientos de agricultura o ganadería intensiva); o también anomalías de mayor resistividad (si se trata, por ejemplo, de contaminación por derrames accidentales o filtraciones en almacenamiento de hidrocarburos). Un ejemplo de este tipo de sondeos es el de la **Figura 21.7**, donde se muestra una Tomografía de Resistividad Eléctrica aplicada a un sitio testigo (S7) y un sitio contiguo a una laguna de efluentes de un tambo (S5) (Sainato *et al.*, 2010). Los valores de resistividad en S5, tanto de la zona saturada como no saturada, son menores (mayor conductividad) que en S7. La zona de color rojizo representa una pluma de baja resistividad (alta salinización).

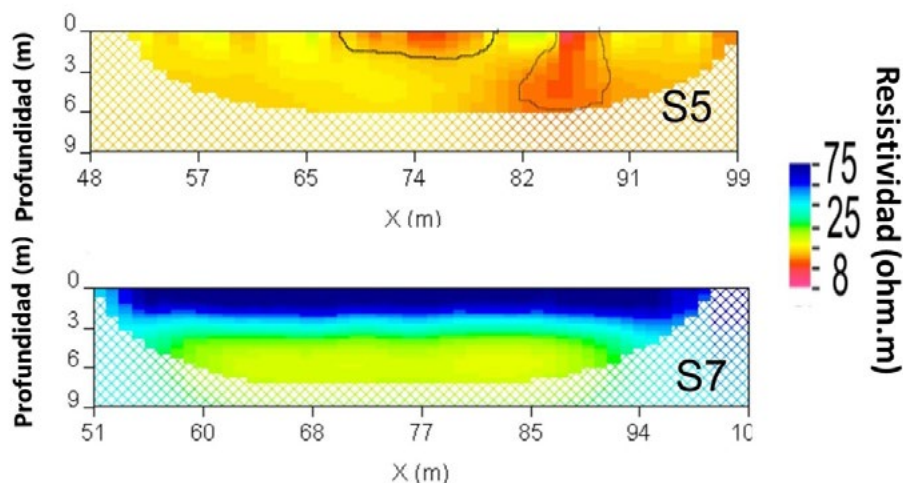


Figura 21.7. Tomografía de resistividad eléctrica aplicada a un sitio testigo (S7) y un sitio contiguo a una laguna de efluentes de un tambo (S5). La escala de colores representa los valores de resistividad y la zona rojiza con el contorno negro representa una pluma de baja resistividad (alta salinización). Adaptado de Sainato *et al.* (2010).

Este tipo de dispositivos también pueden ser usados para mapear grandes superficies si se transportan con algún tipo de movilidad (**Figura 21.8**). Los círculos, a modo de electrodos, toman contacto con el suelo en los puntos de medición, inyectando corriente los electrodos (C) y midiendo potencial los electrodos (P), generando dos profundidades de investigación diferentes (según se utilice los electrodos de corriente C o C') en cada punto de medición. En consecuencia, trasladando el instrumental con un vehículo se puede mapear la resistividad aparente sobre grandes áreas, a dos profundidades fijas. Este tipo de sondeos no invasivos son rápidos y de bajo costo comparados con un muestreo intensivo de suelos y aguas, además de poder ser usados como diagnóstico previo para el diseño óptimo del muestreo.

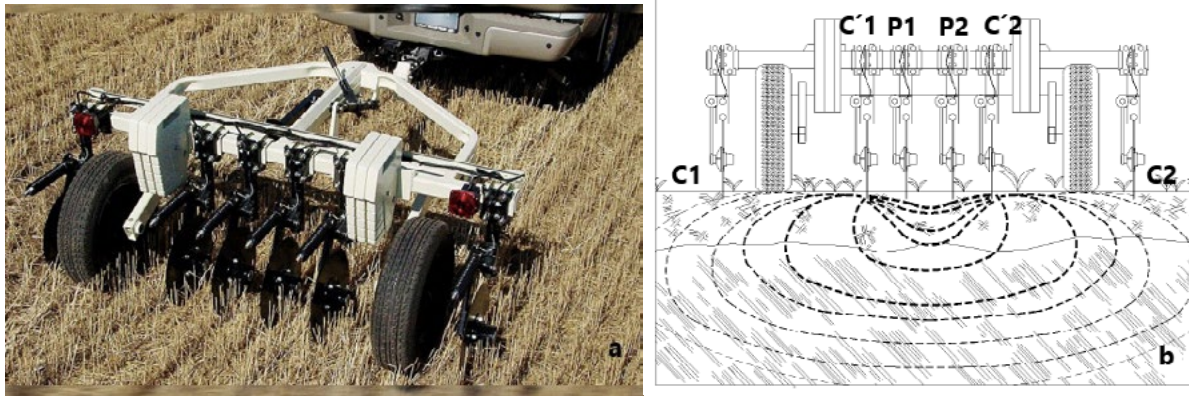


Figura 21.8. (a) Equipo de resistividad móvil (Veris technologies). <https://abelardocuffia.com/es/producto/15>. (b) Distribución de corrientes en el equipo móvil (electrodos C'1 y C'2 de alcance somero, C1 y C2 de alcance profundo). Adaptado de Corwin y Lesch (2005).

21.4.2. Métodos de inducción electromagnética de fuente controlada (del inglés EMI)

Estos equipos consisten en sensores electromagnéticos (Figura 21.9a), formados por dos bobinas, una transmisora y otra receptora (Figura 21.9b). Un campo electromagnético variable en el tiempo denominado primario (H_p), originado en la bobina transmisora, causa una corriente eléctrica en un cuerpo conductor cercano (la tierra). Estas corrientes secundarias en la tierra, en dirección opuesta a las que las originaron, generan un campo EM denominado secundario (H_s), captado en la bobina receptora. El cociente entre la magnitud del campo secundario y primario es función de la CE de la tierra. La profundidad de penetración y de investigación se relaciona positivamente con la profundidad. Las aplicaciones son innumerables: exploración de agua subterránea, recursos minerales, arqueología, etc.). En relación a los estudios ambientales, permite mapear la conta-

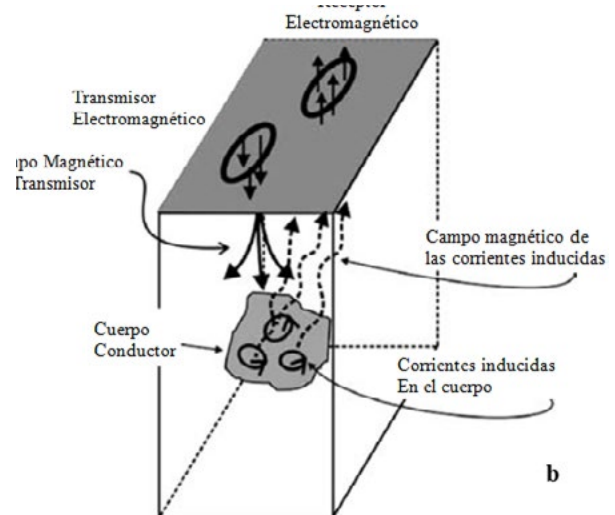


Figura 21.9. (a) Equipos electromagnéticos de fuente controlada (EMI) <http://www.geonics.com/html/em38.html> y Doolittle y Brevik (2014) y (b) Principio de funcionamiento. Adaptado de Allred et al. (2008).

minación por actividad ganadera intensiva, la profundidad de la tosca y derrames de hidrocarburos, y puede ser aplicado a la agricultura de precisión, entre otras utilidades.

Estos instrumentos, por su movilidad y capacidad de almacenamiento de datos, son capaces de registrar miles de datos en forma de grilla georeferenciados. Esto permite realizar mapas de CEa para los cuales, dependiendo de la frecuencia utilizada, será la profundidad explorada. Para este tipo de mediciones también existen programas de inversión de los datos experimentales que permiten obtener la distribución de CEa en profundidad. La presencia de anomalías permite identificar cuerpos enterrados o variaciones litológicas o de salinidad relacionada con contaminación de suelos y aguas.

Estos métodos se aplican tanto a la exploración de agua subterránea como a los mapeos de contaminación por actividad ganadera intensiva, de profundidad de tosca, derrames de hidrocarburos o aplicaciones a agricultura de precisión, entre otras utilidades como la de orientar los muestreos dirigidos en estudios ambientales. La exploración geofísica, mediante métodos eléctricos y electromagnéticos, en sitios con alta concentración de animales, permite de diseñar muestreos óptimos de suelos y aguas, utilizando la CEa como variable para la localización de zonas críticas de salinización, con buena correlación con las concentraciones de nitratos y fosfatos (Márquez Molina *et al.*, 2015; Sainato *et al.*, 2018). A modo de ejemplo, Márquez Molina *et al.* (2014) realizaron un mapa de CEa (mS m^{-1}) a una frecuencia de 16 kHz, de un corral de engorde en un feedlot de la localidad de Trenque Lauquen (Buenos Aires) (*Figura 21.10*), y compararon los resultados con el mapa de contenido de agua del suelo (expresado como lámina en mm) y el contenido de nitratos del perfil del suelo hasta aproximadamente los 3 m, que es la profundidad estimada de la exploración. La CEa más alta se ubica en la posición topográfica más baja del corral y coincide con el mayor contenido hídrico y con el aumento en la concentración de nitratos.

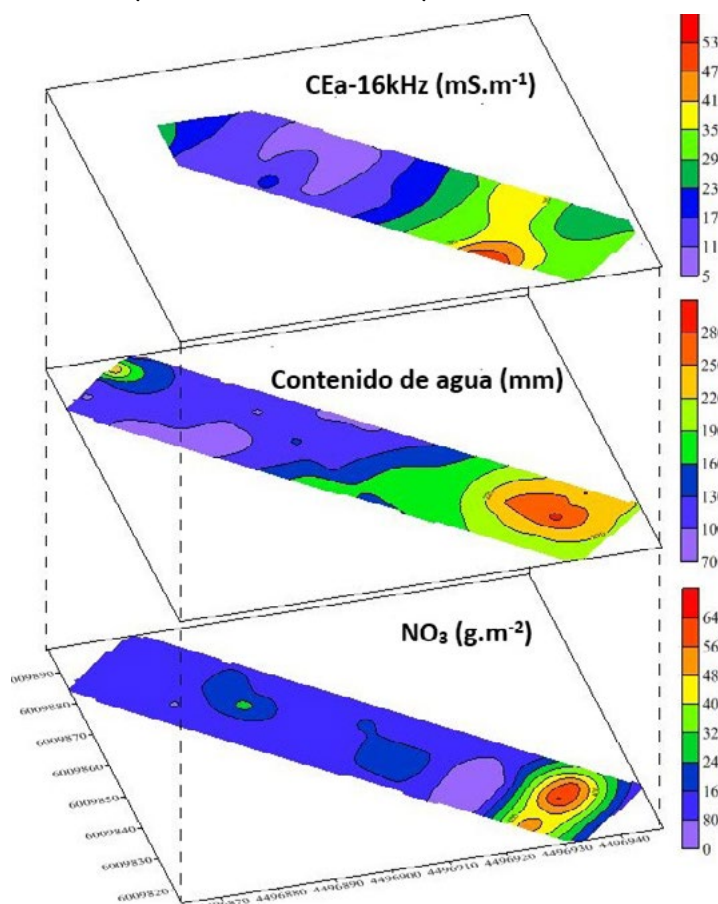


Figura 21.10. Mapas de CEa, contenido de agua y nitratos en el suelo de un corral de "feedlot". Adaptado de Márquez Molina *et al.* (2014)

21.5. Aplicaciones a la agricultura de precisión

Un aspecto fundamental de la agricultura de precisión es reducir el riesgo de contaminación de suelos y aguas al mejorar la eficiencia en el uso de los insumos ajustando la dosis de fertilizantes y plaguicidas al tipo de suelos y cultivos. Se requiere reconocer la heterogeneidad del suelo con herramientas tecnológicas de bajo costo, y discriminar ambientes o zonas de manejo dentro del lote de producción para finalmente adecuar la aplicación de insumos a dichos ambientes. Para ello es necesario conocer la distribución espacial de los contaminantes no puntuales (fertilizantes, plaguicidas, y elementos traza) y de la salinidad (en la corrección de suelos con enmiendas) (Corwin y Lesch, 2003). La medición geoespacial de la CEa del suelo es una de las bases tecnológicas de bajo costo para la aplicación variable de insumos.

Para caracterizar la variabilidad y discriminar las zonas para manejo diferencial se puede recurrir a diversas herramientas tecnológicas: (i) estudios detallados de suelos (los cuales son muy costosos a la escala requerida en agricultura de precisión), (ii) caracterizaciones de la distribución espacial de atributos del suelo a partir de los datos medidos y técnicas de interpolación geoestadística ((lo cual requiere de un gran número de muestras de suelo) (Corwin *et al.*, 2003), (iii) mapas de rendimiento (si bien integran las limitantes edáficas, biológicas, climáticas y de manejo de cultivos, es complejo diferenciar los factores que influyen en los patrones espaciales del rendimiento de los cultivos y los “inputs” necesarios para optimizar la productividad, acorde con la información de la variabilidad de rendimientos, no garantizan minimizar el impacto ambiental) y/o (iv) la determinación de la CEa del suelo u otros enfoques de sensores próximos para estimar patrones de variabilidad de los suelos (Johnson *et al.*, 2003; Corwin *et al.*, 2003; Viscarra Rossel y Adamchuk, 2013). Este último enfoque permite obtener la información espacial detallada, en forma rápida y a bajo costo acerca de atributos de suelo (textura, tosca, salinidad) asociadas con patrones espaciales del rendimiento (Corwin *et al.*, 2003).

La determinación de la CEa facilita el monitoreo espacio temporal de las propiedades del suelo. Permite: (i) caracterizar la salinidad del suelo en forma directa, (ii) mapear los caminos preferenciales de flujo de agua en el suelo (Losinno y Sainato, 2018) y, de manera indirecta, (iii) caracterizar otras propiedades mediante correlaciones. En la década de los 70, en el Laboratorio de salinidad del Departamento de Agricultura de EE.UU. del Servicio de Investigación en Agricultura, utilizaron la CEa para medición de salinidad. En adelante, la CEa ha pasado a ser la tecnología más utilizada para caracterizar la variabilidad a campo para su aplicación en agricultura de precisión (Viscarra Rossel y Adamchuk, 2013) y es también muy utilizada para guiar el muestreo dirigido en estudios ambientales.

21.6. Contribuciones a estrategias de diseño experimental (muestreos dirigidos)

Existen varios antecedentes de trabajos de diseño experimental de muestreo basados en mediciones de CEa (*e.g.* Johnson *et al.*, 2005; Lesch, 2005; Samouëlian *et al.*, 2005). En ellos se concluye que el muestreo dirigido por CEa permite caracterizar la variabilidad espacial de las propiedades del suelo correlacionadas con la misma. Por otro lado, se reduce el número de sitios de muestreo necesarios comparado con el muestreo en grilla.

Johnson *et al.* (2005) señalan que en los diseños clásicos de muestreo se utilizan pequeñas parcelas en un diseño completamente aleatorizado en bloques (*Figura 21.11b*). Estos autores demuestran que la CEa puede ser usada como factor de bloque. En efecto, la varianza de las distintas propiedades de suelo muestreadas por la clasificación por CEa a escala de lote (*Figura 21.11a*) se aproxima al error experimental a escala de parcela usando el diseño clásico (*Figura 21.11b*).

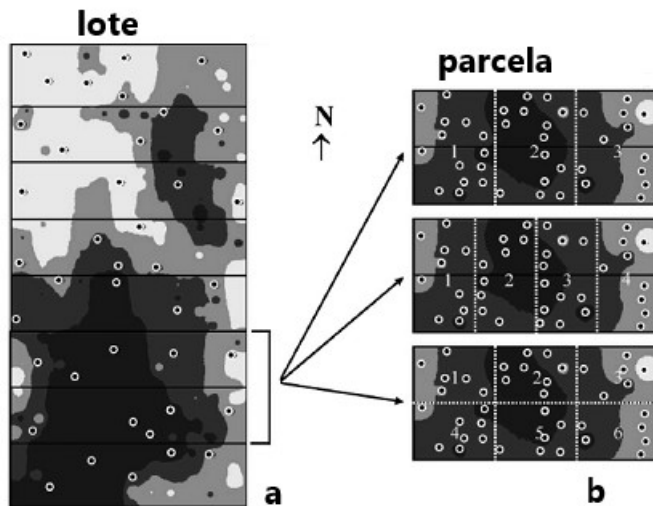
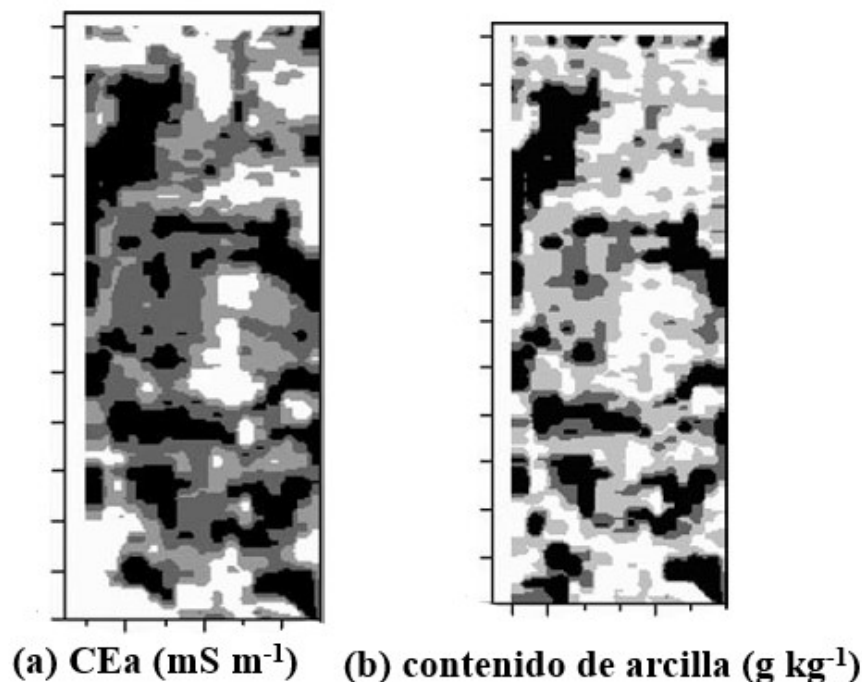


Figura 21.11. (a) Estudio a escala de lote que discrimina ocho sectores y partición en cuatro clases de CEa (7-13, 13-18, 18-26, 26-36 $dS m^{-1}$) basado en la exploración geofísica. La escala de grises indica el valor de CEa, que se relaciona positivamente con la intensidad del color. Los círculos muestran los 40 puntos de muestreo de suelos. (b) En dos sitios ubicados en el sector sur del lote se realizó un muestreo más intensivo (parcela) y fueron usados para simular un muestreo tradicional, a escala de parcela con tres esquemas de bloques (tres, cuatro y seis bloques). Los resultados fueron superpuestos sobre el mapa de CE medida en laboratorio utilizando muestras aleatorias de 30 sitios más los 10 previos del estudio en el lote (a). Nuevamente los colores más oscuros indican un mayor valor de CE. Adaptado de Johnson *et al.* (2005).

Estos autores encontraron que la variabilidad de la salinidad, el pH y el contenido de agua se redujo significativamente con la clasificación por CEa, siendo estas tres propiedades las que Corwin *et al.* (2003) habían identificado como las de mayor influencia en el rendimiento de algodón en esa zona. Se corroboró entonces el uso de la CEa como factor de bloque, verificando la relación entre las clases de CEa y las diferencias en el rendimiento. Los errores cuadráticos medios para la mayoría de las propiedades medidas no fueron diferentes, ($P \leq 0,05$) entre los dos niveles de lote y parcela. El carbono total, el nitrógeno y otras propiedades del suelo asociadas con el potencial rendimiento de algodón se correlacionaron negativamente con CEa en varias profundidades de medición. Mientras que las propiedades relacionadas con incremento de salinidad y decrecimiento del rendimiento (porcentaje de saturación de agua, pH, CE en pasta de saturación, CIC, PSI, RAS, Boro, y Na intercambiable) correlacionaron positivamente con CEa. Este trabajo también demostró que el bloqueo a escala de lote a través de la CEa ofrece la oportunidad de comparar dos o más tratamientos sin necesidad de réplicas. Los resultados obtenidos fueron validados en el ámbito del Valle San Joaquín de la parte central de California y en Colorado y los autores, sugieren la necesidad de realizar más validaciones y usar esta herramienta a escala de lote para luego intensificar los estudios a nivel de parcela.

En otro estudio llevado a cabo por Weinholt y Doran (2008) se observa que la CEa se correlaciona estrechamente con el contenido de arcilla (*Figura 21.12*). Por su parte, Sudduth *et al.* (2001) analizaron la presencia de tosca mediante sensores próximos, mientras que Rodríguez *et al.* (2015) evaluaron con éxito la variabilidad espacial en la capacidad de intercambio catiónico (CIC) y el contenido de arcilla utilizando inducción electromagnética y radiación gamma. Estos resultados permitieron comprender la variabilidad en los rendimientos de los cultivos.



■ >72 , ■ 72 to 68, ■ 68 to 64, □ $<64 \text{ mS m}^{-1}$ ■ >350 , ■ 350 to 320, ■ 320 to 290, □ $<290 \text{ g kg}^{-1}$

Figura 21.12. Mapeos de (a) CEa (mS m^{-1}) y (b) contenido de arcilla (g kg^{-1}) entre 0-15 cm de profundidad. Se observa mayores contenidos de arcilla en zonas de mayor CEa. Adaptado de Wienhold y Doran (2008).

Eigenberg *et al.* (2002) relacionaron una secuencia de tiempo de mapas de CEa con cambios temporales en el nitrógeno disponible en el suelo e hipotetizaron que sería posible usar las mediciones de CEa como un indicador de las ganancias y pérdidas de nitrógeno soluble en el suelo a lo largo del tiempo. Sudduth *et al.* (2005) estudiaron las relaciones entre CEa y varias propiedades del suelo. Se utilizaron datos de CEa para medir propiedades de suelos en un amplio rango de tipos, prácticas de manejo y condiciones climáticas, en varios lotes de la parte norcentral de EE.UU. Las correlaciones con el contenido de arcilla y CIC fueron las más altas y representativas de los lotes evaluados. Por otro lado, Urdanoz *et al.* (2008) evaluaron salinidad de suelos por aplicación del riego mediante sensores próximos. En suelos de la provincia de Buenos Aires, Sainato *et al.* (2020) también establecieron correlaciones entre la CEa y propiedades del suelo afectadas por la aplicación del riego complementario (CE del suelo en el extracto de pasta de saturación, pH y el porcentaje de sodio intercambiable (PSI).

21.7. Consideraciones finales

Las metodologías geofísicas han demostrado su valiosa contribución al estudio tanto del agua subterránea para su uso sustentable, casos de contaminación de suelos y aguas, como así también a la agricultura de precisión. Todas las consideraciones desarrolladas en este capítulo señalan la importancia de contar con la tecnología aportada por la geofísica aplicada para resolver distintas problemáticas ambientales en los agroecosistemas.

Bibliografía

- Allred, B.J., Daniels, J.J. y Ehsani, M. (2008). *Handbook of Agricultural Geophysics*. Londres, Reino Unido: CRC Press.
- Archie, G. E. (1942). The electrical resistivity log as an aid in determining some reservoir characteristics, *Transactions of the American Institute of Mining, Metallurgical and Petroleum Engineering*, 146: 54-67.
- Corwin, D. L. y Lesch, S. M. (2003). Application of soil electrical conductivity to precision agriculture: theory, principles, and guidelines. *Agron. J.*, 95: 455-471.
- Corwin, D. L. y Lesch, S. M. (2005). Apparent soil electrical conductivity measurements in agriculture. *Computers and Electronics in Agriculture*, 46: 11-43.
- Corwin, D. L., Lesch, S. M., Shouse, P. J., Soppe, R. y Ayars, J. E. (2003). Identifying soil properties that influence cotton yield using soil sampling directed by apparent soil electrical conductivity. *Agron. J.*, 95: 352-364.
- Corwin, D. L. y Scudiero, E. (2019). Chapter One: Review of soil salinity assessment for agriculture across multiple scales using proximal and/or remote sensors. En: Sparks, D.L. (Ed.). *Advances in Agronomy*. (pp. 1-130). Amsterdam, Netherlands: Academic Press, Elsevier.
- Custodio, E. y Llamas, M. R. (1983). *Hidrología subterránea*. Barcelona, España: Omega.
- Doolittle, J. A. y Brevik, E. C. (2014). The use of electromagnetic induction techniques in soil studies. *Geoderma*, 223-225: 33-45.
- Eigenberg R., Doran, J., Nienaber, J. A., Ferguson, R. B. y Woodbury, B. L. (2002). Electrical conductivity monitoring of soil condition and available N with animal manure and a cover crop. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 88: 183-193.
- Heilig, J., Kempenich, J., Doolittle, J., Brevik, E. C. y Ulmer, M. (2011). Evaluation of electromagnetic induction to characterize and map sodium-affected soils in the northern great plains. *Soil Survey Horizons*, 52: 77-88. Doi: <https://doi.org/10.2136/sh2011.3.0077>
- Johnson, C. K., Eskridge, K. M. y Corwin, D. L. (2005). Apparent soil electrical conductivity: applications for designing and evaluating field-scale experiments. *Computers and Electronics in Agriculture*, 46: 181-202.
- Johnson, C. K., Mortensen, D. A., Wienhold, B. J., Shanahan, J. F. y Doran, J. W. (2003). Site-specific management zones based upon soil electrical conductivity in a semiarid cropping system. *Agron. J.*, 95: 303-315.
- Lesch, S. M. (2005). Sensor-directed response surface sampling designs for characterizing spatial variation in soil properties. *Computers and Electronics in Agriculture*, 46: 153-179.
- Losinno, B. N. y Sainato, C. M. (2018). Tomografía de resistividad eléctrica en tiempo real aplicada a la infiltración del suelo. *Chilean J. Agric. Anim. Sci.*, 34(3): 243-253.
- Márquez Molina, J. J., Sainato, C. M., Urricariet, A. S., Losinno, B. N. y Heredia O. S. (2014). Bulk electrical conductivity as an indicator of spatial distribution of nitrogen and phosphorous at feedlots. *Journal of Applied Geophysics*, 111: 156-172. Doi: 10.1016/j.jappgeo.2014.10.002
- Márquez Molina, J. J., Urricariet, S., Sainato, C. M., Losinno, B. N. y Heredia, O. S. (2015). Effects of feedlot manure on soil and groundwater assessed with electrical resistivity tomography. *Environmental Earth Sciences*, 73(4): 1459-1472. Doi: 10.1007/s12665-014-3496-y
- Márquez Molina, J. J., Lemeillet, A. F. y Sainato, C. M. (2021). Hydrogeological conceptual model of an irrigated agricultural area, Buenos Aires Province, Argentina. *Groundwater for sustainable development*, 12: 100486. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2020.100486>
- Oldenburg, D. W. y Li, Y. (1994). Inversion of induced polarization data. *Geophysics*, 59: 1327-1341.
- Peralta, N. R. y Costa, J. L. (2013). Delineation of management zones with soil apparent electrical conductivity to improve nutrient management. *Computers and Electronics in Agriculture*, 99: 218-226.
- Rodrigues, F. A., Bramley, R. G. V. y Gobbett, D. L. (2015). Proximal soil sensing for Precision Agriculture: Simultaneous use of electromagnetic induction and gamma radiometrics in contrasting soils. *Geoderma*, 243-244: 183-195. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.01.004>
- Sainato, C. M., Galindo, G., Pomposiello, M. C., Malleville, H. J., De Abelleira, D. y Losinno, B. N. (2003). Electrical conductivity and depth of groundwater at the Pergamino zone (Buenos Aires Province, Argentina)

- through vertical electrical soundings and geostatistical analysis. *Journal of South American Earth Sciences*, 16(2): 177-186.
- Sainato, C. M., Losinno, B. N. y Malleville, H. J. (2010). Electrical resistivity tomography applied to detect contamination at a dairy farm at the Pampean Region, Argentina. *Near Surface Geophysics*, 8: 163-172.
- Sainato C. M, Losinno B. N., Márquez Molina J. J. y Espada R. A. (2018). Electromagnetic soundings to detect groundwater contamination produced by intensive livestock farming. *Journal of Applied Geophysics*, 154: 159-166. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.jappgeo.2018.05.005>
- Sainato, C.M., Iseas M. S., Gómez A., Romay C. y Vázquez A. (2020). Relación entre la conductividad eléctrica aparente y las propiedades de un suelo bajo riego complementario. Actas del XXVII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Corrientes, Argentina: Asociación Argentina de la Ciencia del Suelo.
- Samouëlian, A., Cousina, I., Tabbaghc, A., Bruandd, A. y Richarde, G. (2005). Electrical resistivity survey in soil science: a review. *Soil & Tillage Research*, 83(2): 173-193
- Sudduth, K. A., Kitchen, N. R., Wiebold, W. J., Batchelor, W.D., Bollero, G.A., Bullock, D.G., Clay, D.E., Palm, H.L., Pierce, F.J. *et al.* (2005). Relating apparent electrical conductivity to soil properties across the north-central USA. *Computers and Electronics in Agriculture*, 46: 263-283.
- Sudduth, K. A., Drummond, S. T. y Kitchen, N. R. (2001). Accuracy issues in electromagnetic induction sensing of soil electrical conductivity for precision agriculture. *Computers and Electronics in Agriculture*, 31: 239-264.
- Urdanoz, V., Amezketa, E., Clavería, I., Ochoa, V. y Aragüés, R. (2008). Mobile and georeferenced electromagnetic sensors and applications for salinity assessment. *Spanish Journal of Agricultural Research*, 6(3): 469-478.
- Viscarra Rossel, R. A. y Adamchuk, V. I. (2013). Chapter 6: Proximal soil sensing. En: Oliver, M., Bishop, T. y Marchant, B. (Eds.). *Precision Agriculture for Sustainability and Environmental Protection*. Londres, Reino Unido: Earthscan. Doi: 10.13140/2.1.2799.1847
- Wienhold, B. J. y Doran, J. W. (2008). Apparent electrical conductivity for delineating spatial variability in soil properties. En: Allred, B.J., Daniels, J. J y Ehsani, M. *Handbook of Agricultural Geophysics*. Londres, Reino Unido: CRC Press.

María del Pilar Muschietti Piana y Susana Urricariet

El manejo adecuado de las maquinarias agrícolas que actúan a lo largo de toda la cadena de producción permitió avances significativos con incrementos en la producción. Tal es el caso de la mejora en la recolección de granos por cosechadoras más eficientes y mayores controles de cosecha. A esto se suma el reciente avance que significa la recolección de hasta un millón de datos de rendimiento por lote de producción con los monitores de rendimiento actuales. Sin embargo, surgen nuevos desafíos asociados a las mejoras en las prácticas agrícolas, especialmente en los aspectos ambientales y la economía del proceso productivo. La respuesta a estos desafíos ha sido la generación de tecnologías capaces de desarrollar técnicas que cuantifiquen y manejen diferencialmente la variabilidad natural o inducida a escala de lote de producción. En este contexto surge la agricultura de precisión.

2.1. Agricultura de precisión (AP) y manejo sitio-específico de los insumos

La AP puede definirse como la aplicación de herramientas tecnológicas, basadas en el uso de tecnología de información, para el manejo de la producción agrícola en forma sitio-específica. Esta tecnología permite adecuar el manejo de suelos y cultivos a la variabilidad presente dentro del lote según ambientes o zonas de manejo.

Según las estimaciones realizadas en la Argentina por el INTA Manfredi (2012), de las 33 M ha sembradas en el país, el 22%, equivalentes a 7.150.000 ha, se encuentra equipado con herramientas de AP. Si se considera el área total, el equipamiento utilizado por los productores y uso de tecnologías de AP, la Argentina se ubica entre los países pioneros con mayor incorporación de las mismas a nivel mundial.

En los últimos años se incrementó en la Argentina el uso de herramientas específicas utilizadas en AP (Figura 22.1). Una de las áreas de mayor desarrollo de la AP es el manejo de cultivos sitio-específico (MSE) ó tecnología de aplicación de dosis variable de los insumos agrícolas tales como fertilizantes, plaguicidas, enmiendas, riego (Urricariet y Zubillaga, 2007). La tecnología MSE se sustenta en la capacidad de reconocer niveles de heterogeneidad dentro del lote de producción para adecuar las prácticas agronómicas. De esta manera, las dosis aplicadas (por ejemplo, de fertilizantes) difieren dentro del mismo lote productivo y se determinan considerando la variabilidad espacial en la fertilidad del suelo y los requerimientos del cultivo.

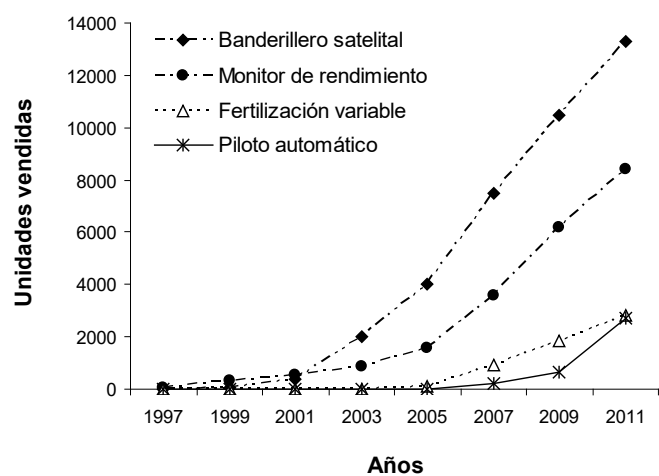


Figura 22.1. Evolución de ventas de banderilleros satelitales, monitores de rendimiento, fertilizadoras e implementos para fertilización variable y piloto automático en la Argentina en el período 1997-2011. Adaptado de Bragachini (2012).

La tecnología de aplicación de insumos de manera “uniforme” parte del concepto que la unidad de producción (lote) es homogénea. Por lo tanto, el muestreo se realiza al azar, la dosis recomendada se basa en el promedio del lote que puede resultar en sectores con sub- o sobre-aplicación de insumos. Por ejemplo, cuando un lote se fertiliza de forma uniforme con nitrógeno (N), la dosis se define según los modelos de respuesta a la fertilización, modelos de simulación o por balance de N (Meisinger, 1984). Partiendo del supuesto de homogeneidad del lote, se toman muestras de suelo compuestas que buscan caracterizar la disponibilidad promedio de nitratos. Esta metodología es una aproximación adecuada cuando las áreas a fertilizar son homogéneas en sus propiedades de suelo y rendimientos. Sin embargo, los rendimientos dentro de un lote muestran una variabilidad asociada a la interacción entre distintas fuentes de variación, generando efectos que no siempre están en concordancia con los límites establecidos por el lote. Esta variabilidad determina que, al fertilizar de manera homogénea, se establezcan sitios sub-fertilizados y sobre-fertilizados.

Los sistemas de AP, en cambio, consideran la heterogeneidad del lote. Por ello, realizan un muestreo georreferenciado, dosis variables según la zona de manejo e insumos que se adecuan al potencial de producción de las zonas de manejo identificadas. Por ejemplo, uno de los requisitos del MSE es discriminar ambientes dentro del lote productivo, con calidad de suelos y rendimientos semejantes, debido a características edáficas y/o topográficas. Estos ambientes se denominan zonas de manejo y pueden discriminarse por interpretación de imágenes satelitales, fotografías aéreas, mapas de rendimiento, mapas de fertilidad de suelos, modelos digitales de elevación y/o mediante la combinación de varias fuentes de información (Urricariet y Zubillaga, 2013).

La importancia del MSE radica en el incremento esperable de los rendimientos y/o reducción de los costos de producción por el uso de dosis adecuadas para cada zona de manejo. Como consecuencia no sólo se logra una optimización de los sistemas de producción, una mayor eficiencia en el uso de los insumos y la maximización de los beneficios económicos por unidad de área, sino que se espera disminuir el riesgo ambiental (Koch *et al.*, 2004). Los principios generales del MSE son transferibles entre regiones, pero las estrategias de aplicación de insumos deben modelarse localmente debido a condiciones edáficas y climáticas variables (Bongiovanni *et al.*, 2006). Entre las tecnologías de aplicación de dosis variable de los insumos agrícolas, en la Argentina ha cobrado difusión el MSE de fertilizantes. Sin embargo, aún prevalece la tecnología de aplicación uniforme de fertilizantes en el lote.

22.2. Fuentes de variabilidad de los suelos

Una característica dominante de los suelos es su heterogeneidad, aún en pequeñas áreas que podrían considerarse como homogéneas. Esta heterogeneidad es evidenciada a partir de la variabilidad en las propiedades del suelo, que puede llegar a ser de considerable magnitud, y a su vez, afectar las generalizaciones y predicciones realizadas en base a éstas. El problema planteado se ha tratado de obviar de diversas formas. En la práctica, se incrementa el número de muestras para establecer los valores promedio que caractericen con mayor fidelidad las propiedades del suelo y en la investigación edafológica se recurre a diversos diseños experimentales y replicaciones de tratamientos. Sin embargo, estas medidas no siempre resuelven satisfactoriamente el problema de la desuniformidad del suelo a escala de lote (Jaramillo, 2003).

La variabilidad de las propiedades del suelo es una condición inherente al mismo, debido a que en su formación intervinieron diversos procesos y factores formadores. Los mismos determinan múltiples interacciones que resultan en una gran diversidad de suelos, que difieren en sus propiedades químicas, físicas y biológicas (Jaramillo, 2011). Es por ello que el desafío que enfrenta la AP es determinar cuándo, dónde y por qué las variaciones en las propiedades del suelo ocasionan diferencias en la producción (Bragachini, 2010).

Las fuentes de variabilidad de los suelos pueden ser de dos tipos: (i) natural o (ii) inducida por el manejo. La variabilidad natural abarca las características inherentes al ambiente por lo que comprende al clima, la geología, las propiedades físico-químicas y biológicas del suelo, la pendiente y posición del sitio en el paisaje, entre otras. En cambio, la variabilidad inducida por el manejo es una consecuencia de la variabilidad ocasionada por el hombre, de acuerdo con el tipo de manejo que realice del agroecosistema. Dentro de este tipo de variabilidad antropogénica, resultan factores importantes la aplicación de fertilizantes y plaguicidas, la remoción de nutrientes ocasionada por determinados cultivos y rotaciones, las labores agrícolas, y aquellas prácticas de manejo que impactan sobre la erosión y compactación de los suelos, entre otros (Brouder, 1999).

La variabilidad también puede ser clasificada según su distribución en el tiempo y en el espacio, aspectos importantes en la implementación de la AP. La variabilidad temporal expresa los cambios de producción en un mismo lote en distintas campañas productivas (generalmente ocasionada por factores climáticos). Reconocer y evaluar este tipo de variabilidad resulta relevante para determinar los efectos climáticos y de manejo en una crono-secuencia, por ejemplo, a lo largo de campañas sucesivas. En cambio, la variabilidad espacial refiere a diferencias de producción en un lote para una misma campaña, y permite caracterizar la variabilidad asociada al sitio. Este tipo de variabilidad se puede dividir, a su vez, en vertical y horizontal. La primera se refiere a las diferencias entre los horizontes (*e.g.* contenido de materia orgánica -MO-, pH, conductividad eléctrica del perfil de suelo). La variabilidad horizontal refiere a la variación de suelos de un sitio a otro en el plano horizontal y puede estudiarse a diferentes escalas (*e.g.* parches de malezas, manchones salinos).

La determinación de la variabilidad espacial se asocia con la escala de análisis. A escala de mayor detalle, se puede notar que las propiedades de los suelos cambian en pequeñas distancias. En estos casos, las variaciones se deben generalmente a pequeños cambios en la topografía y al tamaño de las partículas derivadas del material parental, así como al efecto de diversidad de microorganismos, historia de uso del suelo, etc. La variación en esta escala es difícil de apreciar. Sin embargo, los cambios en la altura o vigor de las plantas o un análisis detallado del suelo pueden reflejar esta variabilidad. La variabilidad a mediana escala, para algunas propiedades del suelo, es referida principalmente a las diferencias de un factor particular del mismo, como la topografía, el drenaje o material parental. Comprendiendo la influencia de los factores formadores del suelo es posible definir grupos de suelos que se suceden con determinada secuencia a lo largo del paisaje. Por último, en las variaciones a escala regional, el patrón de suelos es principalmente el resultado del clima, la vegetación y diferencias del material parental (Jaramillo, 2003).

Otro factor que influye sobre la magnitud de la variabilidad encontrada en los suelos es la propiedad analizada, siendo generalmente más variables las propiedades químicas que las físicas. Suele existir menor variabilidad en las propiedades del suelo en su condición natural, que cuando es so-

metido a uso y, por ende, aquellas propiedades más afectadas por el manejo serán las que presenten mayor variabilidad (Jaramillo, 2011).

Generalmente, se ha considerado que la variabilidad presente en los suelos es mayormente del tipo espacial, por lo que, se ha trabajado intensamente en la adopción y adaptación de metodologías que involucren el estudio de dicha variabilidad (Jaramillo, 2003). De esta manera, se busca mejorar el manejo del recurso suelo, incrementando la eficiencia en el uso de los insumos y la rentabilidad en la producción agropecuaria, surgiendo como alternativa la AP. Sin embargo, otros estudios señalan que la variabilidad temporal puede ser más dominante que la espacial de las propiedades del suelo, y que la variación interanual (Eghball y Varvel, 1997) o estacional (Stenger *et al.*, 2002) que pueden enmascarar los efectos de la variabilidad espacial del suelo. Estos resultados tienen implicancias en la AP y deben ser consideradas al momento de caracterizar e identificar patrones espaciales.

La AP consiste, no solamente en detectar la variabilidad existente en el área, sino también en la adopción de prácticas a realizar en función de esa variabilidad. Además, es importante tener en cuenta, que dicha variabilidad debe reconocerse a bajo costo y ser significativa para que un manejo diferenciado por ambientes resulte beneficioso frente a la tecnología de manejo uniforme (MU) (Melchiori y Echeverría, 1998).

20.3. Alternativas de muestreo para generar información precisa y georreferenciada

Diversos autores sostienen que la efectividad de la AP depende de la realización de un mapeo preciso, detallado y atinado de las propiedades de suelo y/o del cultivo (Kravchenko *et al.*, 2005; Melchiori, 2007; Urricariet y Zubillaga, 2007). Para producir mapas precisos, el intervalo de muestreo del suelo y/o del cultivo debe relacionarse con la escala de variación espacial (Kerry y Oliver, 2004).

Cuando se realiza un tratamiento uniforme a nivel de lote, se asume que sus variables tienen una distribución normal (*i.e.* se distribuye siguiendo la forma de una campana), y que el valor promedio (media) coincide con el valor más frecuente (moda). En cambio, al evaluar, por ejemplo, el contenido de nutrientes de un lote productivo para definir la dosis de fertilizante, algunos sitios pueden presentar niveles de fertilidad por debajo del promedio del lote, mientras que otros sitios pueden resultar en contenidos que superen la media. De esta manera, el valor promedio de la disponibilidad de un nutriente puede resultar superior o inferior al valor más frecuente en el lote. Por lo tanto, como se señaló anteriormente, cuando se fertiliza el lote de manera uniforme se suelen generar sitios con niveles inferiores o superiores a los requerimientos del cultivo (Melchiori *et al.*, 2009).

Existen distintos tipos de muestreo, para asegurar que las muestras sean representativas de la población (*e.g.* la selección de las muestras al azar persigue el fin de garantizar su representatividad). El tipo de muestreo más intensivo se realiza en grilla (*Figura 22.2a*), y se utiliza principalmente para evitar desbalances en la distribución de los puntos de muestreo y la dificultad de estimar valores en los sitios no muestreados. Es un tipo de muestreo discreto, que comúnmente se utiliza para minimizar la influencia de micro y meso variabilidad, y maximizar la influencia de la macro variabilidad (ocasionada generalmente por mayor variabilidad del suelo, debido a cambios naturales y/o antrópicos). Las muestras son comúnmente tomadas a intervalos regulares en forma sistemática, y cada punto de muestreo es georreferenciado (los puntos son localizados geográficamente mediante un sistema de

coordenadas determinado). Este tipo de muestreo es más preciso que otros métodos para representar y reflejar la variabilidad del lote, aunque resulta muy costoso debido a la cantidad de muestras recolectadas. Otra desventaja de este diseño de muestreo, es la dificultad en lograr la concordancia entre los puntos de muestreo y los patrones de variación del suelo y/o cultivo, que pueden variar en forma sistemática.

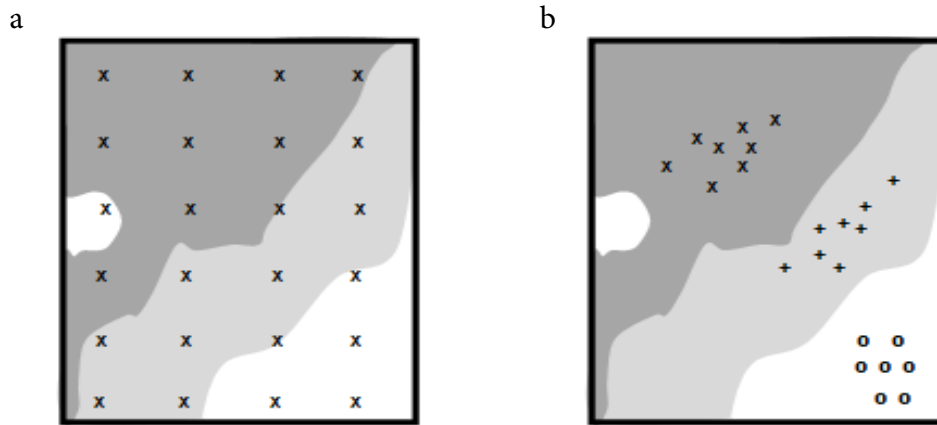


Figura 22.2. Diseño de muestreo: (a) en grilla regular y (b) dirigido o por zonas de manejo. Se representan como +, x y o a las distintas muestras -en (a)- y sub-muestras -en (b)- extraídas en cada zona de manejo que conforman las muestras compuestas para cada zona de manejo.

Otra alternativa, consiste en realizar un muestreo menos intensivo a partir de un esquema de muestreo dirigido o por zonas de manejo (*Figura 22.2 b*). Esta metodología de muestreo se sustenta en la delimitación de áreas homogéneas de manejo y es conveniente utilizar atributos externos de zonificación (*e.g.* mapas de suelos y de rendimiento, altimetría, fotointerpretación de imágenes satelitales) e identificar sectores con comportamientos productivos homogéneos y representativos de las áreas de producción a manejar en forma diferencial. Además, resulta importante complementar con las observaciones visuales directas para evitar recoger muestras en sectores no representativos aún dentro de las áreas delimitadas como uniformes (*e.g.* acumulaciones de rastrojos, microdepressiones o microelevaciones). Estos sectores de muestreo no requieren extenderse en la totalidad del área a manejar en forma diferencial, sino que es conveniente su delimitación en un sector no mayor a 10 ha para hacer extensivos los resultados de su análisis al resto de la superficie que representa. De este modo, se considera a cada zona como una unidad de manejo y se toma la cantidad de sub-muestras requeridas para la exactitud deseada que conforman una muestra compuesta para cada zona de manejo (*Figura 22.2b*). De este modo, se reduce considerablemente el costo de análisis de laboratorio.

22.4. Análisis de la variabilidad espacial de suelos y cultivos

La variabilidad espacial de los suelos presenta dos componentes fundamentales uno aleatorio y otro sistemático, teniendo en cuenta la fuente de error que produce la variación. La variabilidad sistemática puede definirse como los cambios graduales o tendencias en las propiedades del suelo en función de cambios en los factores y procesos formadores del suelo, a una escala dada de observación; o como aquella que puede atribuirse a causas conocidas, entendibles y predecibles. Cuando la variabilidad no puede relacionarse a causas conocidas, se define como variabilidad aleatoria o debida al azar.

En los suelos se estima, en general, que la variabilidad sistemática es mayor a la aleatoria, aunque la relación entre ambas puede tener una alta dependencia de la escala de estudio.

Existen diferentes métodos para evaluar los distintos componentes de la variabilidad. Por un lado, la variabilidad aleatoria ha sido objeto del estudio de la estadística clásica. Cuando el grupo de datos cumple los supuestos de normalidad, aleatoriedad e independencia de las observaciones, la variabilidad de estos datos puede ser estudiada con estimadores paramétricos, tales como la amplitud del rango de valores, la varianza, desvío estándar y/o el coeficiente de variación. La variabilidad espacial es del tipo sistemático, y las propiedades que responden mayormente a este tipo de variabilidad, adquieren valores diferentes dependiendo de la ubicación y/o del espaciamiento entre los sitios de muestreo (Jaramillo, 2003). Con el desarrollo de la teoría de las variables regionalizadas se han adquirido herramientas estadísticas que ayudan a evaluar la variabilidad espacial de distintas propiedades de los suelos. Cuando el valor que toma una variable en un sitio depende de la distancia y/o la dirección a la cual se ubica de otro sitio vecino, se tiene una variable con dependencia espacial. En este caso, el muestreo no cumple con el principio de la independencia entre las observaciones, y los procedimientos de la estadística paramétrica clásica no son adecuados para su estudio.

Las variables que presentan dependencia espacial se denominan variables regionalizadas, y constituyen una función que describe un fenómeno natural geográficamente distribuido que poseen algún grado de autocorrelación. Una variable regionalizada no es más que una función dependiente del espacio, que muestra cierta estructura ya que se correlaciona consigo misma a través del espacio. Es decir que, muestras tomadas cercanas unas a otras tienden a ser más similares (autocorrelación positiva) o menos similares entre sí (autocorrelación negativa) que las observaciones ubicadas en sitios más alejados (Fotheringham, 2009). Por ello, es necesario un enfoque que incorpore descripciones estadísticas de la estructura espacial de los datos para lo cual se utilizan otras alternativas como la geoestadística. La geoestadística es una rama de la estadística que permite estudiar los cambios graduales de atributos de suelo y/o del cultivo, y estimar valores de los mismos en sitios no muestreados (Goovaerts, 1997).

El análisis del semivariograma es una de las metodologías más comúnmente empleadas dentro de la geoestadística para describir y cuantificar la estructura espacial de observaciones georreferenciadas obtenidas mediante diseños de muestreo en grilla. Esta herramienta permite analizar el comportamiento espacial de una variable sobre un área definida, obteniendo como resultado la influencia de los datos a diferentes distancias. El semivariograma experimental ó empírico se utiliza para obtener una medida cuantitativa (*i.e.* un valor numérico) de los parámetros que lo definen, y representa la semivarianza (*i.e.* la varianza de las diferencias entre pares de puntos separados por una distancia dada) en función de la distancia (h = intervalo de distancia) (**Figura 22.3**). La semivarianza es una medida del grado de similitud que existe entre dos observaciones situadas a una determinada distancia; mientras más similares sean las observaciones, menor será la magnitud de la semivarianza (Goovaerts, 1997; Fotheringham, 2009). Generalmente, la semivarianza aumenta ante incrementos de la distancia hasta alcanzar un valor estable denominado umbral. La distancia en la cual se alcanza el umbral se denomina rango o alcance de dependencia espacial, y constituye el intervalo hasta donde existe dependencia espacial entre las observaciones. Teóricamente, la semivarianza debería ser cero cuando la distancia es cero, pero como esto no ocurre, dicho fenómeno se denomina efecto pepita puro o varianza “nugget” y es ocasionada principalmente, por una variación imposible de detectar a la escala de muestreo utilizada (Fotheringham, 2009) (**Figura 22.3**).

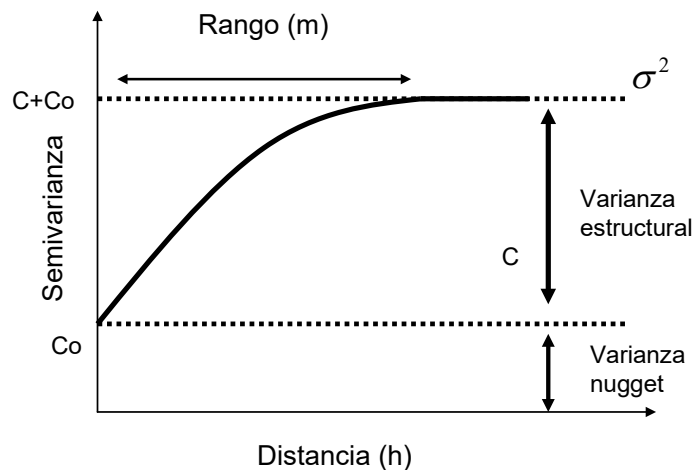


Figura 22.3.
Semivariograma
teórico y sus
componentes.
Adaptado de
Goovaerts (1997).

Una vez obtenido el semivariograma experimental ó empírico, en el caso de detectarse dependencia espacial (*i.e.* que los datos están autocorrelacionados en el espacio), se procede a ajustar un modelo de semivariograma teórico con el fin de obtener una función que caracterice la continuidad espacial de la variable regionalizada. Una vez que se demuestra que los datos presentan dependencia espacial, el paso siguiente es estimar o predecir los valores de la variable en los puntos no muestreados con alguna técnica de interpolación (*e.g.* “kriging”), para generar un mapa preciso. En caso de ausencia de dependencia espacial (o autocorrelación), la semivarianza para cada par de puntos estima la varianza total de los datos y no se pueden predecir valores en el espacio por distribuirse en forma completamente aleatoria (Goovaerts, 1997).

Para caracterizar el patrón de variabilidad de atributos de cultivo se utilizan diversos tipos de análisis basados en los mismos fundamentos estadísticos detallados anteriormente. Otro procedimiento utilizado es el análisis multivariado (*e.g.* “cluster”) para obtener mapas de rendimiento, el cual se realiza un agrupamiento de datos minimizando la varianza dentro de los grupos y maximizándola entre grupos.

22.5. Etapas en la implementación de tecnologías de la agricultura de precisión (AP)

La implementación de la AP se puede dividir en cuatro etapas (*Figura 22.4*). En la primera etapa -paso (i)-, se debe recolectar la mayor cantidad de los resultados georreferenciados para conocer en profundidad la variabilidad que existe a micro-escala y se pueden utilizar mapas de rendimiento de varios cultivos previos (*e.g.* el monitoreo de rendimientos de cultivos previos). Estos últimos se obtienen a partir de los resultados almacenados por los monitores de rendimiento incorporados en las cosechadoras. Con estos datos recolectados, comienza la etapa de evaluación que consiste en el procesamiento de los datos obtenidos -paso (ii)-. Todos los datos se procesan con un software específico (*e.g.* sistemas de información geográfica, SIG) que permite sistematizar la información, y se asocian en conjunto elaborando mapas digitales, que reflejan la variabilidad de los atributos de suelo y/o cultivo. Este procesamiento permite, en la etapa de planificación -paso (iii)- obtener los mapas de prescripción adecuando las dosis de los insumos a la variabilidad existente a escala de lote. En estos mapas se representan las indicaciones cuantitativas por ambiente para realizar aplicaciones variables de uno o varios insumos (semillas, fertilizantes, herbicidas, insecticidas, riego) (*Figura 22.4*). Una vez definido el mapa de prescripción, se exporta en el formato adecuado para ser interpretado por la maquinaria

de aplicación variable. Por último, la cuarta etapa -paso (iv)- consiste en llevar a cabo las decisiones de manejo establecidas en la etapa anterior aplicando dosis variables de los insumos según zonas de manejo. La incorporación de los resultados obtenidos (con la aplicación variable en el ítem (iii) a la información anterior permite planificar la campaña siguiente. La reiteración de estas etapas en el tiempo permite llevar a cabo un ciclo de mejora continua (*Figura 22.4*).

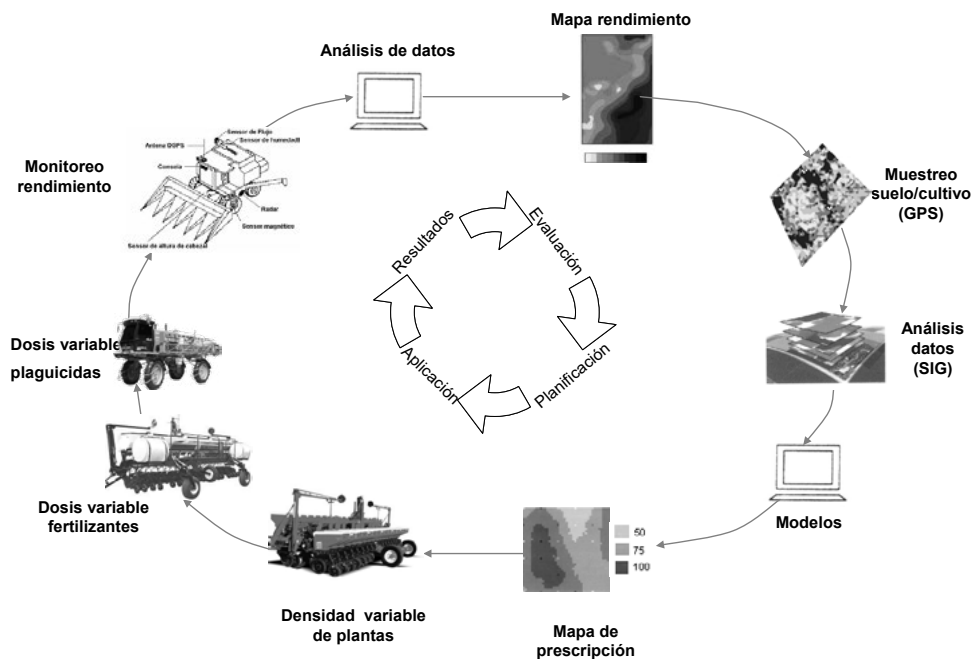


Figura 22.4. Flujo de información y herramientas utilizadas en la producción de cultivos con agricultura de precisión. Adaptado de Gebbers y Adamchuk (2010).

En cualquier aplicación variable de uno o varios insumos de acuerdo con los mapas de prescripción se puede comprobar el resultado de la tecnología MSE de dos modos. El primero es el control de gestión de la calidad de las labores realizadas. Una de las grandes virtudes del monitoreo electrónico instalado en sembradoras, fertilizadoras, pulverizadoras y cosechadoras, es que recoge información de día, hora, velocidad de avance de la máquina, superficie trabajada y forma de recorrido, capacidad operativa del equipamiento. El análisis de esta información mediante SIG permite determinar si existen errores en la aplicación y se pueden desarrollar indicadores de calidad de aplicaciones. En el caso de ser posible se subsanan los errores y con los indicadores de calidad se pueden establecer premios al personal implicado en base a la calidad de las labores realizadas. Una segunda forma de comprobar los resultados de la tecnología aplicada es mediante el monitoreo de rendimiento. Esta alternativa permite sacar conclusiones considerando el siguiente ciclo productivo. Claramente, el ciclo de la AP (*Figura 22.4*) se retroalimenta año a año, generando nueva información, de manera de optimizar la toma de decisiones de manejo de los insumos en cada campaña.

22.6. Herramientas tecnológicas utilizadas en la agricultura de precisión (AP)

En la aplicación variable de insumos se utilizan distintas herramientas tecnológicas que se pueden agrupar en: (i) tecnologías de información geográfica (Sistema de Posicionamiento Global y SIG), (ii) relevamiento de información espacial para segregar zonas de manejo y (iii) tecnologías de aplicación de insumos en forma variable.

22.6.1. Tecnologías de información geográfica

En AP es indispensable la ubicación en forma precisa de atributos de suelo y cultivo que se realiza con los sistemas de posicionamiento global (o “Global Positioning System”, en adelante GPS). Para analizar enormes bases de datos con estructura espacial e integrar diversas fuentes de información se utilizan los SIG.

22.3.6.1.1. Sistema de posicionamiento global (GPS)

Los GPS son sistemas de navegación que utilizan satélites para determinar la posición de un receptor en cualquier parte del planeta, independientemente de las condiciones meteorológicas y durante todo el día. En forma constante, mientras los satélites orbitan transmiten información de su posicionamiento (Claret *et al.*, 2006). Los GPS son la base de la AP ya que identifican y almacenan la ubicación de un objeto registrando el recorrido realizado por sembradoras, pulverizadoras, fertilizadoras y cosechadoras.

La precisión de los GPS es variable y se asumen con los navegadores errores entre 5 m y 20 m. En la tecnología de AP estos errores se consideran muy elevados y se requiere realizar correcciones como la diferencial y se denominan sistemas de posicionamiento global diferencial (DGPS). Los DGPS requieren de un receptor de referencia (*e.g.* satélite geostacionario) ubicado en un lugar de coordenadas precisas. La estación de referencia, al recibir la señal del satélite y conocer su posición exacta, permite estimar la magnitud del error y realizar la corrección diferencial (Basso *et al.*, 2007).

Los avances más recientes son los GPS con corrección en tiempo real (RTK y E-DEF) que hacen posible realizar relevamientos topográficos de grandes superficies en escaso tiempo y con alta densidad de observaciones. Con relevamientos altimétricos de estas características se pueden generar a bajo costo modelos digitales de elevación.

En aplicaciones MSE es necesario guiar fertilizadoras, pulverizadoras y sembradoras en tiempo real y se utilizan navegadores precisos como los banderilleros satelitales, que son navegadores provistos con señal DGPS logrando precisiones de alrededor de 30 cm. Este tipo de guía o marcadores satelitales permiten registrar el recorrido realizado por diversas maquinarias. El uso de estos sistemas evita superposiciones o áreas sin aplicación de insumos y, como queda registrado el recorrido de la máquina, se pueden corregir los errores en la aplicación de insumos.

6.1.2. Sistemas de información geográfica (SIG)

Los SIG son sistemas de “software”, “hardware” y procedimientos diseñados para facilitar la obtención, gestión, manipulación, análisis, modelado y obtención de resultados georreferenciados. En AP se utilizan distintas fuentes de información como datos tabulares y digitalizados como objetos discretos (imagen tipo ráster) o continuos (imagen tipo vectorial). En todos los casos la información queda identificada con un par de coordenadas geográficas que permite referirla en forma precisa, permitiendo evaluar la evolución en el tiempo de atributos de suelo y/o cultivo (Basso *et al.*, 2006). En AP se utilizan datos que provienen de mapas de rendimiento, altimetría, información puntual del estado del cultivo recogida en observaciones a campo o espacial por percepción remota y los resultados del

análisis de suelo. Por lo tanto, se requiere que los elementos gráficos de los mapas sean reagrupados en diversos estratos o capas de información como se representan en la **Figura 22.4**. Los SIG pueden combinar estos tipos de base de datos y generar mapas o esquemas para recoger e interpretar en forma planificada y sistemática la información relativa a sitios específicos. La información resultante es de gran utilidad en la planificación de las tareas de la AP.

Se requiere entrenamiento en el manejo de los SIG para utilizar todo su potencial. La capacidad de estos de proporcionar resultados en forma de mapas es una forma simple de interpretación visual. Esto es tan sólo una parte del análisis ya que, según los datos asociados y las herramientas para manipular esos enormes conjuntos de datos, constituyen instrumentos poderosos para organizar, analizar e interpretar la información. Además, se pueden establecer relaciones y tendencias localizando datos, midiendo distancias entre ellos, explorando como se relacionan las distintas variables o realizar predicciones mediante modelos.

22.6.2. Relevamiento de información espacial para segregar zonas de manejo

Una de las mayores dificultades de la AP es discriminar áreas homogéneas de manejo a ser tratadas en forma diferencial. Diversos atributos de suelo y del cultivo se plantean como herramientas útiles para segregar zonas de manejo (Melchiori *et al.*, 2009). La delimitación de las zonas de manejo se puede realizar mediante la integración de la información georreferenciada a partir de mapas (de rendimiento, fertilidad, conductividad eléctrica o profundidad de tosca, altimetría). Otras fuentes de información obtenida con sensores terrestres, imágenes satelitales y fotografías aéreas permiten estimar la variabilidad a escala de lote de diversos índices de vegetación. Las fuentes de información utilizadas se pueden agrupar en el relevamiento intensivo de cultivos (mapas de rendimiento e índices de vegetación obtenidos con sensores remotos) y de atributos edáficos (relevamiento de suelos y topográfico). En el relevamiento intensivo de cultivos se distinguen: (i) los mapas de rendimiento y (ii) los índices de vegetación obtenidos con sensores remotos. En el relevamiento de suelos se puede mencionar: mapas de suelo, modelos digitales de elevación, etc..

22.6.2.1. Mapas de rendimiento.

Los monitores de rendimiento mediante sensores específicos instalados en las cosechadoras determinan y almacenan datos recogidos mediante DGPS de rendimiento, velocidad de avance de la cosechadora, humedad del grano, superficie cosechada y registro horario. A partir de esta información se puede calcular el rendimiento promedio, mínimo y máximo, ponderarlo por la humedad del grano para realizar mapas de rendimiento de grano seco o húmedo, entre otros. En el país existen monitores nacionales que permiten mapear el contenido de proteína y aceite. La información recogida por los monitores se almacena en tarjetas de memoria y varía el número de datos recogidos dependiendo de la frecuencia con que los datos son registrados en dicha tarjeta. Cada píxel o sitio incluye el rendimiento del cultivo de una superficie equivalente al ancho de la plataforma de la cosechadora y una longitud que se corresponde al recorrido de la misma definido por el tiempo que tarda en almacenar dos datos consecutivos.

Los mapas de rendimiento se generan con “software” específico que procesa los datos recogidos por el monitor de rendimiento. La calidad de los mismos depende del nivel de capacitación de los operarios para obtener la información durante la cosecha, en la interpretación de resultados y filtrado de errores. La calibración previa del monitor de rendimiento en la adquisición de los datos es tan importante como las etapas de análisis e interpretación de resultados. El MSE se justifica cuando las zonas de manejo difieren en al menos un 20% del rendimiento promedio del lote y la superficie de dichas zonas es mayor a 5 ha (Porter *et al.*, 1998). La adopción del MSE se inició con el uso de mapas de rendimiento de varios años como una alternativa de bajo costo para discriminar zonas de manejo. Sin embargo, el patrón de variabilidad de los rendimientos puede diferir entre años y cultivos ya que diversos factores que afectan la productividad son el resultado de la interacción de diferentes fuentes de variabilidad (Godwin *et al.*, 2003). Entre ellas, las características del lote constituyen una fuente de variabilidad que se mantiene constante durante el ciclo del cultivo, como la composición textural, topografía, contenido de MO, profundidad efectiva, etc. Las fuentes de variabilidad controlables son los insumos como fertilizantes, semillas, plaguicidas, material genético, etc. Por último, las fuentes de variabilidad aleatorias no controlables corresponden con la variabilidad climática, tales como precipitaciones, temperaturas extremas, granizo, heladas, entre otras. Las múltiples respuestas de los cultivos a este conjunto de variables determinan que los mapas de rendimiento de una sola campaña sean poco concluyentes. Cuando se dispone de mapas de rendimiento de varios cultivos y años se logra caracterizar la productividad relativa a escala de lote para obtener los denominados mapas multi-temporales. En última instancia, los mapas de rendimiento sintetizan el impacto de condiciones naturales (clima y suelo) y de manejo de cultivos que se reflejan en la cantidad y calidad de la producción. Los mapas de rendimiento describen el comportamiento del cultivo ante diferentes fuentes de variabilidad, pero por sí mismos no explican las causas de heterogeneidad.

22.6.2.2. Índices de vegetación obtenidos con sensores remotos

La teledetección se basa en la adquisición de imágenes a través de sensores ópticos y radiométricos instalados en diversas plataformas. Los sensores remotos brindan información a distancias variables (metros a kilómetros) de objetos situados sobre la superficie terrestre. Los sensores útiles en AP son las imágenes satelitales, fotografías aéreas, cámaras de video y sensores terrestres. Cuando la radiación solar incide sobre un objeto la respuesta del espectro electromagnético se corresponde con propiedades físicas y químicas semejantes. De tal modo, el espectro electromagnético se puede subdividir en longitudes de onda del espectro visible (azul, verde y rojo) e infrarrojo. La radiación reflejada y determinada por distintos sensores en las longitudes de onda del rojo (R) e infrarrojo (NIR) permiten estimar diversos índices de vegetación como el índice de vegetación diferencial normalizado (NDVI; *Ecuación 22.1*). Estos índices permiten caracterizar diferentes tipos de estrés por incidencia de plagas, deficiencias nutricionales e hídricas que generan variabilidad de los patrones espaciales de cultivos y cambian de un año a otro.

$$\text{NDVI} = \frac{\text{NIR} - \text{R}}{\text{NIR} + \text{R}}$$

Ecuación 22.1

Los sensores remotos se diferencian por la resolución: (i) espectral o radiométrica (longitudes de onda del espectro electromagnético), (ii) espacial (tamaño del píxel o del objeto más pequeño que

permite distinguir) y (iii) temporal (período de revisita al mismo sitio). En función de la plataforma donde se acoplan los sensores se clasifican en: (i) imágenes satelitales, (ii) fotografías aéreas (aviones tripulados y no tripulados) y (iii) sensores terrestres. Con las imágenes satelitales y fotografías aéreas se puede capturar en una única toma la totalidad de un lote de producción. Con las imágenes satelitales georreferenciadas que incluyan las bandas del rojo, azul, verde e infrarrojo cercano se pueden delimitar zonas de manejo.

La principal ventaja de utilizar al cultivo como elemento diagnóstico es integrar los efectos climáticos, diversos tipos de estrés (deficiencias nutricionales e hídricas, insectos y enfermedades) y limitantes edáficas. Cuando el cultivo se encuentra próximo a la madurez, la senescencia se acelera en ambientes con mayores restricciones de recursos (agua, nutrientes). Limitaciones importantes pueden determinar que la etapa final de desarrollo del cultivo se adelante. La distribución en el lote de estos ambientes se suele asociar estrechamente con la heterogeneidad de los suelos. En consecuencia, las imágenes satelitales al comienzo de la senescencia de los cultivos se asocian con los mapas de rendimiento.

Las imágenes satelitales de alta resolución espacial y radiométrica son, por el momento, una opción de alto costo económico. Por otra parte, condiciones adversas que generan estrés en los cultivos pueden ocurrir en poco tiempo, dificultando las posibilidades de detección si en sucesivas visitas del satélite existe nubosidad. La precisión para discriminar ambientes se incrementa cuando se utiliza más de una imagen satelital, de varios años y cultivos, tal como se discutió para los mapas de rendimiento.

La fotografía aérea provee información espacial apropiada para caracterizar diferentes tipos de estrés en cultivos con alta resolución espacial y la posibilidad de programar el momento de captura de la imagen. En la interpretación cuantitativa de las fotografías se utilizan programas específicos de procesamiento de imágenes y se pueden generar distintos índices de vegetación. De tal modo, los índices de vegetación normalizados, obtenidos a partir de fotografías aéreas en etapas de senescencia del cultivo, se correlacionan con la disponibilidad de N y el rendimiento de trigo y maíz, y son de gran utilidad para delimitar zonas de manejo (Shanahan *et al.*, 2001; Urricariet y Zubillaga, 2002; Zubillaga y Urricariet, 2005).

El uso de vehículos aéreos no tripulados (VANT) se plantea como una alternativa promisoriosa para resolver algunas de las limitaciones de las imágenes satelitales y la fotografía aérea. El uso de los VANT es de gran potencial por su versatilidad y bajo costo, aunque aún está en etapas de experimentación. El uso de estos vehículos también se propone para el relevamiento de las malezas del lote en aplicaciones variables de herbicidas.

Las limitaciones en la utilización de los sensores montados sobre satélites y aviones llevaron al desarrollo de sensores terrestres. Existen dos tipos de sensores, que difieren en la procedencia de la radiación utilizada: (i) sensores pasivos (usan la radiación solar) y (ii) sensores activos (el sensor emite su propia radiación generando mayor autonomía). El uso de sensores activos permite obtener índices como el NDVI que se utilizan en refertilizaciones nitrogenadas de maíz (Melchiori *et al.*, 2009). En trigo, con el mismo sensor, se generaron algoritmos de recomendación de fertilización nitrogenada integrando la variedad, ciclo de cultivo, dosis de N y disponibilidad de agua (Melchiori *et al.*, 2007). Dentro del ámbito privado y en el INTA se están desarrollando sensores para la aplicación variable de herbicidas durante el barbecho.

22.6.2.3. Relevamiento de variabilidad en suelo

En el relevamiento intensivo de atributos edáficos se distinguen el relevamiento de suelos y topográfico. Los *mapas de suelos* convencionales, publicados normalmente por organismos oficiales (INTA), no se adecuan a la resolución requerida en AP. En MSE es necesario conocer el relevamiento detallado de los atributos de suelo y se aceptan como mínimo escalas 1:6.000 a 1:8.000 (Moore *et al.*, 1993). Frecuentemente los establecimientos cuentan con mapas obtenidos a escalas 1:15.000 ó 1:20.000 que con las metodologías de relevamiento tradicionales sería muy costoso adecuarlos a la escala requerida en MSE. Partiendo de otras fuentes de información como los mapas de rendimiento y/o imágenes satelitales de varios años esta adecuación es posible, permitiendo, además, discriminar con mayor precisión y detalle las unidades cartográficas. Los límites de estas unidades cartográficas indefectiblemente deben corroborarse a campo mediante calicatas. En un estudio realizado en suelos de la pampa arenosa, con un mapa de rendimientos multitemporal y un mapa de suelos a escala 1:20.000, se pudo ajustar otro de mayor detalle adecuado al MSE. Los ambientes discriminados como Hapludoles énticos con una capacidad de almacenamiento de agua útil de 78 mm m^{-1} se asociaron a rendimientos de maíz inferiores a 6 t ha^{-1} . En cambio, en los Hapludoles típicos con capacidad de almacenamiento de 121 mm m^{-1} , los rendimientos superaron las 12 t ha^{-1} y el contenido de arenas explicó el 61% de la viabilidad en rendimientos de maíz (Urricariet *et al.*, 2011).

Algunas propiedades de los suelos son muy estables y de escasa variabilidad en el tiempo; otras varían en el mediano plazo o fluctúan diariamente como la disponibilidad de nutrientes. Los mapas de suelo descriptos anteriormente no caracterizan diferentes factores que afectan la disponibilidad de nutrientes, como los efectos antrópicos, la historia previa de manejo o la variabilidad temporal. A tal fin, se utilizan mapas de fertilidad de suelos que reflejan la disponibilidad de atributos de suelo asociados a la respuesta del cultivo. Los mapas de fertilidad de suelos generados a partir de muestreos en grilla georreferenciada se obtienen con gran número de datos y análisis de la información con procedimientos específicos (*e.g.* geoestadística). En el caso de utilizar un muestreo dirigido se asume uniformidad de cada zona de manejo porque alguna causa predecible explica la segregación de las mismas y la disponibilidad de nutrientes se extrapola a la totalidad de cada una de ellas. Los mapas obtenidos por este último método son los más utilizados para diagnosticar la fertilidad de los suelos y decidir la dosis de fertilización por ambientes. En todos los casos el primer paso es discriminar el factor principal que limita la producción de cultivos (textura, fluctuaciones de la freática, erosión, profundidad efectiva).

Otras propiedades de los suelos, como la conductividad eléctrica, se asocian estrechamente al contenido hídrico, textura, salinidad y presencia de tosca. En la Argentina existen sensores eléctricos que miden la resistividad o conductividad eléctrica. Con estos procedimientos se pueden generar mapas de profundidad de tosca a bajo costo y en poco tiempo. En el SE de la provincia de Buenos Aires encontraron que la estructura espacial del contenido de humedad del suelo se asocia al contenido de arcillas, indicando que es posible segregar ambientes con los mapas de conductividad eléctrica (Peralta *et al.*, 2012).

La composición textural, capacidad de retención hídrica, profundidad del horizonte A, contenido de MO, profundidad efectiva y pH del suelo frecuentemente se asocian estrechamente con la topografía. Con un relevamiento topográfico detallado y georreferenciado se pueden construir los *modelos digitales de elevación* ("Digital Elevation Model", DEM), que son representaciones digitales de la superficie topográfica y una importante fuente de información de los SIG. Partiendo de datos de elevación,

con los DEM se puede derivar la pendiente, cota, curvatura (cóncava o convexa) y dirección de flujo y acumulación de agua y nutrientes que pueden explicar la variabilidad en el crecimiento de los cultivos (Kravchenko y Bullock, 2000). Esta información presenta mayor asociación con los rendimientos ante condiciones extremas de precipitaciones que afectan procesos de erosión o drenaje de los suelos.

Los DEM se proponen como una alternativa de bajo costo en relación con el muestreo intensivo de suelos con cuantiosos análisis de laboratorio de otros atributos de suelo. En AP son de utilidad atributos derivados de los DEM relacionados con el transporte de partículas, flujos de agua y nutrientes. Cuando los rendimientos son dependientes de las condiciones hídricas del suelo (e.g. retención hídrica, profundidad efectiva), los DEM explican una proporción variable de los mismos permitiendo segregar zonas de manejo (Kravchenko y Bullock, 2000; Franzen *et al.*, 2002). Por ejemplo, en experimentos de fertilización nitrogenada en suelos de la pampa arenosa, el DEM permitió explicar la variabilidad en altura de plantas de maíz (Urricariet *et al.*, 2004).

22.6.3. Tecnologías de aplicación de insumos en forma variable

La aplicación de insumos con tecnología MSE se realiza mediante mapas de prescripción. Estos mapas, almacenados en tarjetas de memoria, brindan la información necesaria para que el equipamiento mecánico realice la dosificación variable en forma autónoma. Existen dos alternativas para aplicar los insumos por zonas de manejo. La primera consiste en el muestreo y mapeo de los factores de producción a ser manejados en forma diferencial (e.g. mapas de fertilidad de suelos, mapa de malezas) y la posterior elaboración de mapas de prescripción para la aplicación variable de los insumos (e.g. fertilizantes, herbicidas). La otra alternativa es utilizar sensores directamente en el suelo o el cultivo para la aplicación variable de insumos en tiempo real.

6.3.1. Aplicación de fertilizantes

La aplicación de fertilizantes MSE es la tecnología de AP de mayor desarrollo en la Argentina. En la bibliografía internacional existen numerosas evidencias que muestran disminución del riesgo de pérdida de N por lixiviación con MSE (Bongiovanni y Lowenberg-DeBoer, 2001; Delgado *et al.*, 2005). Sin embargo, el ahorro de fertilizantes nitrogenados y la eficiencia en el uso del N presenta resultados muy dispares en MSE (Bongiovanni y Lowenberg-DeBoer, 2001; Muschietti Piana *et al.*, 2010).

En la Argentina, las herramientas tecnológicas para aplicar fertilizantes líquidos nitrogenados se adecuaron en poco tiempo acoplado las herramientas de dosificación variable a la maquinaria existente. A esto se sumaron las fertilizadoras con dosificación variable de fertilizantes sólidos nitrogenados y fosforados (**Figura 22.1**). Sin embargo, la mayor dificultad surge en la obtención del mapa de prescripción. El muestreo dirigido por zonas de manejo y la estimación de la dosis adaptando los métodos de diagnóstico zonales son la alternativa más utilizada (Urricariet y Zubillaga, 2013). El diagnóstico de la fertilidad nitrogenada mediante sensores remotos utilizando mediciones directas del canopeo del cultivo es objeto de recientes investigaciones. El mayor interés se asocia a la aplicación variable de N en tiempo real. Sin embargo, los resultados obtenidos no son concluyentes porque al cerrarse el canopeo con el desarrollo del cultivo, los índices espectrales, como el NDVI, son poco sensibles para determinar el estado nutricional del cultivo (Kamerer *et al.*, 2006; Melchiori, 2007; Pietrobón *et al.*, 2012).

En el caso de fertilizaciones MSE de P, utilizando el criterio de reposición del nutriente se puede generar el mapa de prescripción de fertilización con relativa facilidad mediante SIG. Con los mapas de rendimiento de varios años se define el rendimiento esperado de cada zona de manejo y conociendo el P exportado con el grano se puede asignar la dosis de P para cada zona de manejo.

22.6.3.2. Estructura de cultivos y densidad de plantas variable

El manejo por ambientes también incluye la elección de diferentes cultivos siguiendo el patrón de heterogeneidad del lote con el objetivo de maximizar la productividad en función a las limitantes de los ambientes discriminados. La elección del material genético por zonas de manejo está en consonancia con ofrecer las mejores condiciones en función del potencial de producción de los ambientes discriminados en el lote. Por ejemplo, en el SE de Buenos Aires es frecuente la presencia de tosca que presenta patrones de distribución extremadamente irregulares. En los ambientes con escasa profundidad efectiva se observó un mejor comportamiento a bajas densidades de plantas de maíz (Ross, 2012).

En la elección del número de plantas por zonas de manejo se requiere conocer las funciones de producción de cada área de manejo diferencial. En definitiva, en función de la expectativa de rendimiento de cada zona de manejo se adecua la densidad de plantas. Para variar la densidad de plantas se requiere maquinaria específica, cuya disponibilidad es creciente.

22.6.3.3. Aplicación variable de plaguicidas

La tecnología MSE implica realizar el control de malezas, insectos y enfermedades solamente en los sitios donde sea requerido. La forma más común de aplicación de herbicidas es uniforme por lote de producción. Sin embargo, el enmalezamiento frecuentemente no tiene un patrón de distribución uniforme en el lote, pudiendo presentarse en manchones irregulares en un mismo lote productivo, o abarcar pocas áreas con elevada densidad y otras áreas con niveles poblacionales bajos o nulos (Leguizamón, 2008). Por ejemplo, experiencias realizadas en EE.UU. mostraron gran variabilidad en la presencia de malezas en lotes de producción al momento de aplicar los herbicidas post-emergentes, con una superficie libre de gramíneas y malezas de hoja ancha del 70% y 30%, respectivamente (Johnson *et al.* 1995).

La aplicación de herbicidas en forma diferencial se basa en discriminar el suelo y/o rastrojo de las malezas mediante sensores remotos. El paso siguiente es transmitir a la pulverizadora los datos procesados por una computadora para determinar la presencia o ausencia de malezas. Esta metodología puede ser eficiente en aplicaciones previas a la emergencia de cultivos y no se adaptaría en aplicaciones de post-emergencia porque las características propias del sensor (cámara de video, fotografía, etc.) impiden distinguir entre cultivo y maleza. Los fundamentos discutidos anteriormente sobre el uso de sensores remotos son válidos en la aplicación diferencial de herbicidas. En un estudio realizado en Estados Unidos, la radiación reflejada en longitud de onda en NIR y R permitió estimar índices de vegetación y la aplicación variable resultó en una reducción del 30% y el 70% del uso de herbicidas dependiendo del tipo de cultivo y maleza (Biller, 1998).

La conveniencia económica de la implementación de un sistema de aplicación selectiva de herbicidas depende del grado de infestación de malezas y de la superficie afectada. Los resultados locales

de Moltoni y Moltoni (2005) determinaron que con un grado de enmalezamiento del 30% del lote (o menor), se justificaría económicamente la implementación del MSE de herbicidas. Sin embargo, la adaptación y adopción de local de esta tecnología presenta ciertas dificultades pese a la existencia de pulverizadoras de aplicación variable. Las principales limitaciones para la adecuada implementación del MSE de herbicidas radican mayormente en la dificultad de generar los mapas de prescripción de herbicidas (Cid y Moltoni, 2010). En este contexto, estos autores proponen el uso de vehículos aéreos no tripulados (VANT o UAV) como herramienta rápida y accesible para la obtención de imágenes aéreas para generar los mapas de prescripción.

22.6.3.4. Aplicación de riego diferencial

La ineficiencia de los sistemas de riego tradicionales en la aplicación de láminas de agua adecuadas resulta frecuentemente en pérdidas de N por lixiviación. El conocimiento de la heterogeneidad de las propiedades físicas asociado al uso de modelos, junto con la tecnología actual, permite mejorar el manejo del recurso hídrico aumentando la eficiencia en el uso del agua y nutrientes. Los equipos que miden conductividad eléctrica en tiempo real proporcionan información valiosa sobre la textura de los suelos y son de utilidad para caracterizar el contenido hídrico. Estas metodologías conjuntamente con los índices de cultivo son propuestas para adecuar los requerimientos hídricos y de fertilización nitrogenada en maíz y frutales por zonas de manejo (Best, 2006).

El riego de precisión y autónomo significa un importante avance en la eficiencia en el uso del agua y de nutrientes que se acrecienta cuando además están unidos a la fertilización por MSE. La mayor eficiencia al variar las láminas de riego se logra adecuándolas a la variabilidad del suelo de modo de programar y monitorear los equipos para que funcionen en forma autónoma. Como en los casos anteriormente descritos, la generación de información resulta indispensable para una adecuada implementación del riego variable en la Argentina. El riego de precisión es aplicable no sólo en la agricultura, sino también en ganadería para la producción de fardos en pasturas irrigadas (Salinas, 2012).

22.6.3.5. Aplicación variable de enmiendas

Las enmiendas son sustancias que incorporadas al suelo mejoran las condiciones físicas o físico-químicas aportando además nutrientes. En la corrección de la acidez de los suelos se utilizan carbonatos de calcio y magnesio que incrementan el pH del suelo al producir OH^- en la relación de equilibrio carbonatos-bicarbonatos. El otro tipo de enmienda mineral, que se aplica en la corrección de suelos alcalinos, es el yeso agrícola ($\text{SO}_4\text{Ca}_2\text{H}_2\text{O}$). En la corrección de suelos alcalinos la capa freática debe ser profunda, y si el drenaje está asegurado las sales son eliminadas por sucesivos lavados (precipitaciones). La corrección con yeso es engorrosa porque se utilizan volúmenes grandes (toneladas), razón por la cual surgió el interés en realizar aplicaciones variables. Por ejemplo, en experimentos realizados en la provincia de Santa Fe, en suelos salino-alcalinos, con un sistema automático de muestreo se generó un mapa utilizando una sonda de conductividad eléctrica. El mapa de conductividad eléctrica permitió generar un mapa de prescripción para la aplicación variable de yeso. En los ambientes con buen drenaje disminuyó el PSI, pH y CE. La variabilidad de los rendimientos de maíz y soja respondieron a la corrección del suelo siendo la aplicación variable de yeso una alternativa viable para la

recuperación de estos suelos (Gambaudo *et al.*, 2012). En la bibliografía se destaca la reducción de costos por aplicación variable de estas enmiendas. En la Argentina, no obstante, son prácticas poco difundidas.

22.7. Análisis económico de la agricultura de precisión (AP)

La mayoría de los estudios económicos sobre la tecnología de AP se han focalizado en el MSE de fertilizantes debido a que fue la primera tecnología comercializada y disponible para realizar análisis económicos. Los resultados publicados sobre la rentabilidad del MSE de nutrientes pueden ser difícil de interpretar debido a las diferencias en diseños experimentales y las consideraciones sobre los costos incluidos (Lowenberg DeBoer, 2002). Los estudios de factibilidad económica del MSE se pueden realizar mediante el método de presupuestos parciales (*Ecuación 22.2*) que consiste en deducir el diferencial de los costos del diferencial de los ingresos para estimar el incremento o la reducción en el margen bruto resultante de la adopción de esta nueva práctica productiva (Bongiovanni *et al.*, 2006). Es decir, comparando los costos e ingresos diferenciales generados con la tecnología de MSE, respecto del MU de fertilizantes (MSE vs MU).

$$\Delta \text{ margen} = \Delta \text{ ingresos} - \Delta \text{ costos}$$

Ecuación 22.2

donde Δ = diferencial, Δ margen = margen bruto.

El margen económico que resulta de la adopción de una herramienta de la AP puede ser estimado por unidad de área (*i.e.* ha) o para todo un lote. La información, que se pueda amortizar en varios años, se debe tratar como un bien durable como, por ejemplo, el DEM de un lote. La información se considera como un insumo más de la producción, como las semillas, los fertilizantes, los plaguicidas y el combustible y, por ello, es posible utilizar la metodología de los presupuestos parciales. Un aspecto clave es que la información sólo tiene valor en la medida en que produzca un cambio en la toma de decisiones (Bongiovanni *et al.*, 2006).

En el cálculo del margen bruto del MSE de fertilizantes, las mayores diferencias están dadas por: (i) el costo incremental de la información requerida (*e.g.* muestreo intensivo de suelos), (ii) la variación de costos por aplicación diferencial de fertilizantes, y (iii) la variación de ingresos debido al rendimiento diferencial del cultivo. Si bien el costo adicional de la información es un tema central, en algunos casos ha sido omitido. Generalmente, en los estudios de rentabilidad de la AP por el método de los presupuestos parciales resulta más difícil estimar los beneficios que los costos de la AP. Esto se debe a que, en la mayoría de los casos, la respuesta de rendimiento a alguna práctica de AP en un año dado puede variar considerablemente debido al clima (Bongiovanni, 2004). En última instancia, el resultado económico de la AP depende de la relación de precios insumo/producto, la heterogeneidad espacial del lote y proporción de zonas de manejo de la totalidad de la explotación y el nivel de insumos utilizados (*Ecuación 22.3*).

$$B = A_i [p_i f_i(x) - r_i x_i]$$

Ecuación 22.3

donde, B= beneficio económico, p= precio del producto, t= período, f= función de producción, i= sub-zonas de MSE, A= proporción de i del área total, x= cantidad de insumo y r= precio insumo.

Otro aspecto a tener en cuenta en el análisis económico de la AP es que su rentabilidad es sitio-específica. La rentabilidad de las tecnologías de AP difiere entre establecimientos por diferencias de suelos, manejo y microclima, y no es posible extrapolar estos resultados a otras zonas. Por lo tanto, es indispensable la realización de estudios de factibilidad económica en cada situación para determinar la conveniencia de la implementación local de esta tecnología (Bongiovanni *et al.*, 2006).

A modo de ejemplo, se incluye un análisis económico realizado a partir de los resultados obtenidos en estudios de fertilización nitrogenada según MU y MSE en cultivo de maíz conducidos en suelos de la pampa arenosa durante dos años experimentales (Muschiatti Piana, 2012). Se estimó el margen bruto diferencial (USD ha⁻¹) de acuerdo con la metodología de presupuestos parciales (**Cuadro 22.1**), mediante la cual se computan únicamente los ingresos y gastos diferenciales entre ambas tecnologías (diferencia entre MSE vs MU).

Cuadro 22.1. Estimación del margen bruto diferencial (MSE vs MU) por zonas de manejo. Fuente: elaborado en base a datos extraídos de Muschiatti Piana (2012). A-P: alta productividad, B-P: baja productividad.

	Año 1		Año 2	
	A-P	B-P	A-P	B-P
Δ Rendimiento (kg ha ⁻¹)	3100	200	2500	1100
Δ Ingreso bruto (USD ha ⁻¹)	604,5	39,0	487,5	214,5
Gastos comercialización (27 %)	163,2	10,5	131,6	57,9
Δ Ingreso neto (USD ha ⁻¹)	441,3	28,5	355,9	156,6
Δ Dosis diferencial urea (USD ha ⁻¹)	20,4	-7,9	33,9	-53,0
Δ Fertilización con dosificación variable (USD ha ⁻¹)	2,0	2,0	2,0	2,0
Δ Costos de información (USD ha ⁻¹)	10,0	10,0	10,0	10,0
Δ Gastos de cosecha (7%)	42,3	2,7	34,1	15,0
Total costos directos diferenciales (USD ha ⁻¹)	74,7	-3,2	80,1	-26,0
Δ Margen bruto (USD ha ⁻¹)	366,6	81,7	275,8	182,6

Δ= diferencial.

En el cálculo del margen bruto no se asignó costo de monitoreo de rendimiento por considerarse equipamiento frecuente en la mayoría de las cosechadoras actuales (Bragachini *et al.*, 2009). Se computaron los costos de información cuyo costo total asciende a 10 USD ha⁻¹, incluyendo: la interpretación de datos de rendimiento, delimitación de ambientes, muestreo de suelos dirigido, análisis de laboratorio, obtención del mapa de prescripción. Además, se dedujeron 2 USD ha⁻¹ adicionales por contratar el servicio de sembradora con dosificador variable como lo propuesto por Bragachini *et al.* (2009).

En síntesis, la AP se justifica cuando existe variabilidad natural identificable y medible a bajo costo, y cuando los ambientes discriminados no representen superficies muy pequeñas. Esta tecnología requiere de equipamiento específico y capacitación del personal involucrado para un manejo eficiente de los recursos disponibles. Por otra parte, el monitoreo electrónico de las operaciones realizadas brinda la oportunidad de optimizar la logística de las labores agrícolas, supervisión del trabajo

realizado y administración de insumos en forma eficiente en tiempo y espacio. La adopción de esta tecnología de procesos tiene potencial en la racionalización de los insumos siendo el capital más importante el conocimiento del agroecosistema. Tal como se definió en este capítulo, como tecnología de información representa, además, un beneficio en el nivel de análisis del sistema productivo. Por otra parte, al quedar documentados los insumos utilizados y la producción obtenida, se facilita el análisis de trazabilidad en los agroecosistemas.

22.8. Estudio de caso: riesgo de pérdida de nitratos por lixiviación en fertilizaciones nitrogenadas según manejo uniforme y sitio-específico en cultivo de maíz (extraído del trabajo de Tesis de Maestría de Muschietti Piana, 2012).

El estudio se llevó a cabo en suelos de la pampa arenosa con fertilizaciones nitrogenadas según MU y MSE. Se evaluó el contenido de N residual y potencialmente lixiviable para distintos escenarios climáticos y su asociación con atributos del cultivo de maíz. En un establecimiento al oeste de la provincia de Buenos Aires se seleccionaron cuatro lotes de producción de maíz en dos campañas agrícolas sucesivas (Año 1 y Año 2). Los cuatro lotes se consideraron como repeticiones y el diseño experimental fue en bloques con un arreglo anidado. De acuerdo con los mapas de rendimiento de varios años, en las posiciones topográficas de lomas los rendimientos de trigo, maíz y soja resultan entre 20-40% inferiores al promedio del lote, y se denominan zonas de manejo de baja productividad (B-P). En cambio, en las posiciones topográficas más bajas (media-loma y bajo), los rendimientos superan en 15-25% al promedio del lote y se denominaron zonas de manejo de alta productividad (A-P) (Mangas, 2006). En las zonas de baja productividad (B-P), predominan Hapludoles énticos, mientras que en las zonas de A-P, los Hapludoles típicos. En los últimos 10 años se realizó siembra directa en todos los lotes y la rotación de cultivos fue maíz-trigo/soja de segunda y soja de primera. La dosis de P se estimó con el criterio de reposición del nutriente exportado por el cultivo y la densidad de plantas se determinó en base a los rendimientos esperados de cada zona de manejo. Las dosis de N (*Cuadro 22.2*) se estimaron por el método de balance de

Cuadro 22.2. Dosis de N y P, densidad de plantas de maíz por zonas de manejo de baja productividad (B-P) y alta productividad (A-P) y tecnología de fertilización nitrogenada manejo sitio-específico (MSE) y uniforme (MU).

Zona de Manejo	Tecnología de fertilización	Posición topográfica	Densidad (plantas ha ⁻¹)	Dosis P (kg P ha ⁻¹)	Dosis N (kg N ha ⁻¹)
Año 1					
B-P	MSE	Loma	56000	39	67
B-P	MU	Loma	56000	39	117
A-P	MSE	Bajo	83000	57	132
A-P	MU	Bajo	83000	57	117
Año 2					
B-P	MSE	Loma	55000	31	60
B-P	MU	Loma	55000	31	99
A-P	MSE	Bajo	81000	52	124
A-P	MU	Bajo	81000	52	99

N (Meisinger, 1984). En la tecnología de fertilización según MU, la dosis de N correspondió al promedio del lote, siendo la misma para las zonas de B-P y A-P. Con la tecnología según MSE de N, la dosis se definió según potencial productivo de cada zona de manejo. El N residual es NO_3^- a post-cosecha del maíz hasta 1,5 m de profundidad y por debajo del 1,5 m se consideró N potencialmente lixiviable.

Las zonas de manejo presentaron diferencias en el contenido promedio de arenas del perfil del suelo (72% para B-P y 54% para A-P). En consecuencia, la capacidad de agua disponible (diferencia en el agua almacenada en 1 m del perfil entre capacidad de campo y punto de marchitez permanente) fue de 71 mm m^{-1} en las zonas de B-P y de 122 mm m^{-1} en las zonas de A-P. En las zonas de B-P, la limitante en el agua almacenada condicionó la respuesta a la fertilización nitrogenada y el N vegetal resultó similar entre tecnologías de fertilización. En cambio, el rendimiento en A-P/MSE fue mayor al MU, incrementándose también el N en grano (datos no mostrados). Las zonas de manejo presentaron diferencias significativas en el N inicial (**Cuadro 22.3**). La mayor eficiencia en el uso de N (EUN) se obtuvo en las zonas de manejo de B-P con tecnología MSE. En forma indirecta, se incrementó la eficiencia en el uso del agua (EUA) con MSE en ZMAP (**Cuadro 22.3**).

Cuadro 22.3. Rendimiento de maíz, nitratos a la siembra del maíz (N inicial), eficiencia de uso del N (EUN), y eficiencia de uso del agua (EUA) para las tecnologías de fertilización por zonas de manejo.

Zona de manejo y tecnología de fertilización	Rendimiento t ha^{-1}	N inicial $\text{kg N-NO}_3 \text{ ha}^{-1}$	EUN $\text{kg N kg}^{-1} \text{ Nd}^{-1}$	EUA $\text{kg mm}^{-1} \text{ ha}^{-1}$
Año 1				
B-P/MSE	7,6 c	50,4 b	49,9 a	17,3 c
B-P/MU	7,4 c	56,9 b	35,2 b	14,0 c
A-P/MSE	14,2 a	115,1 a	33,4 bc	25,0 a
A-P/MU	11,1 b	117,5 a	27,2 c	20,0 b
Año 2				
B-P/MSE	8,4 c	59,0 b	56,3 a	16,5 c
B-P/MU	7,3 d	75,9 b	35,5 b	13,7 c
A-P/MSE	13,8 a	108,2 a	34,7 b	27,2 a
A-P/MU	11,3 b	114,6 a	29,5 b	22,9 b

Letras distintas indican diferencias significativas entre tratamientos ($p < 0,05$).

A cosecha del cultivo, la concentración promedio de N-NO_3^- por debajo del 1,5 m de profundidad fue menor a 5 mg kg^{-1} en todos los tratamientos para el Año 1. En el Año 2, en las zonas de B-P, la concentración media de NO_3^- fue de 4 mg kg^{-1} en el estrato de 210-250 cm, y de 3 mg kg^{-1} de 250-280 cm con MSE de N; mientras que con MU fue de 7 y 6 mg kg^{-1} , respectivamente.

En el Año 1, el N residual no evidenció diferencias significativas entre tecnologías de fertilización en ambas zonas de manejo. En el Año 2, el contenido de N residual en promedio en B-P resultó un 32% menor ($p < 0,05$) con MSE que con MU, mientras que en las zonas de A-P no se detectaron diferencias entre tecnologías de fertilización (datos no mostrados). Sin embargo, al ponderar el N residual por la proporción de zonas de A-P y B-P por lote, con tecnología MSE de N se redujo en un 17% respecto del MU (**Figura 22.5**). En el Año 2, el contenido de N residual ponderado por la proporción de zonas A-P y B-P por lote, resultó en promedio de $52 \text{ kg N-NO}_3^- \text{ ha}^{-1}$ con MSE y fue menor ($p < 0,05$) al MU con $62 \text{ kg N-NO}_3^- \text{ ha}^{-1}$ en promedio (**Figura 22.5**).

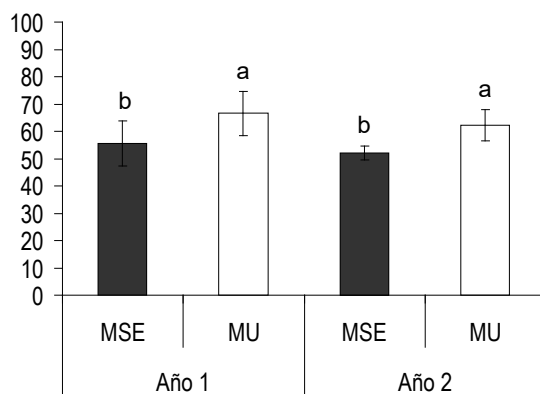


Figura 22.5. N residual ponderado por la proporción de cada zona de manejo dentro de los lotes para ambos años. Barras verticales indican error estándar y letras distintas indican diferencias significativas entre tratamientos ($p < 0,05$) en cada año experimental.

Con los resultados obtenidos se realizaron experimentos de simulación con el modelo NLEAP (“Nitrate Leaching and Economic Analysis Package”) para distintos escenarios climáticos (año seco, húmedo y promedio) (Shaffer *et al.*, 1991). La lixiviación anual de nitratos (NL) estimada con el modelo resultó en promedio para todos los tratamientos de 165, 88 y 39 kg N-NO₃⁻ ha⁻¹ para un escenario húmedo, promedio y seco, respectivamente; difiriendo de manera significativa (húmedo > promedio > seco) ($p < 0,05$). El mayor valor promedio de NL ($p < 0,05$) ocurrió en las zonas de B-P con MU de N bajo las condiciones climáticas de un escenario húmedo. Para dicho escenario, en las zonas B-P, la lixiviación resultó un 23% menor ($p < 0,05$) con la tecnología MSE respecto del MU (Figura 22.6). Para las condiciones climáticas de un escenario promedio, en las zonas de B-P se logró reducir la lixiviación en un 32% con la tecnología MSE, mientras que en las zonas de A-P no se detectaron diferencias (Figura 22.6). Por otra parte, en un escenario seco, no hubo diferencias significativas entre tecnologías de fertilización en cada zona de manejo. La NL para las zonas de B-P fue mayor que en las zonas de A-P ($p < 0,05$), y resultó en promedio de 140 y 54 kg N-NO₃⁻ ha⁻¹ respectivamente, para todos los tratamientos y escenarios climáticos (Figura 22.6).

Para el Año 2, la NL resultó en promedio para todos los tratamientos de 112, 45 y 45 kg N-NO₃⁻ ha⁻¹ para un escenario húmedo, seco y promedio, respectivamente, y difirieron significativamente (húmedo > promedio = seco). Para el escenario climático seco, en las zonas B-P con la tecnología MSE, la NL fue un 39% menor que con MU (Figura 22.7). Para las condiciones climáticas de un escenario húmedo, en las zonas de A-P con la tecnología MSE se redujo la NL en un 25% (Figura 22.7). A su vez, para las condiciones experimentales del Año 2, el N residual (0-1,5 m de profundidad) fue acumulado en un período seco, mientras que la mayor lixiviación de nitratos (> 1,5 m de profundidad) ocurrió en

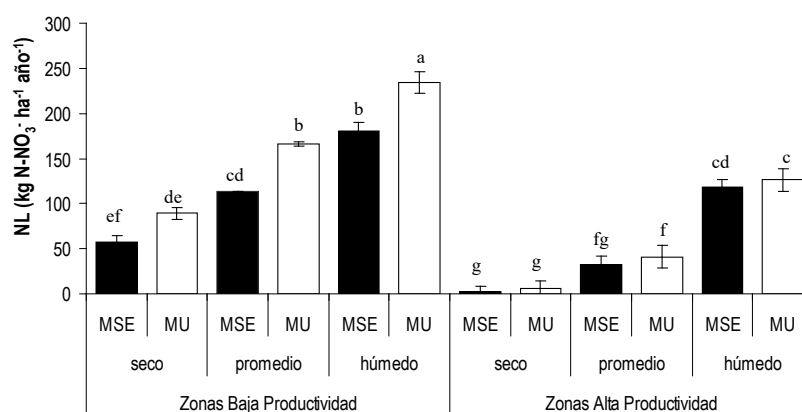


Figura 22.6. Nitrógeno lixiviado (NL) por zonas de manejo y tecnología de fertilización para tres escenarios climáticos en el Año 1 (año seco, húmedo y promedio). Las barras verticales indican error estándar. Letras distintas indican diferencias significativas ($p < 0,05$) entre tratamientos.

un escenario húmedo, y fue un 60% mayor que en un escenario promedio y seco (Figura 22.7). Es decir, que los N-NO_3^- acumulados en el perfil en estaciones secas resultaron posteriormente en pérdidas por lixiviación durante periodos de lluvias intensas. Estos resultados coincidieron con lo observado por Rimski-Korsakov *et al.* (2004) en experimentos de simulación con NLEAP.

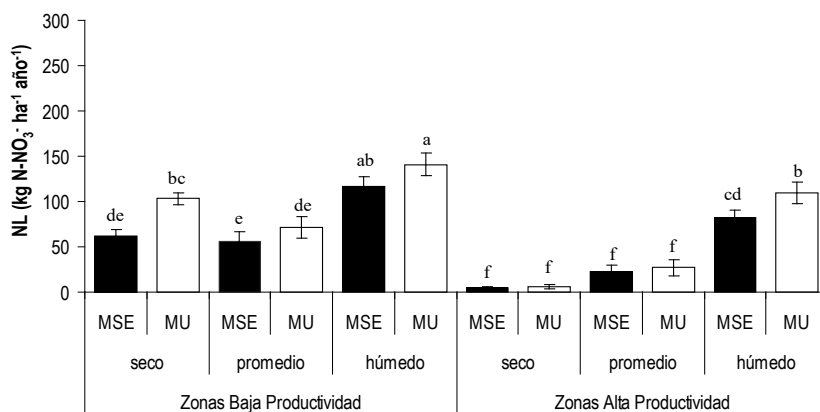


Figura 22.7. Nitrógeno lixiviado (NL) por zonas de manejo y tecnología de fertilización para tres escenarios climáticos en el Año 2 (año seco, húmedo y promedio). Las barras verticales indican error estándar. Letras diferentes indican diferencias significativas ($p < 0,05$) entre tratamientos.

Por último, la NL no sería constante en el tiempo, ya que el clima tuvo un efecto significativo sobre este proceso. Al ponderar el NL por la proporción de ocupación de las zonas de manejo dentro de cada lote, en MU resultó mayor que con MSE en todos los escenarios climáticos y años experimentales. La NL fue mayor a 90 kg N ha^{-1} en todos los tratamientos bajo las condiciones de un año húmedo indicando la necesidad de cambios en las prácticas de manejo del N en un escenario de abundantes precipitaciones. Teniendo en cuenta los registros históricos de la zona de estudio, la probabilidad de que ocurran precipitaciones hasta 650 mm durante el ciclo del maíz es del 80%, mientras que la ocurrencia de años con riesgo de lixiviación de N es del 28%. Es decir, que aproximadamente 3 de cada 10 años presentarían riesgo de lixiviación de N. Por último, se puede concluir que, a escala de lote, al considerar la proporción de ocupación de las zonas de manejo, la fertilización sitio-específica de N resultó beneficiosa, al reducir los nitratos residuales y el riesgo de lixiviación anual de nitratos, especialmente en periodos de abundantes precipitaciones. Además, independientemente del tratamiento y del escenario climático, las zonas de baja productividad (B-P) resultaron en un mayor riesgo de lixiviación que las zonas de alta productividad (A-P), resaltando la posibilidad de esta tecnología de identificar y manejar en forma diferencial zonas con riesgo de lixiviación a escala de lote.

Bibliografía

- Basso, B., Sartori, L. y Bertocco, M. (2007). *Manual de agricultura de precisión. Conceptos teóricos y aplicaciones prácticas*. (pp. 132). España: Editorial EUEDEMIA.
- Best, S. (2006). Tecnología de riego variable. En: Bongiovanni, R.J., Chartuni, E. Mantovani, Best, S. y Roel, A. (Eds.). *Tecnología de precisión: Integrando conocimientos para una agricultura moderna y sustentable*. (pp. 106-110). Montevideo, Uruguay: Editorial Procisur.
- Biller, R. H. (1998). Reduce input of herbicides by use of optoelectronic sensors. *J. Agric. Eng. Res.*, 71: 357-362.
- Bongiovanni, R. J. y Lowenberg-De Boer, R. (2001). Agricultura de precisión y sustentabilidad. Actas del VII Congreso Nacional de Maíz, Pergamino, Argentina, CD.
- Bongiovanni, R. J. (2004). Rentabilidad de la Agricultura de Precisión. Manfredi, Córdoba: INTA Ediciones 12 pp.

- Bongiovanni, R. J., Chartuni Mantovani, E., Best, S. y Roel, A. (2006). *Tecnología de precisión: Integrando conocimientos para una agricultura moderna y sustentable*. (pp. 242). Montevideo, Uruguay: Editorial Procisur.
- Bragachini, M. (2012). Novedades y tendencias de la maquinaria agrícola y agropartes 2012. Análisis del mercado actual y prospectivo. Mercado interno y exportación. Recuperado de: <http://www.cosechaypostcosecha.org/data/articulos/maquinaria/NovedadesYTendenciasMaquinariaAgricolaYAgropartes2012.pdf>
- Bragachini, M. (2010). Rol de la red agricultura de precisión en el proceso productivo y sobre el desarrollo de la maquinaria agrícola argentina y su futuro hacia la competitividad global. Actas del IX Curso Internacional de Agricultura de Precisión, Argentina, pp. 1-11.
- Bragachini, M., Méndez, A., Scaramuzza, F., Vélez, J. P. y Villaroel, D. (2009). Determinación de la viabilidad económica de la tecnología de dosis variable de insumos en maíz. Actas del X Congreso Argentino de Ingeniería Rural y II del MERCOSUR, Rosario, Argentina, pp. 1839-1844.
- Brouder, A. (1999). Applying site – specific management in soil fertility research and developing management Information for variable rate technologies. Proceedings of Information Agriculture Conference, Purdue University, 321 pp.
- Cid, R. E., Moltoni, A. y Fiuca, A. M. (2010). El camino hacia una agricultura con maquinarias autónoma: el control de malezas. Actas del IX Curso de Agricultura de Precisión y IV Expo de Máquinas Precisas. INTA Manfredi, Córdoba, Argentina, pp.66-86.
- Claret, M., Best, S. y León, L. (2006). Sistemas de posicionamiento global (GPS). En: Bongiovanni, R., Chartuni Mantovani, E., Best, S. y Roel, A. (Eds.). *Tecnología de precisión: Integrando conocimientos para una agricultura moderna y sustentable*. (pp. 23-37). Montevideo, Uruguay: Editorial Procisur.
- Delgado, J. A., Khosla, R., Bausch, W. C., Westfall, D. G. y Inman, D. J. (2005). Nitrogen fertilizer management based on site-specific management zones reduces potential for nitrate leaching. *J. Soil Water Conserv.*, 60: 402-410.
- Eghball, B. y Varvel, G. E. (1997). Fractal analysis of temporal yield variability of crop sequences: implications for site-specific management. *Agron. J.*, 89: 851-855.
- Fotheringham, A. S. (2009). The problem of spatial autocorrelation and local spatial statistics. *Geograph. Analy.*, 41: 398-403.
- Franzen, D. W., Hopkins, D. H., Sweeney, M. D., Ulmer, M. K. y Holvorson, A. D. (2002). Evaluation of soil survey scale for zone development of site specific nitrogen management. *Agron. J.*, 94: 381-389.
- Gambaudo, S., Fontanetto, H., Sosa, N., Albrecht, J., Boschetto, H., Forni, M. y Boretto, D. (2012). Aplicación de enmiendas por ambientes en los suelos halomórficos. Actas del XXIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Mar del Plata, Argentina.
- Gebbers, R. y Adamchuk, V. I. (2010). Precision agriculture and food security. *Science*, 327: 828-831.
- Godwin, R. J., Wood, G. A., Taylor, J. C., Knight, S. M. y Welsh, J. P. (2003). Precision farming of cereal crops: a review of a six-year experiment to develop management guidelines. *Biosys Engin.*, 84: 375-391.
- Goovaerts, P. (1997). *Geostatistics for natural resources evaluation*. Nueva York, USA: Oxford University Press, 512 pp.
- Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria-INTA. (2012). Manfredi. Recuperado de: <http://intainforma.inta.gov.ar/?p=12734>
- Jaramillo, D. (2003). *Introducción a la Ciencia del Suelo*. Medellín, Colombia: Universidad Nacional de Colombia, Sede Medellín, 619 pp.
- Jaramillo, D. (2011). *El suelo: origen, propiedades, espacialidad*. Medellín, Colombia: Universidad Nacional de Colombia Sede Medellín, 553 pp.
- Johnson, G. A., Mortensen, D. A. y Martin, A. R. (1995). A simulation of herbicide use based on weed spatial distribution. *Weed Res.*, 35: 197-205.
- Kamerer, A. C., Di Bella, B. M. y Melchiori, R. J. M. (2006). El desplazamiento del borde rojo en el diagnóstico del estado de nutrición nitrogenada en maíz. Actas del XX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Salta, Argentina.

- Kerry, R. y Oliver, M. A. (2004). Average variograms to guide soil sampling. *Intern. J. Applied Earth Observ. Geoinform.* 5: 307-325.
- Koch, B., Khosla, R., Frasier, W. M., Westfall, D. G. y Inman, D. (2004). Economic feasibility of variable-rate nitrogen application utilizing site-specific management zones. *Agron. J.*, 96: 1572-1580.
- Kravchenko, A. N. y Bullock, D. G. (2000). Correlation of corn and soybean grain yield with topography and soil properties. *Agron. J.*, 92: 75-83.
- Kravchenko, A. N., Robertson, G. P., Thelen, K. D. y Harwood, R. R. (2005). Management, topographical, and weather effects on spatial variability of crop grain yields. *Agron. J.*, 97: 514-523.
- Leguizamón, E. (2008). La ecología de malezas y la agricultura de precisión. Actas del VIII Curso de Agricultura de Precisión y III Expo de Máquinas Precisas. INTA Manfredi, Córdoba, Argentina.
- Lowenberg-Deboer, J. (2002). Precision Farming or Convenience Agriculture. Precision Farming Newsletter. Site-Specific Management Center, Purdue University, USA, pp. 1-17.
- Mangas, G. J. L. (2006). El valor de la Agricultura de Precisión: Una visión desde los usuarios. Actas del 1^{er} Simposio Argentino de reconocimiento y manejo de la heterogeneidad ambiental. Estado actual y perspectivas futuras. Mundo Agro: Tecnología y Sustentabilidad. Buenos Aires, Argentina, pp. 287-292.
- Meisinger, J. J. (1984). Evaluating plant-available nitrogen in soil crops system. En: Hauck, R. D. (Ed.). *Nitrogen in crop production*. (pp. 391-416). Wisconsin, USA: ASA-CSSA-SSSA.
- Melchiori R. J. y Echeverría, H. (1998). Variabilidad espacial en algunas propiedades del suelo. Asociación con las variaciones en el rendimiento del trigo. Unidad Integrada INTA Balcarce. Argentina.
- Melchiori, R. J. (2007). Estado actual del manejo sitio-específico de nitrógeno en Argentina. Actas del VIII Curso de Agricultura de Precisión y II Expo de Máquinas Precisas. INTA Manfredi, Córdoba, Argentina, pp. 77-84.
- Melchiori, R. J., Albarenque, S., Schulz, G. y Kemerer, A. (2009). Determinación de zonas de manejo mediante relevamiento de suelos y herramientas informáticas. Actas del Congreso de Agroinformática, XXXVIII JAIIO, Mar del Plata, Buenos Aires, Argentina, CD.
- Moltini, A. y Moltini, L. (2005). Pulverización selectiva de herbicidas: implicancias tecnológicas y económicas de su implementación en la Argentina. Actas del VIII Congreso Argentino de Ingeniería Rural. Merlo, San Luis, CD.
- Moore, I. D., Gessler, P. E., Nielsen, G. A. y Peterson, G. A. (1993). Soil attribute prediction using terrain analysis. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 57: 443-52.
- Muschietti Piana, M. P. (2012). Riesgo de pérdida de nitratos por lixiviación en fertilizaciones nitrogenadas según manejo uniforme y sitio-específico del cultivo de maíz (*Zea mays* L.). Tesis de Magister Scientiae. Escuela para Graduados, Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires, 108 pp.
- Muschietti Piana, M. P., Cipriotti, P. A., Rimski-Korsakov, H., Niborski, M. y Urricariet, S. (2010). Fertilización con dosis variable. Optimizando la eficiencia de uso del agua y del nitrógeno del maíz. *Revista Fertilizar*, 16: 21-25.
- Pietrobon, M., Barbieri, P. A., Andrade, F. H. y Echeverría, H. E. (2012). Prácticas de manejo y eficiencia de uso de nitrógeno en granos de maíz (*Zea Mays* L.). Actas del XIX Congreso Latinoamericano de la Ciencia del Suelo. Mar del Plata, Argentina, CD.
- Peralta, N. R., Costa, J. L. y Castro, F. M. (2012). Interpretación de la conductividad eléctrica aparente para la delimitación de zonas de manejo en el sudeste bonaerense. *IAH*, 6: 15-19.
- Porter, P. M., Lauder, J. G., Huggins, D. R., Oplinger, E. S. y Crookston R. K. (1998). Assessing spatial and temporal variability of corn and soybean yields. *J. Prod. Agric.*, 11: 359-363.
- Rimski-Korsakov, H., Rubio, G. y Lavado, R. S. (2004). Potential nitrate losses under different agricultural practices in the pampas region, Argentina. *Agric. Waste Manage.*, 65: 83-94.
- Ross, F. (2012). Densidad de plantas de maíz: ajuste por ambiente. *IAH*, 8: 11-14.
- Salinas, A. A. (2012). Las claves del riego de precisión. Recuperado de: <http://www.lasbases.com/sitio/?p=3296>.

- Shaffer, M. J., Halvorson, A. D. y Pierce, F. J. (1991). Nitrate leaching and economic analysis package (NLEAP): Model description and application. En: Follet, R. F., Keeney, D. R. y Cruse, R. M. (Eds.). *Managing nitrogen for groundwater quality and farm profitability*. Madison, Wisconsin, USA: SSSA, 357 pp.
- Shanahn, J. F., Schepers, J. S., Francis, D. D., Varvel, G. E., Wilhelm, W. W., Tringe, J. M., Schlemmer, M. R. y Major, D. J. (2001). Use of remote-sensing imagery to estimate corn grain yield. *Agron. J.*, 93: 583-589.
- Stenger, R., Priesack, E. y Beese, F. (2002). Spatial variation of nitrate-N and related soil properties at the plot scale. *Geoderma*, 105: 259-275.
- Urricariet, S. y Zubillaga, M.M. (2002). Effect of nitrogen fertilization on corn crop reflectance and transmittance. En: Actas del XIX International Symposium on Remote Sensing of Environment. Buenos Aires, Argentina, CD.
- Urricariet, S., Presutti, M., Rosatto, H., Amado, M., Niborski, M. y Botta, G. (2004). Uso del modelo digital de elevación y mapa de suelos para un manejo sitio-específico de la fertilización nitrogenada en maíz. En: Navone, S. M., Rosatto, H. G. y Vilella, F. (Eds.). *Teledetección aplicada a la problemática ambiental argentina*. (pp. 85-95). Buenos Aires, Argentina: Editorial Facultad de Agronomía.
- Urricariet, S. y Zubillaga, M. (2007). Fundamentos de la agricultura de precisión. En: Prystupa, P. (Ed.). *Tecnología de la fertilización de cultivos extensivos en la Región Pampeana*. (pp. 135-159). Buenos Aires, Argentina: Editorial Facultad de Agronomía.
- Urricariet, S., Noborski, M. y Kvolek, C. M. (2011). Atributos de suelo y paisaje asociados a la variabilidad de rendimientos de maíz en la pampa arenosa. *Cienc. Suelo (Argentina)*, 29: 49-59.
- Urricariet, S. y Zubillaga, M. M. (2013). Manejo de la fertilización por ambientes. En: Álvarez, R., Prystupa, P., Rodríguez, M. B. y Álvarez, C. R. (Eds.). *Fertilización de cultivos y pasturas. Diagnóstico y recomendación en la Región Pampeana*. (pp. 443-470). Buenos Aires, Argentina: Editorial Facultad de Agronomía.
- Zubillaga, M. M. y Urricariet, S. (2005). Assessment of nitrogen status in wheat using aerial photography. *Comm. Soil Sci. Plant Anal.*, 36: 1787-1798.

M. del Pilar Muschietti Piana y Patricia L. Fernández

23.1. Introducción

El ciclado biogeoquímico de nutrientes es uno de los servicios ecosistémicos. Su función es la regulación de nutrientes, almacenando y reciclando los mismos e incide en el mantenimiento de la calidad del suelo y de la productividad de los agroecosistemas.

La intervención del hombre en un ecosistema natural puede derivar en un agroecosistema. Dichas intervenciones pueden modificar su funcionamiento en lo que respecta a la productividad primaria neta (PPN), la cantidad y distribución espacio-temporal de reservorios, la circulación y entradas y salidas de nutrientes, entre otras. El manejo que se realice en el agroecosistema determina la calidad y cantidad de bienes y servicios. Algunas prácticas, como el laboreo del suelo, la aplicación de fertilizantes, y la realización de quemadas, pueden modificar directamente los ciclos biogeoquímicos de los nutrientes del sistema.

En este capítulo se describirán los ciclos del carbono (C), del nitrógeno (N) y del fósforo (P), incluyendo algunas estimaciones de los flujos dentro del agroecosistema. También se describirá cómo algunas decisiones de manejo son responsables de las magnitudes de las entradas y de las salidas de los nutrientes en los sistemas de producción.

23.2. Ciclo del carbono

El C es un nutriente esencial para las plantas que es capturado desde la atmósfera en su forma gaseosa de CO_2 . El proceso mediante el cual el C es capturado y fijado en las plantas es la fotosíntesis y es realizado por los productores. Para la fotosíntesis no sólo se requiere de la captura de CO_2 del aire, sino también de la energía solar (energía fotoquímica) y de los nutrientes que provienen del suelo, que en conjunto permiten a las plantas la síntesis de lignina, celulosa, proteínas y otras sustancias orgánicas para el desarrollo de sus estructuras. De este modo, la fotosíntesis es uno de los procesos más importantes de la PPN lograda en los ecosistemas. La PPN representa la energía que entra al sistema y que queda disponible para los organismos heterótrofos.

Los productores en los agroecosistemas están representados por cultivos anuales, pasturas o pastizales, plantaciones forestales y vegetación espontánea (*Figura 23.1*). Estos generan biomasa mediante la fotosíntesis, y cuando una proporción de esa biomasa es de interés comercial, se cosecha, determinando salidas de nutrientes del agroecosistema; mientras que otra parte denominada residuo orgánico, permanece en el agroecosistema. Cuando la biomasa vegetal muere, pasa a constituir los residuos orgánicos (rastros). Los descomponedores (bacterias, hongos) actúan sobre dichos residuos orgánicos, y a partir de ellos obtienen energía para su actividad metabólica. Durante su descomposición se liberan nutrientes y se emite CO_2 , producto de la respiración microbiana. Parte del C que constituye los residuos orgánicos es asimilado por los microorganismos para formar parte de sus propios tejidos, los cuales pasarán a formar parte de la materia orgánica del suelo (MO). Todo este proceso se deno-

mina humificación y es en este punto en el cual se considera que ingresa C al sistema. A su vez, los microorganismos consumen la MO humificada del suelo (mineralización), perdiéndose una parte a la atmósfera como CO_2 y resultando en una salida del C de los sistemas (Figura 23.1).

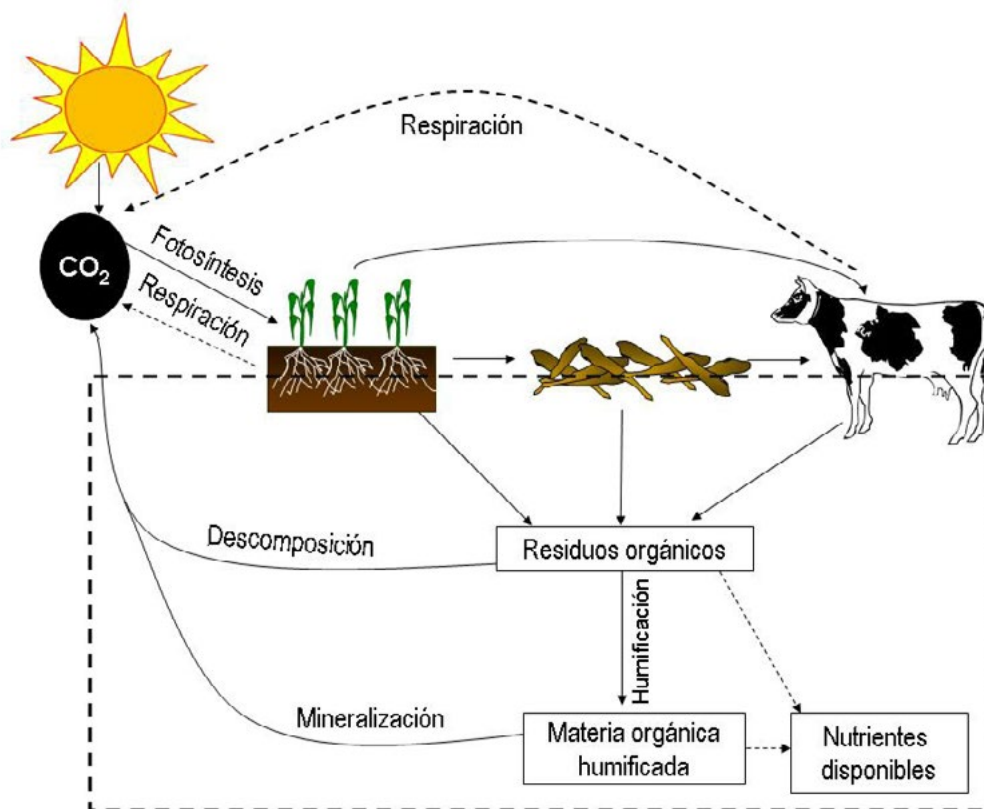


Figura 23.1. Ciclo del carbono, principales entradas (flechas llenas) y salidas (flechas punteadas), y ciclado interno (rectángulo punteado). Elaboración personal.

Durante la descomposición y la mineralización hay liberación de nutrientes como el N que queda disponible en el suelo en sus formas de amonio (NH_4^+) y nitratos (NO_3^-), al igual que otros elementos que quedan disponibles para ser absorbidos por las plantas. Estas formas disponibles de nutrientes también pueden ser asimiladas por los microorganismos e incorporada a los tejidos microbianos (biomasa del suelo), proceso al que se denomina inmovilización (Ver ciclo del nitrógeno).

Evidentemente, el ciclo del C representa el punto inicial para comprender las generalidades de los ciclos de otros nutrientes. Alguna parte de sus ciclos confluyen en determinados procesos, y en general coinciden con lo que denominamos ciclado interno. Los tramos que circulan separadamente hacen referencia a las entradas y salidas de los sistemas (Asner *et al.*, 1997).

El suelo, en áreas de climas templados, es el mayor reservorio de C como componente de la MO en los agroecosistemas (Burke *et al.*, 1989), aproximadamente el 58% de la MO es C. Este reservorio aumenta en la medida que los residuos orgánicos son descompuestos por los organismos del suelo y luego humificados. El balance del C del suelo surge por la diferencia entre la cantidad de C que ingresa al suelo como residuo vegetal (humificación) y las salidas que se generan por respiración microbiana (mineralización). La PPN y la MO son probablemente el flujo y el componente estructural más impor-

tante del ecosistema y se encuentran estrechamente relacionadas. La PPN representa las entradas de C al ecosistema, define la energía disponible para el resto de los niveles tróficos (Odum, 1969), y determina la cantidad de residuo orgánico que es pasible de ser humificado. Por otro lado, la MO pueda influir sobre la PPN a través de sus efectos sobre las condiciones de fertilidad del suelo.

En ecosistemas naturales, el balance de C se encuentra en su estado clímax. La cantidad de C orgánico del suelo en su clímax depende de los factores formadores del suelo como son el clima, el relieve, la vegetación y los organismos, el material parental y el tiempo (Stevenson, 1986). En la región pampeana, las entradas de C orgánico al suelo están determinadas principalmente por el clima. En esta región, las precipitaciones se incrementan de oeste a este determinando el aumento de la PPN de la vegetación en este sentido. Por ello, las precipitaciones resultan el principal factor de regulación de las entradas de MO al suelo. La temperatura tiene una incidencia menor en la regulación de la PPN, pero es determinante en la relación con la actividad microbiana y la vía de salida (Álvarez *et al.*, 2001; Álvarez, 2005).

En los agroecosistemas, en cambio, los niveles iniciales de C orgánico se modifican marcadamente con la actividad antrópica. Cuando un suelo se coloca bajo producción, se observan caídas significativas en su contenido de C orgánico (Andriulo y Cordone, 1998; Álvarez 2001; Álvarez *et al.*, 2011). Sin embargo, estas caídas en el contenido de C pueden ser restituidas de manera total o parcial de acuerdo al manejo que se realice en el agroecosistema (Lal *et al.*, 1995). A su vez, la agricultura contribuyó durante muchos años con la emisión de CO₂ desde los suelos debido a las actividades agropecuarias. Sin embargo, los suelos son potenciales sumideros de C de la atmósfera. El secuestro de C del aire en el suelo contribuiría a mitigar el efecto invernadero (Lal, 2004).

23.2.1. Vías de entradas de carbono

Como ya se ha mencionado, el contenido de C orgánico del suelo depende exclusivamente del aporte de la vegetación, siendo este un factor principal en la determinación del desarrollo de la estructura, la estabilidad, y del contenido de C del suelo. Así, cambios de la PPN debido a cambios en el uso del suelo pueden alterar la entrada de residuos orgánicos al suelo y el ingreso de MO. Los aumentos en los rendimientos de los cultivos a través del mejoramiento genético, la aplicación de fertilizantes, o de los cambios en las prácticas de manejo, retribuirían con un efecto positivo sobre los niveles de MO a través del retorno de una mayor cantidad de residuos vegetales. Sin embargo, la entrada de residuos vegetales a los agroecosistemas pampeanos es, en general, reducida debido a que los sistemas de producción se basan en esquemas de cultivos anuales (Ver Capítulo 3). Es así que el contenido de C del suelo se relaciona con la cantidad de cultivos que se realicen por año. La intensificación de cultivos significa un aumento de la PPN y una mayor entrada de C orgánico al suelo.

El pasaje de un sistema agrícola a un sistema agrícola-ganadero significa la inclusión de pasturas en la rotación. La permanencia continua de vegetación viva implica una mayor retribución al suelo con C orgánico. La partición de C de los cultivos agrícolas difiere de las pasturas. En promedio para trigo, soja y maíz, el 59% del C se encuentra en la parte aérea del cultivo y sólo el 41% en las raíces. En las pasturas este orden se invierte al 33 y 67%, respectivamente. En las pasturas, los incrementos de C se observan a los 3-4 años y se dan más específicamente en la fracción lábil (**Figura 23.2**). Otra estrategia para el incremento de C orgánico en el suelo es la aplicación de abonos orgánicos (e.g. estiércol

animal). La aplicación de abonos orgánicos se realiza en grandes volúmenes, siendo esta práctica muy utilizada en sistemas de producción intensiva.

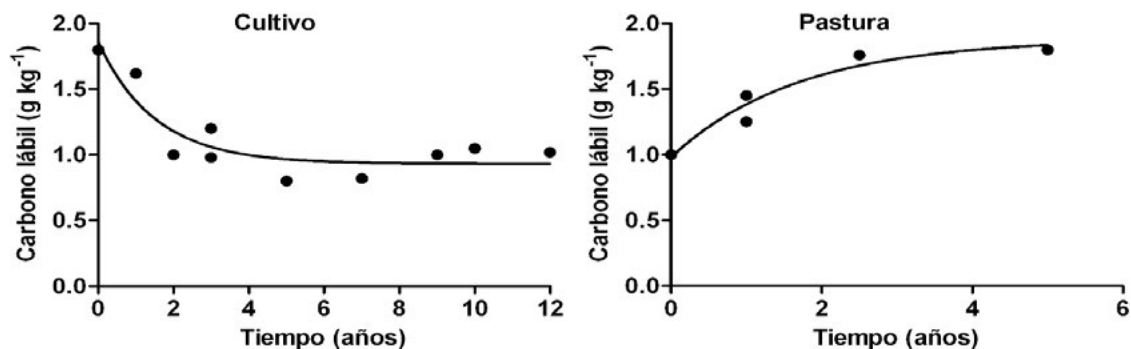


Figura 23.2. Evolución de la fracción lábil de carbono en un experimento de rotaciones realizado en Balcarce (provincia de Buenos Aires) para (a) un ciclo agrícola (posterior a la pastura) y (b) bajo pastura. Adaptado de Studdert et al. (1997).

La relación C/N de los residuos determina su calidad y afecta su dinámica de descomposición. La descomposición es un proceso que involucra la conversión de C y de N en tejido microbiano, por lo que condiciona la tasa de entrada de C al suelo. Los residuos con relación C/N mayor a 30 resultan en un bajo contenido de N mineral, lo que puede determinar la inmovilización neta de N por los microorganismos. Por otro lado, relaciones C/N por debajo de 20 conducen a un aumento de N mineral y una mineralización neta de N. Cuando se mantiene o mejora la fertilidad del suelo por aplicación de fertilizantes también se puede mantener o mejorar el contenido de C en el suelo (Lal et al., 1995). Cuando un residuo vegetal se descompone, aproximadamente el 50% del C de sus estructuras se emite en forma de CO₂, mientras que el otro 50% es incorporado en la biomasa microbiana. Esta última puede ingresar en la MO del suelo, y de este modo al sistema.

23.2.2. Vías de salida de carbono

Las salidas de C desde los agroecosistemas se producen como CO₂, producto de la mineralización de la MO humificada. La actividad de los microorganismos que intervienen en este proceso es determinada principalmente por la temperatura, con efectos menos marcados por el contenido hídrico del suelo. La mayoría de los residuos de las plantas se descomponen rápidamente en la superficie del suelo. La salida de CO₂ que se produce como resultado de la descomposición no es una pérdida neta de C del sistema.

En los suelos bajo producción agrícola, las labranzas pueden conducir a pérdidas de MO muy importantes. La siembra directa ha mostrado incrementos de C orgánico de alrededor del 10% (Álvarez, 2005). Esto puede atribuirse, en parte, a la menor temperatura del suelo bajo este sistema de labranza por presencia de residuos vegetales en superficie que producen mayor reflectancia y de esta manera disminuir la tasa de salida. En cambio, en los sistemas con remoción y exposición del suelo por la incorporación del rastrojo, se produce un aumento de la temperatura originando aumentos de la emisión de CO₂. Sin embargo, no todo el CO₂ que es emitido se debe a la pérdida de MO humificada, sino que una porción es atribuida a la descomposición de residuos vegetales (Álvarez et al., 2001).

El flujo de C a la atmósfera debido a la deforestación depende no sólo de la tasa de deforestación y de la superficie del ecosistema natural afectado, sino también del destino de uso de las tierras deforestadas. El análisis de los cambios en el uso del suelo involucra el flujo de C que incluye la conversión del ecosistema natural a agricultura permanente, el cambio entre cultivos y pasturas, las situaciones degradadas de cultivos y pasturas, la extracción de madera, y el establecimiento de plantaciones forestales (Stevenson, 1986). En algunos casos, cuando los bosques son desmontados para realizar agricultura, una importante porción de la biomasa aérea es quemada, liberando CO_2 de manera inmediata. Cuando la madera es cosechada, la biomasa remanente, aérea y subterránea, es descompuesta a una tasa altamente dependiente del clima, mientras que otra parte de la MO descompuesta pasa a formar MO resistente, como cualquier residuo de cultivo. Los disturbios del suelo asociados a plantaciones forestales resultan en una pérdida neta de C (Lal *et al.*, 1995). Cuando se elimina la vegetación original de un ecosistema y se pone bajo producción, disminuye el contenido de MO del suelo. La caída de la MO es más rápida durante los primeros años de uso agrícola, luego la tasa de pérdida se hace más lenta y tiende a un equilibrio (Álvarez y Steinbach, 2006).

Otra vía de salida del C de los agroecosistemas ocurre mediante procesos de erosión. En estos casos, la MO se pierde del sistema unida a las partículas del suelo. Esta pérdida es relevante en sitios con considerable pendiente y factores predisponentes a proceso de erosión. Cuando ocurren este proceso y estas pérdidas, se observa también en una reducción de productividad del sistema (Andriulo *et al.*, 2001).

3. Ciclo del nitrógeno

El N es un componente clave de la molécula de proteína, sobre la cual se basa la vida. Es un elemento esencial de los aminoácidos, los ácidos nucleicos y la clorofila de las plantas, y generalmente es adquirido desde el suelo por las plantas en cantidades mayores a cualquier otro elemento. Es un importante constituyente de la atmósfera y presenta un ciclo biogeoquímico muy complejo (**Figura 23.3**). El ciclo del N se produce en un continuum suelo-planta-animal dentro de los ecosistemas terrestres, y puede ingresar (vías de entradas) o perderse (vías de salidas) de los ecosistemas (McNeill y Uncovich, 2007).

Las plantas y los microorganismos absorben el N disponible en sus formas minerales (NO_3^- y NH_4^+) de la solución del suelo. Estas formas de N disponible ocurren a través de la descomposición de los residuos orgánicos y de la mineralización de la MO. Estos procesos son mediados por la biomasa microbiana. Por un lado, la biomasa microbiana viva proporciona las enzimas necesarias para la descomposición, mientras que la biomasa microbiana muerta representa un compartimento lábil de N del suelo.

Las principales vías naturales de entrada del N a un ecosistema ocurren mediante la fijación biológica de N gaseoso (N atmosférico, N_2), y en menor proporción por la deposición de polvo (deposición seca), y por el agua de lluvia (deposición húmeda) (Galloway *et al.*, 2003). La actividad humana tiene un impacto directo en la cantidad de N que ingresa en un agroecosistema, por ejemplo a través de la aplicación de fertilizantes nitrogenados, el aumento de la productividad y la superficie sembrada con cultivos fijadores de N_2 . Las pérdidas de N desde los agroecosistemas pueden ocurrir en fases líquidas, sólidas o gaseosas. El N en forma de nitrato (NO_3^-), y el N orgánico disuelto y soluble, pueden perderse del sistema por lixiviación. Otra vía de salida es consecuencia de procesos de erosión hídrica y eólica.

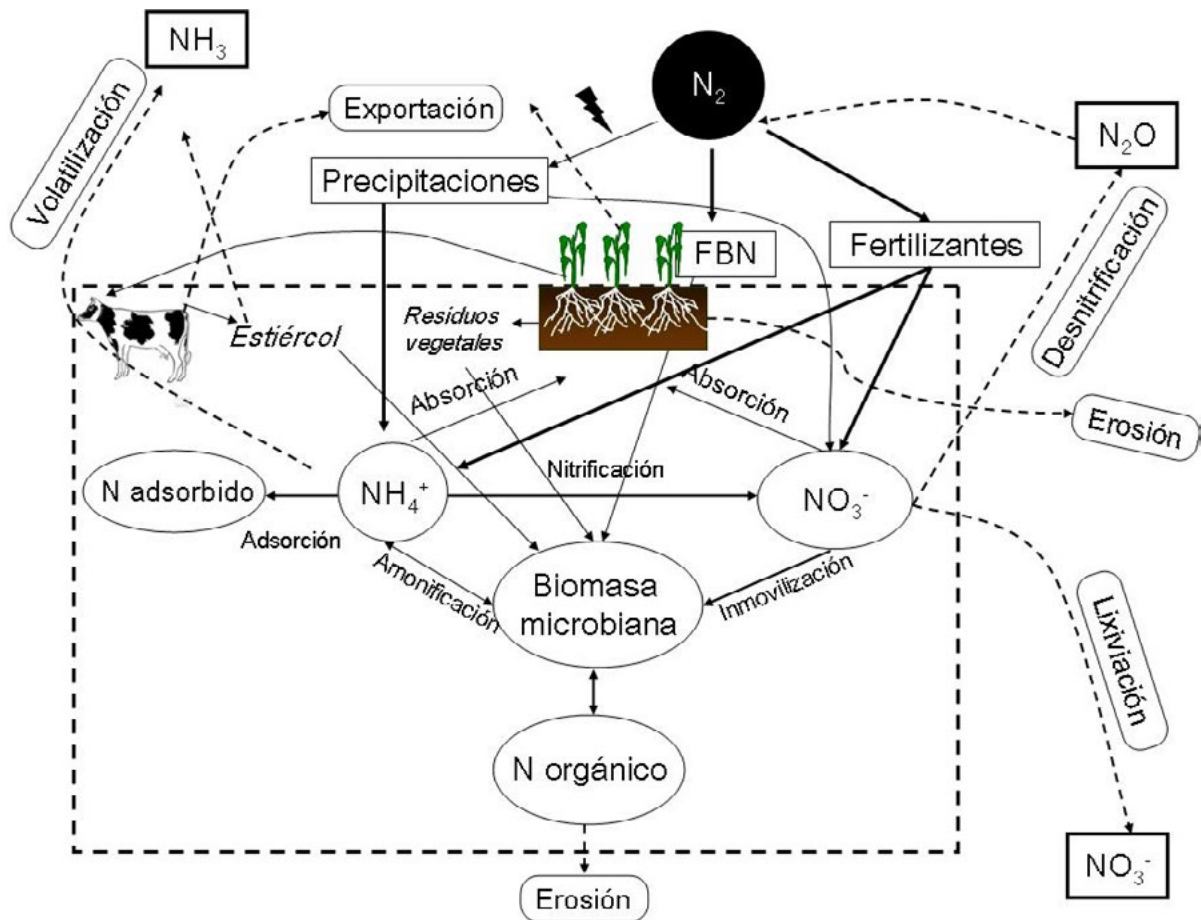


Figura 23.3. Ciclo del nitrógeno en los agroecosistemas: principales vías de entrada (flechas llenas), salida (flechas punteadas) y ciclado interno (rectángulo punteado). Elaboración personal.

Finalmente, desde los agroecosistemas la pérdida más importante de N resulta de la exportación por cosecha. La importancia relativa de estos procesos en los agroecosistemas depende de la medida de intervención humana directa e indirecta sobre el ciclo del N (McNeill y Uncovich, 2007 (*Figura 23.3*)).

23.3.1. Vías de entrada de nitrógeno

23.3.1.1. Deposición de N

Las principales formas de N atmosférico que ingresan al suelo mediante procesos de deposición son el NH_4^+ , el NH_3 y el NO_3^- . Los aerosoles de aminas y N particulado (polvo, polen, bacterias) constituyen las formas orgánicas de deposición de N (Neff *et al.*, 2002). El NH_4^+ y el NO_3^- ingresan en su mayoría a través de la deposición húmeda por el agua de lluvia, mientras que el NH_3 , el NO_2 y el N particulado, lo hacen mediante la deposición seca. En aquellas regiones donde los aportes de N a la atmósfera, las precipitaciones y la productividad de los ecosistemas son relativamente bajos, la deposición es predominantemente en forma de polvo, y las tasas suelen ser menores a $5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ (Marschner, 2007). En cambio, en regiones con precipitaciones abundantes (cercasas a 1100 mm de promedio anual), predomina el aporte de N vía deposición húmeda con tasas promedio de $14 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ (Álvarez y Steinbach, 2006).

23.3.1.2. Fijación biológica de N

La fuente de todo el N disponible para la asimilación biológica en los ecosistemas es el N_2 , que constituye aproximadamente el 79% de la atmósfera. La reducción de N a NH_4^+ llevada a cabo por bacterias de vida libre o en simbiosis con algunas especies vegetales (leguminosas) se conoce como fijación biológica del N (FBN). La FBN es un proceso que consume mucha energía y que ocurre mediante la enzima nitrogenasa, y junto con la respiración y la fotosíntesis, es considerada uno de los procesos bioquímicos más importantes en los agroecosistemas. La FBN mediante organismos simbiotes puede oscilar de 50-200 kg N ha⁻¹ mientras que los organismos en vida libre pueden fijar 20-30 kg N ha⁻¹ (McNeill y Unkovich, 2007). La evolución de la FBN está relacionada con la tasa de acumulación de C, debido al suministro de energía y a la protección de la enzima nitrogenasa de la desactivación por el O_2 . Por lo tanto, las limitaciones que afectan al crecimiento del cultivo influyen sobre la tasa de acumulación de N. Por otro lado, numerosos nutrientes intervienen directamente en el proceso de fijación como Mg, Mo, Fe y Co (Marschner y Rengel, 2007).

Cuando hay N mineral suficiente (tanto NH_4^+ como NO_3^-) para satisfacer la demanda de N de la planta, el establecimiento de la simbiosis y la FBN se reducen significativamente. Es imprescindible la formación de nódulos como condición para iniciar el proceso de FBN. En los agroecosistemas, las leguminosas crecen mejor seguidas de no leguminosas, lo que proporciona las condiciones ideales para el establecimiento de la nodulación. El período de fijación debe comenzar en etapas vegetativas tempranas y finalizar en estados reproductivos avanzados para obtener la mayor cantidad de N por esta vía. La senescencia temprana de los nódulos indica condiciones adversas para la FBN.

En los cultivos anuales, el aporte de la FBN varía de acuerdo a la especie y dentro de una misma especie, aunque existe gran variabilidad en los valores registrados. Por ejemplo, se ha reportado que en garbanzo (*Cicer arietinum* L.) este aporte representó 57 kg N ha⁻¹ (Unkovich y Pate, 2000). Mientras que para la alfalfa (*Medicago sativa* L.) se registraron aportes que van desde 100 kg N ha⁻¹ año⁻¹ a más de 300 kg N ha⁻¹ año⁻¹, registrándose los mayores valores en las regiones más húmedas (Álvarez y Steinbach, 2012). En una revisión internacional del cultivo de soja (*Glycine max* L.) se mostró que en la mitad de los estudios este aporte ronda los 61-152 kg N ha⁻¹ (Salvagiotti *et al.*, 2008). En ensayos conducidos en la región pampeana, la FBN para la soja resulta en valores promedio de 110 kg N ha⁻¹ -que representa el 40% del N vegetal- (Di Ciocco *et al.*, 2012). Sin embargo, el cultivo de soja no satisface sus requerimientos de N mediante la FBN, resultando en un balance de N negativo en los agroecosistemas (García y González Sanjuan, 2010; Cruzate y Casas, 2012).

Debido a las dificultades en la medición de la FBN, existen pocos estudios sobre FBN (Robertson y Vitousek, 2009). Aunque en algunos ecosistemas naturales las leguminosas pueden tener mayor abundancia, la FBN tiende a ser menor que en los agroecosistemas. Sin embargo, se requieren más estudios que permitan comprender y cuantificar de manera más acertada la FBN en ecosistemas naturales (McNeill y Unkovich, 2007).

23.3.1.3. Fertilización nitrogenada

La vía más importante de entrada de N a los agroecosistemas es la fertilización. En la Argentina, durante la campaña 2010/11, se fertilizó con 820.233 t de N. Sin embargo, se exportaron 2.091.572 t

de N por la cosecha de los cultivos. En consecuencia, el balance de N resulta negativo, siendo que la fertilización sólo alcanza a reponer el 39% del N (Cruzate y Casas, 2012).

Independientemente del tipo de fertilizante, entre un 25-64% del N aplicado a los suelos es absorbido por los cultivos (**Cuadro 23.1**). Por lo tanto, la eficiencia de absorción de fertilizantes es variable pero baja. El N remanente (75-26%) es susceptible a las pérdidas gaseosas y a la lixiviación, dependiendo del manejo y de factores edáficos y climáticos (**Cuadro 23.1**).

Cuadro 23.1. Destinos principales del N por fertilización. Valores reportados para la región pampeana. Aadaptado de Rimski-Korsakov et al. (2005).

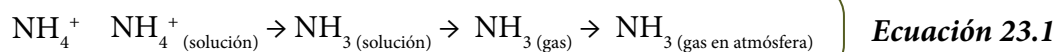
Destino	Rango (% N aplicado)	Referencias
Planta	25 – 64	Echeverría y Sainz Rozas (2001); Portela et al., 2006; Rimski-Korsakov et al. (2007).
Materia orgánica	7 – 29	Sainz Rosas et al. (2004); Portela et al. (2006).
Volatilización	1,4 – 30	Palma et al. (1998); Sainz Rozas et al. (1999); Salvagiotti (2005); Álvarez et al. (2007); Rimski-Korsakov et al. (2008).
Desnitrificación	0,35 - 6,9	Palma et al. (1997); Sainz Rosas et al. (2001).
Lixiviación	<0,01 – 27	Melchiori y Paparotti (1998); Rimski-Korsakov et al. (2004); Sainz Rozas et al. (2004); Zamora et al. (2005); Portela et al. (2004; 2006); Álvarez y Steinbach (2006); González Montaner et al. (1991).

23.3.2. Vías de salida de nitrógeno

Las pérdidas de N reducen la productividad de los ecosistemas y el almacenamiento del nutriente. Las principales vías de pérdida de N de los agroecosistemas son: (i) volatilización, (ii) desnitrificación, (iii) lixiviación, (iv) transporte por erosión hídrica y eólica y (v) exportaciones por cosecha.

23.3.2.1. Volatilización

Las reacciones que participan en el intercambio de N de la tierra a la atmósfera, desde amonio (NH_4^+) a amoníaco (NH_3) en los ecosistemas, pueden ser representadas por la **Ecuación 23.1**:

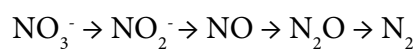


El NH_4^+ está presente en el suelo, ya sea libre o adsorbido físicamente a las partículas del suelo o a la MO. Una vez que el NH_4^+ pasa a la solución del suelo puede transformarse en NH_3 . El proceso de volatilización del NH_3 puede ocurrir cuando este se ubica en la superficie del suelo. Las pérdidas de N por volatilización se exageran a medida que aumentan las dosis de N, la temperatura del ambiente, el pH del suelo y la forma de aplicación y tipo de fertilizante (Álvarez y Steinbach, 2012). La proporción de NH_4^+ en los fertilizantes nitrogenados debe ser considerada en relación con esta pérdida. La incorporación al suelo de los fertilizantes nitrogenados puede reducir significativamente las pérdidas (Mo-

sier, 2001). Otra alternativa para reducir las pérdidas por volatilización es el momento de aplicación del fertilizante, asociado a la demanda del cultivo y a las temperaturas del ambiente. Se estima que las fuentes más importantes de NH_3 atmosférico corresponden a las emisiones procedentes de la agricultura por las excretas de los animales y las pérdidas por la aplicación de fertilizantes (Mosier, 2001).

23.3.2.2. Desnitrificación

La desnitrificación es un proceso mediado por microorganismos y refiere a la reducción de óxidos de nitrógeno (NO_3^- y NO_2^-) a las formas de óxidos gaseosos (NO y N_2O), que luego pueden ser reducidos a N_2 , tal como se muestra a continuación (**Ecuación 23.2**):



Ecuación 23.2

Los organismos dominantes responsables de la desnitrificación son bacterias heterótrofas que pueden utilizar óxidos de N como aceptores finales de electrones y C orgánico como donadores de electrones en condiciones de baja disponibilidad de oxígeno. Los factores edáficos y los distintos usos y prácticas de manejo agrícola afectan los niveles de desnitrificación a través del cambio en los parámetros que regulan este tipo de pérdidas de N. Las mayores tasas de desnitrificación se asocian con las condiciones que incrementen la disponibilidad de nitratos, el contenido hídrico del suelo y el contenido de C soluble (Ciarlo, 2008). Por ejemplo, Stehfest y Bouwman (2006) estimaron emisiones anuales de N_2O desde la región pampeana entre 0 y 6 kg N ha⁻¹ a través de un modelo que incluye la tasa de fertilización nitrogenada, C orgánico, clima, cultivo, pH y textura del suelo. En la pampa semiárida, las emisiones estimadas por Álvarez *et al.* (2012) fueron de 1 y 2,4 kg N ha⁻¹ año⁻¹. Sin embargo, estas emisiones resultan altamente variables y aún existe una carencia de datos de emisiones absolutas y relativas de N_2O en la Argentina (Ciarlo, 2008; Álvarez *et al.*, 2012). Por otra parte, el óxido nítrico es un compuesto previo a la producción de N_2O que puede ser producido durante el proceso de desnitrificación (McNeill y Uncovich, 2007).

- **Nitrificación (desnitrificación por nitrificadores)**: la desnitrificación biológica en condiciones anaerobias fue considerada la principal fuente de N_2O de los suelos en los últimos años. Sin embargo, algunos estudios han demostrado que la nitrificación puede contribuir a la producción de N_2O en suelos. La producción de N_2O por nitrificación se da únicamente a través de la acción de los organismos que oxidan el NH_4^+ a NO_2^- y que reducen el NO_2^- formado, antes que puedan ser oxidados a NO_3^- . Es probable que la nitrificación y desnitrificación ocurran de manera simultánea, siendo que muchos suelos contienen un mosaico de zonas aeróbicas y anaeróbicas. Bremner y Blackmer (1978) reportaron emisiones de N_2O procedentes de la nitrificación bajo condiciones completamente aeróbicas, a tasas de entre 0,04 y 0,45% del N aplicado por fertilizantes. Sin embargo, la producción de N_2O por nitrificadores no es del todo conocida debido, en parte, a que no existe un método simple para determinarlo (Ciarlo, 2008).

- **Reducción desasimilatoria de NO_3^- a NH_4^+** : menos común es la producción de N_2O por reducción desasimilatoria de NO_3^- a NH_4^+ , la cual es regulada por el oxígeno y puede ser estimulada por altos niveles de C disponibles (Ciarlo, 2008). Algunos estudios realizados en suelos agrícolas sugieren que este proceso representa el 1-5% de la reducción de NO_3^- en anaerobiosis sin agregado de C, aunque un valor de 15% se informó recientemente (Yin *et al.*, 2002).

23.3.2.3. Lixiviación

El proceso de lixiviación se presenta cuando el anión NO_3^- no es retenido por las partículas de suelo y se mueve por debajo de la zona radical pudiendo alcanzar el agua subterránea. Los factores principales que determinan este proceso son la concentración de NO_3^- y el flujo de agua que se desplaza a través del perfil del suelo. Es por ello que cuando la acumulación de NO_3^- en el perfil del suelo es seguida de un período de abundantes precipitaciones el proceso de lixiviación de NO_3^- se magnifica, especialmente en suelos arenosos. Las pérdidas de N por lixiviación son muy variables y, en general, la lixiviación de N en sistemas agrícolas se agrava bajo condiciones de riego y altas dosis de fertilización (Rimski-Korsakov *et al.*, 2005). En suelos arenosos de la región pampeana, mediante modelos de simulación la lixiviación de N se estimó en promedio en 160, 64 y 40 kg N- $\text{NO}_3^- \text{ ha}^{-1}$ en escenarios climáticos húmedos, promedios y secos, respectivamente (Muschiatti Piana, 2012). En sistemas ganaderos, el proceso de lixiviación se presenta bajo condiciones de larga historia bajo producción intensiva y alta carga animal. En un sistema de producción ganadero intensivo en suelos de la pampa arenosa, la concentración de nitratos en superficie (0-30 cm) oscilaron entre 6,8 y 45,4 ppm de N- NO_3^- , siendo mayores los niveles encontrados en las situaciones de larga historia de ocupación animal. En el agua del acuífero freático, dentro de los corrales de engorde, se encontró 1,6 mg de N- $\text{NO}_3^- \text{ l}^{-1}$ con menor tiempo de ocupación y 12 mg de N- $\text{NO}_3^- \text{ l}^{-1}$ en el lote con mayor permanencia de animales (Urricariet *et al.*, 2010).

Sin embargo, existen alternativas de manejo para minimizar el riesgo de lixiviación, tales como la reducción de la carga animal, la sincronización de la aplicación de N y del riego con el momento de máxima demanda por el cultivo, el uso de cultivos de cobertura, la labranza mínima o cero, la agricultura de precisión, los fertilizantes con inhibidores de la nitrificación, entre otros (Delgado y Follet., 2010).

23.3.2.4. Erosión

La erosión es la pérdida selectiva de partículas del suelo del agroecosistema debido al transporte por agentes como el agua o el viento. La erosión es muy pronunciada para las formas solubles de N (incluyendo NO_3^- y algunos compuestos de N orgánico disuelto), y para el NH_4^+ y el N orgánico asociados a las fracciones finas del suelo. La erosión hídrica y eólica se acrecientan por severas perturbaciones ambientales (*e.g.* labranzas, deforestación, etc.) que eliminan la vegetación y exponen al suelo a lluvias intensas o a la acción del viento, lo cual se acelera en paisajes con pendientes. El N puede ser transportado fuera del agroecosistema hacia cursos de agua próximos, ya sea como N inorgánico, N orgánico disuelto o particulado; pudiendo ocasionar desbalances de N en los ecosistemas acuáticos (Robertson y Vitousek, 2009).

23.3.2.5. Extracción por cosecha

En los agroecosistemas, la principal salida de N ocurre mediante la extracción por cosecha. La magnitud de las pérdidas de N por cosecha de los productos agrícolas depende de diversos factores tales como la especie vegetal, la absorción del N del cultivo, el órgano cosechado, la biomasa producida, la concentración de N en los tejidos, el índice de cosecha, entre otros. Generalmente, las fracciones cosechadas poseen mayores contenidos de N que los residuos que permanecen en el suelo a cosecha (Stevenson, 1986) (Ver Capítulo 3).

23.3.3. Ciclo interno del nitrógeno en el suelo

El ciclo interno del N en el suelo es una parte integral del ciclo global del N en la naturaleza, y está en constante interacción (Stevenson, 1986). Las transformaciones de N que necesitan ser consideradas son: (i) mineralización e inmovilización y (ii) absorción y descomposición vegetal.

23.3.3.1. Mineralización e inmovilización

El rasgo distintivo del ciclo interno del N son los cambios biológicos que se producen a través de los procesos de mineralización e inmovilización (*Figura 23.4*). La mineralización de N se define como la transformación de formas de N orgánicas a inorgánicas. Comienza por la despolimerización del N orgánico por enzimas extracelulares producidas por microorganismos, que conduce a la liberación de compuestos orgánicos solubles y biológicamente disponibles, incluyendo los aminoácidos. Los aminoácidos pueden ser tomados por las plantas y por los microorganismos. Pero en condiciones relativamente elevadas de N, como ocurre típicamente en la mayoría de los agroecosistemas, la mayor parte de los aminoácidos son transformados a formas inorgánicas, antes de que sean aprovechados por las plantas.

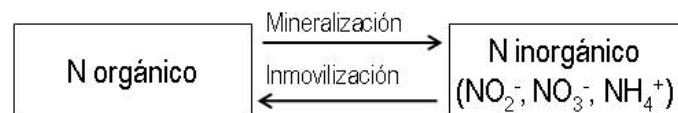


Figura 23.4. Proceso esquemático de la mineralización e inmovilización del nitrógeno. Elaboración propia.

La inmovilización consiste en la asimilación del N inorgánico a formas orgánicas debido a reacciones asociadas principalmente con el crecimiento y metabolismo microbiano. Este proceso ocurre porque los microorganismos degradan los residuos orgánicos ricos en C y utilizan el N inorgánico de la solución del suelo, que convierten a formas orgánicas constitutivas de sus tejidos. Esta demanda de N por los microorganismos puede competir con la de las plantas, reduciendo el suministro de N a los cultivos. Por otro, la inmovilización microbiana retiene N en los suelos, que luego puede pasar a formas disponibles para cultivos posteriores mediante el proceso de mineralización (Robertson y Vitousek, 2009). Siendo que los procesos de mineralización e inmovilización ocurren simultáneamente, resulta difícil cuantificar la intensidad de los mismos. Es por ello que, cuando domina la mineralización a lo largo de un lapso determinado, se habla de mineralización neta; mientras que cuando predomina la inmovilización de las formas inorgánicas se refiere a inmovilización neta (Stevenson, 1986).

3.3.2. Absorción y descomposición vegetal

El N inorgánico constituye la fracción disponible para las plantas y representa menos del 10% del N total del suelo. La principal forma de absorción de N por las plantas son los nitratos (NO_3^-), mientras que el amonio (NH_4^+) es absorbido preferencialmente por los microorganismos. Debido a determinadas condiciones específicas que influyen en el crecimiento de las plantas (e.g. condiciones de anegamiento o acidez), algunas especies vegetales pueden incorporar cantidades significativas de

NH_4^+ . El NH_4^+ intercambiable representa menos del 2% del N total del suelo, y algunos suelos pueden contener importantes cantidades de NH_4^+ no intercambiable (fijado), especialmente en los horizontes arcillosos donde el NH_4^+ se encuentra fijado entre sus paquetes de arcillas (Ciarlo y Palma, 2011).

23.4. Ciclo del fósforo

El P constituye uno de los macronutrientes esenciales para el crecimiento vegetal, junto con el N y el potasio (K). El P cumple importantes funciones bioquímicas y fisiológicas, tales como formar parte de biomoléculas (e.g. fosfolípidos, proteínas, nucleótidos, ATP), intervenir en procesos de división celular, y está involucrado en prácticamente todos los procesos de transferencia de energía (Marschner y Rengel, 2007).

El ciclo del P es un sistema dinámico que involucra el suelo, las plantas y los animales. Los principales procesos que ocurren en el ciclo del P son la absorción por las plantas, el reciclado a través de los residuos de las plantas y animales, las transformaciones biológicas a través de los procesos de mineralización-inmovilización, las reacciones de fijación en la superficie de las arcillas y los óxidos y la solubilización de los minerales fosfatados a través de la actividad de los microorganismos (*Figura 23.5*). En condiciones naturales, todo el P consumido por las plantas es devuelto al suelo en los residuos de plantas y estiércol de los animales. En los sistemas de producción agrícola, una gran proporción del P es exportado por la cosecha de los cultivos y sólo una fracción vuelve al suelo, y se repone mayormente mediante la aplicación de fertilizantes fosforados. Otras vías de pérdidas de P ocurren por erosión, escurrimiento superficial y/o sub-superficial y lixiviación (*Figura 23.5*).

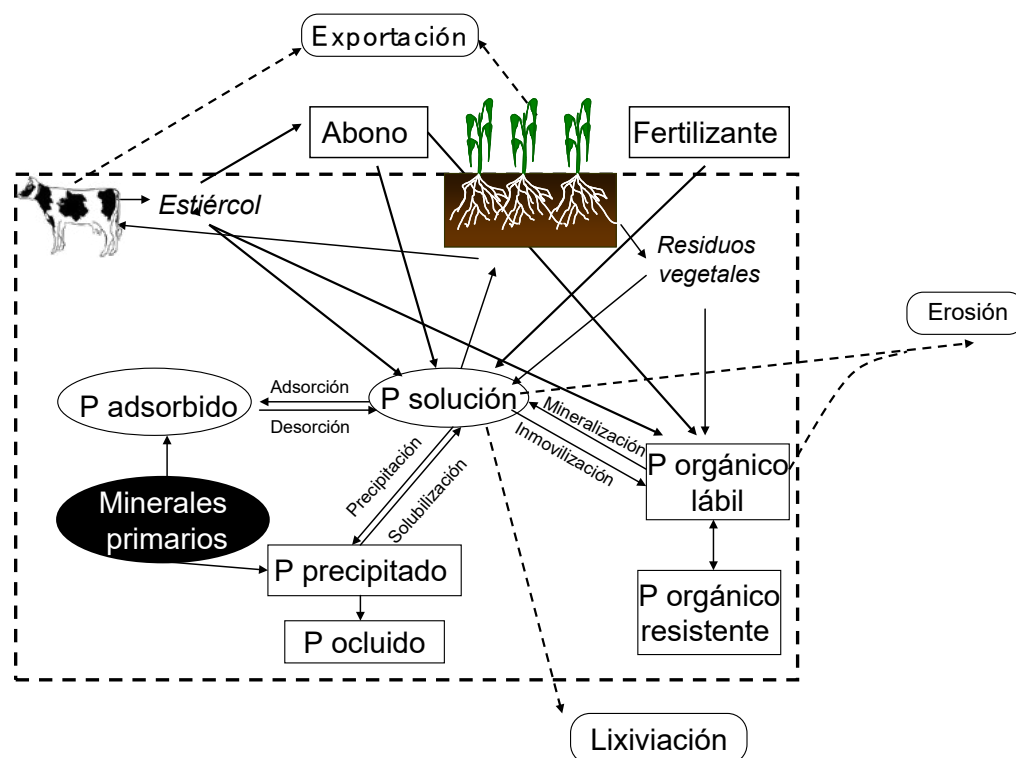


Figura 23.5. Ciclo del fósforo en agroecosistemas: principales entradas (flechas llenas), salidas (flechas punteadas) y ciclado interno (rectángulo punteado). Elaboración propia

23.4.1. Ciclo interno del fósforo en el suelo

En general, el P del suelo se encuentra formando compuestos de apatita. El origen de la apatita es heredado a partir del material originario, cuyo principal aporte corresponde al loess depositado desde zonas periglaciares del oeste de la Argentina (zona Andina), tanto por acción del viento como sedimentos de los ríos. Las apatitas son altamente insolubles en agua, pero cuando se produce su meteorización el P que es liberado puede ser absorbido por las plantas.

Los contenidos de P total del suelo dependen mayormente de la naturaleza del material parental, el grado de meteorización, la ocurrencia de pérdidas de P por distintos procesos naturales y/o antrópicos. Las concentraciones de P del suelo en condiciones naturales se encuentran generalmente entre 100 y 1000 ppm (Sharpley, 2000). En agroecosistemas fertilizados de la región pampeana se reportaron valores de P total de 190-490 ppm (Rubio *et al.*, 2008). En condiciones naturales, el contenido de P total del suelo generalmente es similar en los horizontes superficiales y sub-superficiales; mientras que, en los agroecosistemas, el P total puede ser mayor en superficie debido a la acumulación de los residuos de cosecha, especialmente en sistemas bajo siembra directa (Sharpley, 2000).

El P en el suelo se encuentra integrado básicamente a dos fracciones: (i) la fracción P inorgánica y (ii) la orgánica. A continuación, se describirán los procesos a los que se encuentran sometidos cada una de esas formas.

23.4.1.1. Fósforo inorgánico (Pi)

Los fosfatos pueden precipitar con cationes metálicos y formar varios tipos de minerales secundarios dependiendo del pH del suelo, lo que define la presencia y abundancia de los cationes que precipitan con el P. Estos minerales son los fosfatos de Ca y predominan en suelos neutros a alcalinos. En condiciones de acidez, el P precipita con el Fe y el Al formando minerales (*e.g.* estrengita, vivianita y variscita). Los fosfatos de Fe y Al aumentan su solubilidad a medida que aumenta el pH del suelo hasta valores de pH cercanos a 8. En suelos representativos de la región pampeana, el Pi puede oscilar en un rango de valores de 34-219,8 mg P kg⁻¹ y representa, en promedio, un 39% del P total (Cabello, 2013 datos inéditos). Las formas de Pi precipitadas pueden pasar a formas solubles mediante los procesos de precipitación-solubilización.

Por otra parte, los fosfatos pueden estar adsorbidos a la fracción mineral del suelo y su desorción permiten comprender la disponibilidad de P en los suelos (Sharpley, 2000). La cantidad de P adsorbida para una misma concentración de P en solución varía marcadamente según la naturaleza química de los suelos. Los procesos de precipitación-solubilización y adsorción-desorción se describen a continuación.

- **Precipitación-solubilización:** estas reacciones describen la formación de los compuestos fosforados dependientes del pH y de la concentración de iones de la solución del suelo, y regulan la solubilidad de los minerales de P del sistema. Cuando la concentración de P en solución supera el producto de solubilidad del mineral puede ocurrir el proceso de precipitación. De manera opuesta, cuando la solución está insaturada con respecto al mineral puede ocurrir la solubilización (Sparks, 2003). Los iones ortofosfato ácido o diácido (H_2PO_4^- HPO_4^{2-}) desplazan a los grupos OH^- y H^+ que se encuentran en coordinación con el Fe y Al en la estructura de los óxidos de Fe y Al. Estas reacciones se ven favo-

recidas a bajo valores de pH debido a la liberación OH^- a la solución. En suelos calcáreos, el P puede precipitar con el Ca de los CaCO_3 mediante el reemplazo de los carbonatos. El P puede ser depositado como formas minerales secundarias muy poco solubles o insolubles tales como fosfatos de calcio (Ca), hierro (Fe) y aluminio (Al), e hidróxidos de P en formas ocluidas, siendo estos fosfatos físicamente no disponibles (Tisdale *et al.*, 1993).

- **Adsorción-desorción:** este mecanismo describe la reacción de los fosfatos con las arcillas del suelo. La mineralogía de las arcillas ejerce una gran influencia sobre la adsorción de P y decrece en el siguiente orden: óxidos e hidróxidos amorfos > goetita-gibbsite > caolinita > montmorillonita. La capacidad de adsorber fosfatos (carga negativa) aumenta a medida que baja el pH debido al incremento de las cargas positivas de los minerales del suelo (por la presencia de protones) a través del intercambio aniónico. El P reacciona con los constituyentes del suelo y el P de la solución pasa a estar retenido por la fase sólida. Este fenómeno es conocido como fijación de P y comprende la adsorción en superficie y la precipitación del P con los iones del mineral.

23.4.1.2. P orgánico (Po)

La proporción del Po del suelo puede oscilar entre 20 y 80% del P total (Marschner y Rendel, 2007). En suelos de la región pampeana el Po oscila entre un rango de 93,7-376,6 ppm y representa en promedio un 61% del P total (Cabello, 2013 inéditos). Los residuos de los cultivos, constituyen un retorno de P al suelo. Estas formas de Po representan una fuente de nutrientes disponibles para el cultivo. En general, el contenido de P en la MO varía entre 1 y 3%. Para suelos del sudeste de la provincia de Buenos Aires se puede considerar una relación promedio para C:N:P en la MO de 140:10:1,3 (Echeverría y García, 2005). La biomasa microbiana constituye una fracción importante del Po del suelo, y representa la fracción a través de la cual ocurre la mineralización-inmovilización del P. La biomasa microbiana puede presentar concentraciones de P entre 5 y 72 ppm, que representan 3 y 22% del Po total en suelos laboreados y no laboreados, respectivamente (Brookes *et al.*, 1984 citado por Echeverría y García, 2005). En pasturas del sudeste bonaerense se reportaron 28 ppm en la biomasa microbiana del suelo (Picone *et al.*, 2003 citado por Echeverría y García, 2005).

- **Mineralización-inmovilización:** la mineralización del Po es el proceso por el cual el P pasa formas inorgánicas (iones ortofosfatos) pudiendo ser absorbido por las plantas. Este proceso se puede dividir en mineralización biológica y bioquímica. El ciclado del P a través de la mineralización-inmovilización sigue un patrón similar al del N, en la medida que ambos procesos ocurren de manera simultánea (Figura 23.6). En consecuencia, el mantenimiento de fosfatos solubles en la solución del suelo dependerá en gran medida de la magnitud en la que ocurran ambos procesos.

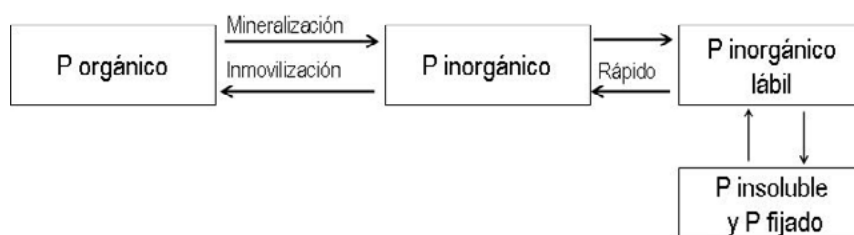


Figura 23.6. Proceso esquemático de mineralización e inmovilización del fósforo.

La mineralización-inmovilización de P está regulada por factores como la temperatura y humedad del suelo, la relación C/P, el contenido del P del material en descomposición. El agregado de fertilizantes fosforados puede llevar a incrementos en los contenidos de Po del suelo a través de la inmovilización neta. El contenido de P de la descomposición de los residuos orgánicos resulta clave para regular la cantidad de P soluble en el suelo en un momento dado (Stevenson, 1986).

23.4.1.3. Fósforo en solución

La forma química en la cual las plantas absorben el Pi de la solución del suelo es como ión (H_2PO_4^- o HPO_4^{2-}). Entre los factores que afectan los niveles de P en solución del suelo se encuentran los contenidos de P total, la MO, el tipo y la cantidad de arcillas, la temperatura, el agua y el pH (Heredia, 2011). La reposición del P en la solución del suelo es de suma importancia desde el punto de vista de la nutrición vegetal, siendo que la cantidad de Pi en la fase de solución en un momento dado (generalmente en el orden de 0,3-1 ppm) es insuficiente para alcanzar los requerimientos durante el ciclo de crecimiento del cultivo. Es por ello que la renovación continua de P en la solución del suelo es necesaria para cubrir las necesidades de las plantas.

23.4.1.4. Absorción

Por tratarse de un nutriente poco móvil en el suelo, el P llega al sistema radicular de las plantas principalmente por difusión a medida que el P de la solución del suelo es absorbido por los pelos radicales y, en menor medida, por flujo masal. La difusión aporta entre el 80-90% del P necesario para las plantas, a una velocidad que depende de varios factores, siendo los más importantes la diferencia de concentración de P en el área de difusión, la temperatura, la humedad del suelo (Stevenson, 1986). El menor aporte del flujo masal se asocia a la baja concentración de P en solución. En suelos arenosos o con altas dosis de fertilización de P, no obstante, este mecanismo puede ser significativo (Echeverría y García, 2005).

23.4.2. Vías de entrada de fósforo

Deposición de P: el P puede ser incorporados en los ecosistemas terrestres como depósitos secos y húmedos, por ejemplo, por la lluvia o en formas particuladas (depósitos atmosféricos). La vía de entrada de P desde la atmósfera es considerada despreciable ($0,7-1,2 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) (Heredia, 2011).

Fertilización: existen numerosos fertilizantes fosfatados utilizadas en la agricultura argentina. El uso de fuentes orgánicas es poco relevante en cultivos de grano, siendo más utilizados en cultivos hortícolas (Ver Capítulo 10). A pesar del incremento en el uso de fertilizantes fosfatados en las últimas décadas, el balance de P en los suelos pampeanos sigue siendo negativo. Esto se debe principalmente a la mayor producción de granos, y a que el P no es repuesto a la misma tasa a la que es exportado por la cosecha de estos cultivos. La reposición de P por fertilización representa tan sólo entre 40-60% del P exportado (García y González Sanjuan, 2010).

23.4.3. Vías de salidas de fósforo

Erosión: es un importante mecanismo de pérdida de P en algunos agroecosistemas que consiste en el transporte de P particulado asociado a los sedimentos y materiales orgánicos (Echeverría y García, 2005). En términos generales, cada tonelada métrica de suelo que se pierde por erosión supone una pérdida de alrededor de 0,2-0,8 kg de P (Stevenson, 1986). La erosión puede contribuir con el enriquecimiento de P en las aguas superficiales (lagos, cursos de agua, reservorios) que conllevan a su eutrofización y sólo aquellas fracciones en equilibrio con el P disuelto quedan disponibles para los organismos acuáticos

Lixiviación: estas pérdidas de P, que ocurren principalmente por flujo preferencial a través de los macroporos del suelo (Stevenson, 1986), pueden resultar despreciables desde el punto de vista agronómico, debido a la tendencia del P a reaccionar con la fase sólida del suelo. Sin embargo, en suelos arenosos con baja capacidad de adsorción de P y elevadas dosis de fertilización a largo plazo puede resultar significativas (Echeverría y García, 2005). Asimismo, en suelos ganaderos, las pérdidas de P por lixiviación pueden resultar sumamente significativas y afectar la calidad del agua (Heredia *et al.*, 2011). Los valores de P lixiviado en un estudio realizado en condiciones de laboratorio con suelos provenientes de corrales de sistemas de engorde intensivo de bovinos (o “feedlots”) de la pampa arenosa resultaron asociados al tiempo de ocupación de los animales en los corrales. En situaciones con 1 año de ocupación de los animales en el corral, el rango de P lixiviado resultó de 2,4-5,1 kg P ha⁻¹ año⁻¹. En la situación con 8 años de ocupación, dichos valores oscilaron entre 29-102 kg P ha⁻¹ año⁻¹. En cambio, en la situación testigo sin carga animal estos valores fueron de 0,16-0,30 kg P ha⁻¹ año⁻¹ (Heredia *et al.*, 2012).

Exportación por cosecha de cultivos: los sistemas de cultivos de largo plazo sin reposición de P vía fertilizante o abonos orgánicos resultan en una reducción significativa del contenido de P del suelo. Un suelo que contiene 500 µg g⁻¹ de P, equivalente a 1120 kg P ha⁻¹ en la capa superficial, bajo sistema de agricultura continua por un período de 10 años y cuya extracción anual es de 10 kg de P, puede resultar en una reducción del P total del suelo del 10%. En los primeros años de un sistema de agricultura, las pérdidas de MO del suelo ocurren a una tasa relativamente rápida. Estas pérdidas iniciales de P del suelo pueden atribuirse mayormente a las pérdidas de P_o. Las pérdidas de P del suelo luego de 60 años de agricultura resultaron del orden del 12-29% de P total. Existe gran variabilidad en los requerimientos de P por las plantas, con lo cual, el P total removido por los cultivos puede variar considerablemente. El rango de P exportado por diversos cultivos de grano, forraje y oleaginosas puede oscilar entre 19-54 kg ha⁻¹ (Stevenson, 1986).

Bibliografía

- Álvarez, R. (2001). Estimation of carbon losses by cultivation from soils of the Argentine Pampa using the Century model. *Soil Use Manag.*, 17: 62-66.
- Álvarez, R. (2005). Balance de carbono en suelos de la Pampa Ondulada: efecto de la rotación de cultivos y la fertilización nitrogenada. En Actas Simposio Fertilidad. Argentina, pp. 61-70.
- Álvarez, R., Álvarez, C. R. y Lorenzo, G. (2001). Carbon dioxide fluxes following tillage from a Mollisol in the Argentine Rolling Pampa. *Eur. J. Soil Biol.*, 37: 161-166.
- Álvarez, C., Costantini, A., Álvarez, C. R., Alves, B. J. R., Jantalia, C. P., Martellotto, E. E. y Urquiaga, S. (2012). Soil nitrous oxide emissions under different management practices in the semiarid region of the Argentinian Pampas. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.*, 94: 209-220.

- Álvarez, C. R., Costantini, A. O., Bono, A., Taboada, M. A., Gutiérrez Boem, F. H., Fernández, P. L. y Prystupa, P. (2011). Distribution and vertical stratification of carbon and nitrogen in soil under different managements in the Pampean Region of Argentina. *R. Bras. Ci. Solo.*, 35: 1985-1994.
- Álvarez, R. y Steinbach, H. S. (2006). Efecto de la agricultura sobre el nivel de materia orgánica. En: Álvarez, R. (Ed.). *Materia orgánica. Valor agronómico y dinámica en suelos pampeanos*. Editorial Facultad de Agronomía, Buenos Aires, 41-53 pp.
- Álvarez R. y H. S. Steinbach (2012). Ciclado de nitrógeno en agrosistemas. En: Álvarez, R., Rubio, G., Álvarez, C. R. y Lavado, R. S. (Eds.). *Fertilidad de suelos. Caracterización y manejo en la Región Pampeana*. (pp. 259-300). Buenos Aires, Argentina: Editorial Facultad de Agronomía.
- Andriulo, A. y Cordone, G. (1998). Impacto de labranzas y rotaciones sobre la materia orgánica de suelos de la Región Pampeana Húmeda. En: Panigatti, J. L., Marelli, H. y Buschiazzi, D. (Eds.). *Siembra Directa*. (pp. 65-96). Buenos Aires, Argentina: Hemisferio Sur.
- Andriulo, A., Sasal, C. y Rivero, M. (2001). Los sistemas de producción conservacionistas como mitigadores de la pérdida de carbono orgánico edáfico. En: Panigatti, J. L., Buschiazzi, D. y Marelli, H. (Eds.). *Siembra Directa II*. (pp. 17-28). Buenos Aires, Argentina: INTA Ediciones.
- Asner, G.P., Seastedt, T.R. y Townsend, A.R. (1997). The decoupling of terrestrial Carbon and Nitrogen Cycles. *BioScience*, 47: 226-234.
- Bremner, J. M. y Blackmer, A. M. (1978). Nitrous oxide: emission from soils during nitrification of fertilizer nitrogen. *Science*, 199: 295-296.
- Burke, I. C., Yonker, C. M., Parton, W. J., Cole, C. V., Flach, K. y Schimel, D. S. (1989). Texture, climate, and cultivation effects on soil organic content in U.S. grassland soils. *Soil Science Society of America Journal*, 53: 800-805.
- Ciarlo, E. (2008). Controles biológicos y no biológicos de las emisiones de gases nitrogenados (N_2O y NO) en suelos agrícolas y ganaderos. Tesis doctoral. Universidad de Buenos Aires, 129 pp.
- Ciarlo, E. y Palma, R. M. (2011). Nitrógeno del suelo. En: Conti, M. E. y Giuffré, L. (Eds.). *Edafología, bases y aplicaciones ambientales argentinas*. Buenos Aires, Argentina: Editorial Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires, 656 pp.
- Cruzate, G. A. y Casas, R. R. (2012). Extracción y balance de nutrientes en los suelos agrícolas de la Argentina. *IAH*, 6: 7-14.
- Darwich, N. A. (1983). Niveles de fósforo asimilable en los suelos pampeanos. *IDIA*. 1-5.
- Delgado, J. A. y Follett, R. F. (Eds.). (2010). *Advances in nitrogen management for water quality*. Madison, Wisconsin, USA: Soil and Water Conservation Society and the Soil Science Society of America, 424 pp.
- Di Ciocco, C., Penon, E., Coviella, C., López, S., Díaz Zorita, M., Momo, F. y Álvarez, R. (2012). Nitrogen fixation by soybean in the Pampas: relationship between yield and soil nitrogen balance. *Agrochimica*, 40: 305-313.
- Echeverría, H. y García, F. (2005). *Fertilidad de suelos y fertilización de cultivos*. (pp. 525). Balcarce, Argentina: INTA Ediciones.
- Galloway, J. N., Erisman, A. J., Seitzinger, S., Howarth, R., Cowling, E. y Cosby, B. (2003). The nitrogen cascade. *Bioscience*, 53: 341-356.
- García, F. O. y González Sanjuan, M. F. (2010). Balances de nutrientes en Argentina. ¿Cómo estamos? ¿Cómo mejoramos? *IPNI*, 48: 1-5.
- Heredia, O. S. (2011). Fósforo del suelo. En: Conti, M. E. y Giuffré L. (Eds.). *Edafología, bases y aplicaciones ambientales argentinas*. Buenos Aires, Argentina: Editorial Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires, 656 pp.
- Heredia, O. S., Mengoni, H. y Márquez Molina, J. J. (2012). Relación cronoespacial de la calidad de suelo y agua bajo producción intensiva de ganado bovino. En: Gallardo Lancho, J.F. (Ed.). *Aguas, suelos y vegetación en cuencas iberoamericanas*. (pp. 99-120). Salamanca, España: Red Iberoamericana de Física y Química Ambiental. Lal, R. (2004). Soil carbon sequestration to mitigate climate change. *Geoderma*, 123: 1-22.

- Lal, R., Kimble, J., Levine, E., Stewart, B. A. y Bobby, A. (Eds.). (1995). *Soils and global change*. (pp. 440). Boca Ratón, USA: CRC Press.
- Marschner, H. (1995). *Mineral nutrition of higher plants*. Academic Press, 889 pp.
- Marschner, P. y Rengel, Z. (2007). *Nutrient cycling in terrestrial ecosystems*. (pp. 417). Heidelberg, Alemania Springer.
- Mc Neill, A. y Unkovich, M. (2007). The nitrogen cycle in terrestrial ecosystems. En: Marschner, P. y Rengel, Z. (Eds.). *Nutrient cycling in terrestrial ecosystems*. (pp. 37-57). Heidelberg, Alemania: Springer.
- Moaier, A. R. (2001). Exchange of gaseous nitrogen compounds between agricultural systems and the atmosphere. *Plant Soil*, 228: 17-27.
- Muschietti Piana, M. P. (2012). Riesgo de pérdida de nitratos por lixiviación en fertilizaciones nitrogenadas según manejo uniforme y sitio-específico del cultivo de maíz (*Zea mays L.*). Tesis de Maestría en Ciencias del Suelo. Universidad de Buenos Aires, 123 pp.
- Neff, J. C., Holland, E. A., Dentener, F. J., McDowell, W. H. y Russell, K. M. (2002). The origin, composition and rates of organic nitrogen deposition: a missing piece of the nitrogen cycle? *Biogeochemistry*, 57-58: 99-136.
- Odum, E. P. (1969). The strategy of ecosystem development. *Science*, 164: 262-270.
- Rimski-Korsakov, H., Álvarez, C. R.; Rodríguez, M. B. y Lavado, R. S. (2005). Predicción de los nitratos a cosecha de maíz en suelos de la Región Pampeana. *IPNI*, 27: 14-17.
- Robertson, G. P. y Vitousek, P. M. (2009). Nitrogen in agriculture: balancing the cost of an essential resource. *Annual Review of Environment and Resources*, 34: 97-125.
- Rubio G., Cabello, M. J., Gutiérrez Boem, F. y Munaro, E. (2008). Estimating available soil phosphorus increases after phosphorus additions in Mollisols. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 72: 1721-1727.
- Salvagiotti, F., Cassman, K. G., Specht, J. E., Walters, D. T., Weiss, A. y Dobermann, A. (2008). Nitrogen uptake, fixation and response to fertilizer N in soybeans. A review. *Field Crops Research*, 108: 1-13.
- Sharpley, A. (2000). *Phosphorus availability. Handbook of Soil Science*. (pp. 18-38). Boca Ratón, FLO, USA: CRC Press.
- Sparks, D. L. (2003). *Environmental soil chemistry*. (PP. 367). San Diego, USA: Academic Press.
- Stehfest E. y Bouwman, L. (2006). N₂O and NO emission from agricultural fields and soils under natural vegetation: summarizing available measurement data and modeling of global annual emissions. *Nutr. Cyc. Agroecos*, 74: 207-228.
- Stevenson, F. J. (1986). *Cycles of soil: Carbon, Nitrogen, Phosphorus, Sulfur, Micronutrients*. (pp. 400). Usa: Wiley & Sons.
- Studdert, G. A., Echeverría, H. E. y Casanovas, E. M. (1997). Crop-pasture rotation for sustaining the quality and productivity of a Typic Argiudoll. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 61: 1466-1472.
- Tisdale S., Nelson, W., Beaton, J. y Havlin, J. (1993). *Soil fertility and fertilizers*. (pp. 364-404). Nueva York, USA: McMillan Publishing.
- Unkovich, M. y Pate, J. (2000). An appraisal of recent field measurements of symbiotic N₂ fixation by annual legumes. *Field Crops Res.*, 211: 211-228.
- Urricariet, S., Márquez Moína, J. J., Sainato, C. y Heredia, O. S. (2010). Riesgo de contaminación por nitratos en sistemas de engorde a corral en Hapludoles del oeste de Buenos Aires. En Actas del XXII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Rosario, Santa Fe, Argentina, CD.
- Yin, S. X., Chen D., Chen L. M. y Edis, R. (2002). Dissimilatory nitrate reduction to ammonium and responsible microorganisms in two Chinese and Australian paddy soils. *Soil Biol Biochem*, 34: 1131-1137.

Cultivos hortícolas: ¿cómo es la producción?

Marcela Harris y Christian Krizaj

24.1. Tecnología de producción

Los cultivos hortícolas se producen:

- a- **A campo**
- b- con **estructura de protección**, como invernáculos, túneles, umbráculos entre otros.

24.2. Sistemas de iniciación

El “órgano de iniciación” puede ser sexual cuando se inicia con una semilla y asexual cuando se inicia de forma agámica. Por ejemplo, para el cultivo de tomate, el “órgano de iniciación” es una semilla (sexual), mientras que para el cultivo de ajo es un bulbillito o yema (asexual).

Las “**formas de iniciación**” pueden ser directas o indirectas.

- **directa**: cuando el órgano de iniciación se coloca directamente en el suelo¹. y es una semilla (sexual), se denomina, **siembra directa** (arveja en Córdoba). Cuando el órgano de iniciación es agámico (asexual) se lo denomina **plantación** (papa en el Sur de Buenos Aires).
- **indirecta**. Cuando el órgano de iniciación se inicia en un lugar distinto al definitivo, si este es sexual (semilla) se denomina **almácigo y trasplante** (Lechuga en Mar del Plata). Si el órgano de iniciación es agámico (asexual), se lo denomina **vivero y trasplante** (batata en San Pedro).

24.3. Cultivos hortícolas: algunos ejemplos

A continuación se desarrollan tres ejemplos de producción de hortalizas (**Cuadros 24.1, 24.2 y 24.3**). El objetivo es, además de describirlas, resaltar la variabilidad que existe en la producción hortícola respecto a sistemas productivos y tecnología de producción.

Cuadro 24.1. *Cultivo de lechuga*

Item	Descripción
Sistemas hortícolas en los cuales se produce	Cinturón verde, zonas especializadas y autoconsumo
Zonas en las cuales se produce	Cinturones verdes de grandes ciudades / Zonas especializadas: Mar del Plata (verano) y Santa Fe (invierno)
Órgano de iniciación	Semilla
Forma de iniciación	Indirecta (almácigo y trasplante)

¹ En los sistemas hortícolas el suelo para las siembras y plantaciones directas e indirectas, se encuentra previamente labreado ej pasaje de discos, rotocultivado y alomado. El concepto de siembra directa, hace referencia al acto de sembrar o plantar, en un terreno previamente labreado. No es el mismo concepto que en sistemas extensivos de producción de granos.

(Continuación) Cuadro 24.1. Cultivo de lechuga

Item	Descripción
Protección	<ul style="list-style-type: none"> • Invernadero o macrotúnel en cinturón verde • Cobertura de suelo (mulching) en cinturón verde
Labores culturales	<ul style="list-style-type: none"> • Preparación de suelo, trasplante, riego, fertilización, desmalezado, manejo sanitario, cosecha. • Se realizan plantaciones escalonadas para tener producto durante todo el año.
Criterio de cosecha	<ul style="list-style-type: none"> • se cosecha la planta entera con un corte basal. • en lechuga mantecosa, latina y de hojas sueltas, el criterio es precio del mercado y tamaño • en lechuga de cabeza, el criterio es compacidad de cabeza
Poscosecha	<ul style="list-style-type: none"> • se realiza un lavado/preenfriado, eliminación de hojas dañadas, embalado en cajones • condiciones de almacenamiento óptimas 0°C y 95% de humedad relativa.
Comercialización	<ul style="list-style-type: none"> • principalmente en mercados mayoristas concentradores y venta directa a supermercados. • hortalizas agroecológicas en bolsones y ferias.

Cuadro 24.2. Cultivo de tomate

Item	Descripción
Sistemas hortícolas en los cuales se produce	Cinturón verde (tomate para consumo en fresco), industria y autoconsumo
Zonas en las cuales se produce	<ul style="list-style-type: none"> • Industria (todo a campo): Mendoza, San Juan, Río Negro, provincias del NOA y La Rioja. • Fresco (a campo tendido): Mendoza, Salta, Santiago del Estero, Chaco, Buenos Aires y Río Negro. • Fresco (Tutorado): espaldera en el NOA y Barraca en Buenos Aires. • Fresco (semiforzado)²: Barandilla en Santa Fe • Fresco (Forzado): NOA, NEA y cinturón de Buenos Aires y La Plata.
Órgano de iniciación	Semilla
Forma de iniciación	Indirecta (almácigo y trasplante)
Protección	<ul style="list-style-type: none"> • Forzado: Invernadero • Semiforzado: Barandilla, Barraca cubierta, Cobertura de suelo (mulching)
Labores culturales	<ul style="list-style-type: none"> • Industria: Preparación de suelo, trasplante, riego, fertilización, desmalezado, manejo sanitario, cosecha. • Fresco: Además de las anteriores, tutorado, conducción, desbrote, raleo de flores, deshoje, cosecha escalonada y capado. <p>Mejora el la polinización/fecundación: Aplicación de Auxinas, movimiento de plantas y utilización de abejorros (<i>Bombus terrestris</i>).</p>
Criterio de cosecha	<p>Industria: estado de madurez y rendimiento. Cosecha mecanizada o manual en una dos o tres pasadas.</p> <p>Fresco: escalonada en la planta. El estado de madurez de los frutos cosechados depende de la distancia al mercado (fruto climatérico).</p>
Poscosecha	<p>Industria: según proceso industrial.</p> <p>Fresco: preenfriado, selección, clasificación, empaque, embalaje, transporte y almacenamiento, que dependiendo del grado de madurez, es de 10°C para tomates maduros y entre 13 y 15°C para tomates verdes maduros.</p>
Comercialización	Principalmente en mercados mayoristas concentradores y venta directa a supermercados. . hortalizas agroecológicas en bolsones y ferias.

2 El concepto de “semiforzado” y “forzado” se desarrolla en el apartado “Tecnología propias de la horticultura para la protección de cultivos”.

Cuadro 24.3. Cultivo de papa

Ítem	Descripción
Sistemas hortícolas en los cuales se produce	Cultivos mecanizados, producción de “papa semilla” ³ , industria y autoconsumo.
Zonas en las cuales se produce	<ul style="list-style-type: none"> • Papa semilla certificada por el INASE⁴: Tucumán (Tafí del Valle), Mendoza (Malargüe), Catamarca (Las Estancias) y Sur y Sudeste de Buenos Aires. • Papa para fresco e industria: <ul style="list-style-type: none"> • temprana en Tucumán • semitemprana en Córdoba • semitardía en el Sudeste de Buenos Aires • tardía en Córdoba
Órgano de iniciación	Trozos de tubérculo (papa) o tubérculos pequeños (papines)
Forma de iniciación	Plantación directa.
Protección	A campo sin protección en los períodos libres de heladas (PLH)
Labores culturales	Preparación de suelo, trasplante, riego, fertilización, desmalezado, manejo sanitario, aporque y cosecha.
Criterio de cosecha	Oportunidad de precio, que permite cosechar tubérculos inmaduros (por ejemplo, en Tucumán, el cultivo se comienza a cosechar cuando la parte aérea aún se encuentra verde). Altos rendimientos con tubérculos maduros (en el Sudeste de Buenos Aires, el ciclo del cultivo se completa observándose la parte aérea “entregada”. En este caso el tubérculo está en estado de dormición, lo que permite almacenarlo por más tiempo).
Poscosecha	La papa inmadura se comercializa inmediatamente una vez cosechada. La papa madura para “semilla” y para consumo en fresco posee una temperatura óptima de almacenamiento es de 4 a 5°C con un 95% de humedad relativa. Para la industria la temperatura ideal de almacenamiento es de 7°C con la misma HR.
Destino/Comercialización	Principalmente se comercializa en mercados mayoristas concentradores y venta directa a supermercados. Aproximadamente un 75% se destina al consumo interno un 18% para la exportación y un 7% para “semilla” ⁵ . Un pequeño porcentaje de la papa producida en el Sudeste de Buenos Aires es lavada obteniendo un mejor precio.

24.4. Tecnologías propias de la horticultura para la protección de cultivos

Dentro de las tecnologías que se manejan en los agroecosistemas hortícolas, se encuentran las protecciones de los cultivos a las bajas y a las altas temperaturas. Estas protecciones pueden ser **protecciones totales (forzadas)**, en las que la protección ocurre durante toda el ciclo del cultivo o **parciales (semiforzadas)**, en las que al cultivo se lo protege, por ejemplo en la primera parte del ciclo. El ejemplo más representativo de los sistemas forzados son los invernáculos. Ente los sistemas semiforzados, por otro lado, se pueden mencionar: túneles, barandillas, tapaderas, vidrieras, acolchados de suelo (*mulching*), barraca cubierta, manta térmica (en este apartado se explicarán las tecnologías más utilizadas en la producción hortícola).

3 El órgano botánico de iniciación de la papa es el tubérculo, que comúnmente se denomina “papa semilla”.

4 INASE es el Instituto Nacional de Semillas. Pagina web: <https://www.argentina.gob.ar/inase>

5 Fuente: Área de Economía y Sociología Rural. EEA - INTA - Balcarce.

En líneas generales, en todos los ejemplos mencionados, si pensamos en las tecnologías de protección como sistemas, vamos a encontrar que cuentan con los mismos elementos y con similitudes en las interacciones y objetivos.

Los elementos más importantes son:

- El ambiente externo,
- La persona (productor/productora),
- La estructura de protección,
- El ambiente interno,
- El suelo,
- El cultivo.

Existe un *productor/productora* que decide construir una *estructura de protección* que permita generar un diferencial entre *ambiente externo* y el *ambiente interno*. Además, que esta *estructura de protección* tenga como característica cierta permeabilidad para la radiación solar de onda corta y cierta opacidad a la radiación terrestre de onda larga, generando lo que se conoce como efecto invernadero⁶. Esta característica del material, que podría ser polietileno, permite que el *suelo* pueda acopiar energía solar de onda corta y la ceda como radiación terrestre de onda larga, como calor. Estas interacciones entre los elementos podrían permitir que se inicie un *cultivo*, en un momento de bajas temperaturas, en el cual no se podría haber hecho si no sería por la tecnología de protección.

24.4.1. Sistema forzado

Un porcentaje muy importante de los invernáculos utilizados en los agroecosistemas hortícolas, son invernaderos de madera con polietileno transparente, construidos con techo a dos aguas (*Figura 24.1*). Si estas estructuras se “hermanan” se los considera que están en batería. En invierno, el recurso radiación es un factor que puede llegar a ser limitante. Para este escenario, en la parte centro sur de nuestro país, el eje de la cumbrera, o sea el “largo del invernáculo” se orienta de Este a Oeste presentando la mayor superficie de captación hacia el Norte. En relación al



Figura 24.1. Invernaderos en batería en Florencio Varela

manejo, es necesario ventilar abriendo los laterales permitiendo que las concentraciones de dióxido de carbono (CO₂) se igualen entre el ambiente interno y el externo. Por otra parte, en verano las mayores dificultades ocurren por las altas temperaturas. En este momento del año, se mantienen

⁶ Para más información puede consultarse el documento “Invernaderos: Tecnología apropiada en las regiones productivas del territorio nacional argentino (del paralelo 23 al 54)” disponible en <http://sipas.inta.gob.ar/?q=node/1396>

abiertas todas las ventanas laterales, pudiendo en algunos casos disminuir la radiación incidente, con sombreo con medias sombras, encalado o embarrado los techos. En general, el manejo de las altas y bajas temperaturas se realizan de forma pasiva, sin el aporte de energía. Los cultivos que se producen en estas estructuras son: tomate, pimiento, berenjena, pepino, melón, distintos tipos de lechuga, espinaca, apio, rúcula, entre otros.

24.4.2. Sistemas semiforzados

Túneles. Estas estructuras se utilizan para proteger a los cultivos de las bajas temperaturas (*Figura 24.2*). Funcionan como pequeños invernáculos, aunque con un menor costo, compartiendo características de funcionamiento. Sin embargo, por contener un menor volumen del ambiente interno⁷, la inercia térmica es menor. Esto implica que se caliente y se enfríe más rápido. Se utiliza en los primeros estadios de los cultivos. Cuando las temperaturas son muy bajas se abre el polietileno permitiendo ventilar a media mañana y se los cierra después del mediodía para que el ambiente interno acumule energía, en forma de calor. Cuando las temperaturas comienzan a ser menos extremas, el tiempo de apertura del polietileno es mayor, hasta que en etapas avanzadas del cultivo (con temperaturas óptimas), los polietilenos quedan de lado y no se vuelven a cubrir. Ejemplo: frutilla en Coronda, Santa Fe.



Figura 24.2. Túnel abierto y cerrado en producción de frutilla (Coronda, Santa Fe).

Mulching o acolchado de suelo. Esta tecnología, muy característica de la producción hortícola, consiste en cubrir los camellones del suelo con polietileno (de diversos colores) o material vegetal (*Figuras 24.3, 24.4, 24.5 y 24.6*). Dependiendo del material que se elija, el efecto sobre variables ambientales, edáficas y de cultivo son diferentes, como se detalla en el *Cuadro 24.4*.

⁷ A la relación entre la superficie del suelo (expresado en m²) y el volumen de aire que contiene (expresado en m³) se lo denomina **cubicación**. Cuanto mayor es la cubicación, mayor es la inercia térmica.

Cuadro 24.4. Caracterización de distintos acolchados de suelo.

	Polietileno negro	Polietileno transparente	Polietileno bicapa ⁸	Cobertura vegetal
Control de malezas	Alto	Incrementa el crecimiento de malezas	Alto	Medio
Eficiencia en el uso del agua	Alto	Medio	Alto	Alto
Temperatura del suelo	Baja	Alta	Baja	Baja
Erosión de suelo ⁹	Bajo	Bajo	Bajo	Bajo
Mejora en la calidad física del suelo	Media a baja	Media a baja	Media a baja	Alta
Calidad de los frutos en contacto con la cobertura	Baja	Baja	Alta	Media

**Figura 24.3.** Acolchado plástico bicapa blanco y negro en frutilla**Figura 24.4.** Acolchado plástico negro en berenjena.

8 El polietileno bicapa se coloca con la cara blanca hacia el arriba (aumenta la reflexión de la radiación y disminuye la temperatura del suelo) y la cara negra hacia abajo (hace un control eficiente de las malezas)

9 La erosión de suelo puede ser por el impacto de la gota de lluvia y/o erosión eólica e hídrica.



Figura 24.5. Acolchado plástico transparente en cultivo de berenjena



Figura 24.6. Acolchado de origen vegetal. Práctica de Cátedra de Horticultura - Facultad de Agronomía - UBA

Barandilla: en estos sistemas, a diferencia de lo antes descritos, cambia el elemento “estructura de protección”. En lugar de polietileno, es un manto térmico construido por material vegetal como cañas y algún tipo de paja u hojas de palma entre otros (*Figura 24.7*). Durante el día, el manto térmico vegetal se sostiene por cañas y los alambres siguiendo la línea del cultivo. Por la tarde un operario retira unas ramas que tienen en el extremo que se junta con el alambre como una horquilla en forma de Y para dejar que la manta térmica se recueste sobre el cultivo generando un ambiente interno distinto al ambiente externo compartiendo ahora si con los invernaderos y los túneles la interacción generando un efecto Este sistema se orienta colocando los postes en las cabeceras de Este a Oeste. La manta

térmica vegetal se orienta hacia el Sur (protegiendo al cultivo de los vientos fríos del Sur) y el cultivo queda orientado hacia el Norte, permitiendo la máxima exposición del mismo a la intercepción de la radiación. Se utiliza por ejemplo en Santa Fe para el cultivo de tomate permitiendo comenzar el mismo en momentos donde las temperaturas son bajas. Esto permite comenzar a cosechar antes que los cultivos de tomates sin protección cuando el producto tiene un mejor precio.



Figura 24.7. Barandilla en cultivo de tomate en Santa Fe (Fuente: J.C. Favaro).

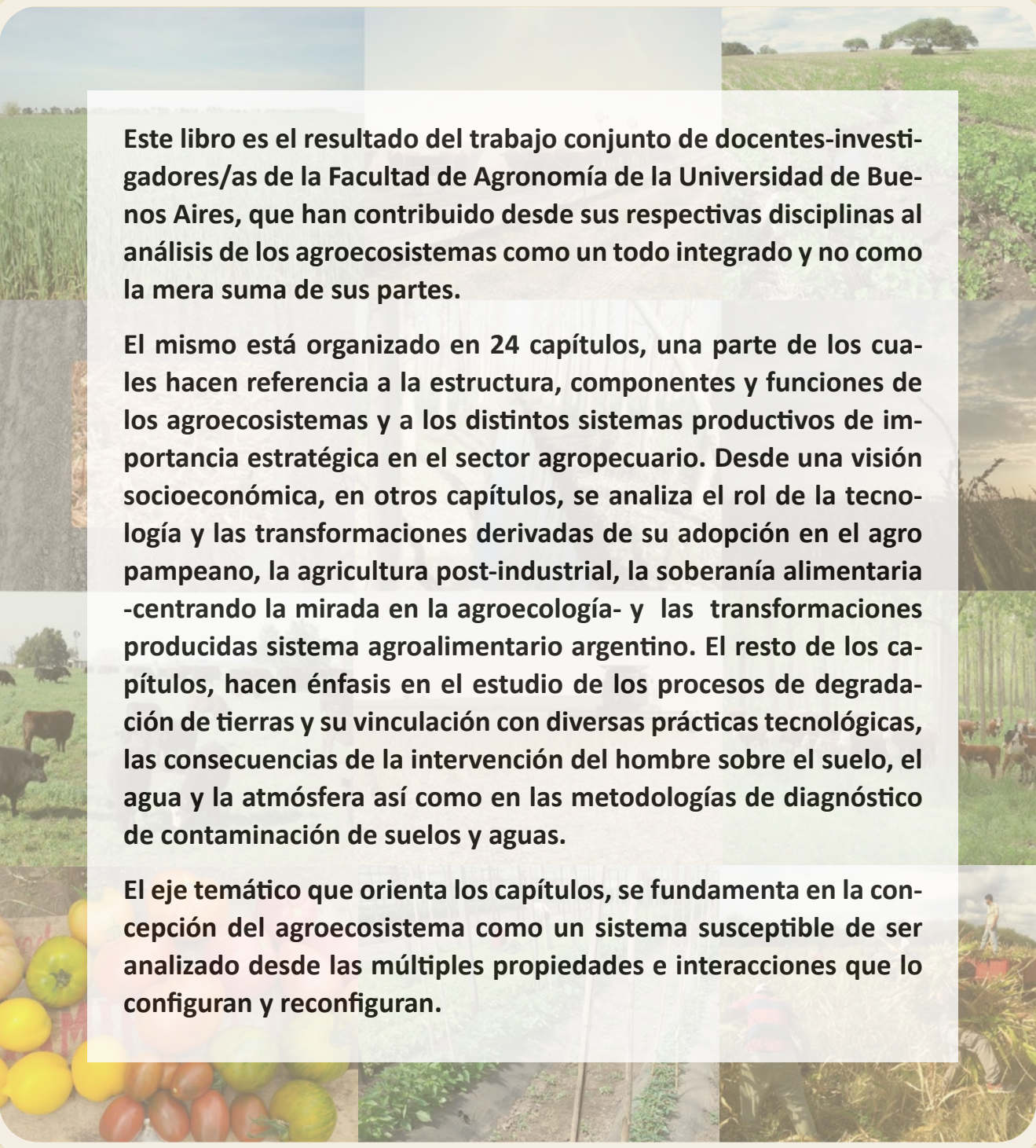
Manta térmica o flotante. Se coloca con el objetivo de aumentar la temperatura del ambiente interno y así, poder realizar un cultivo con temperaturas externas subóptimas. La manta se coloca sobre el cultivo y se sujetan los bordes con el suelo. A medida que el cultivo crece, la manta acompaña ese crecimiento dado que es muy liviana. El material de la manta se lo conoce como “pao pao” (*Figura 24.8*).



Figura 24.8. Manta térmica o flotante.

Bibliografía

- Chiesa, A.; Frezza, D. (2018). Hortalizas. Ecofisiología, tecnología de producción y poscosecha. Parte I. Editorial Hemisferio Sur. Buenos Aires, 364 pp
- La producción de tomate en Argentina. (2020). Dirección de Producción Agrícola Dirección Nacional de Agricultura Subsecretaría de Agricultura Secretaría de Agricultura, Ganadería y Pesca, Argentina.
- Lenscak, M.; IGLESIAS, N. (2019). Invernaderos Tecnología apropiada en las regiones productivas del territorio nacional argentino (del paralelo 23 al 54). Región Pampeana, Argentina: INTA Ediciones.



Este libro es el resultado del trabajo conjunto de docentes-investigadores/as de la Facultad de Agronomía de la Universidad de Buenos Aires, que han contribuido desde sus respectivas disciplinas al análisis de los agroecosistemas como un todo integrado y no como la mera suma de sus partes.

El mismo está organizado en 24 capítulos, una parte de los cuales hacen referencia a la estructura, componentes y funciones de los agroecosistemas y a los distintos sistemas productivos de importancia estratégica en el sector agropecuario. Desde una visión socioeconómica, en otros capítulos, se analiza el rol de la tecnología y las transformaciones derivadas de su adopción en el agro pampeano, la agricultura post-industrial, la soberanía alimentaria -centrando la mirada en la agroecología- y las transformaciones producidas sistema agroalimentario argentino. El resto de los capítulos, hacen énfasis en el estudio de los procesos de degradación de tierras y su vinculación con diversas prácticas tecnológicas, las consecuencias de la intervención del hombre sobre el suelo, el agua y la atmósfera así como en las metodologías de diagnóstico de contaminación de suelos y aguas.

El eje temático que orienta los capítulos, se fundamenta en la concepción del agroecosistema como un sistema susceptible de ser analizado desde las múltiples propiedades e interacciones que lo configuran y reconfiguran.

ISBN 978-987-3738-38-8



9 789873 738388



EDITORIAL FACULTAD DE AGRONOMÍA
UNIVERSIDAD DE BUENOS AIRES