

Los desafíos de la agricultura argentina

Satisfacer las futuras demandas y reducir el impacto ambiental

Fernando Andrade

Compilador



INTA || Ediciones

Colección
DIVULGACIÓN

Los desafíos de la agricultura argentina

Satisfacer las futuras demandas
y reducir el impacto ambiental

*Fernando Andrade (compilador), Miguel Taboada, Daniel Lema,
Nestor Maceira, Hernán Echeverría, Gabriela Posse,
Daniel Prieto, Enrique Sánchez, Daniel Ducasse, Mario Bogliani,
Juan C. Gamundi, Eduardo Trumper, Jorge Frana, Evangelina Perotti,
Fernando Fava y Matías Mastrángelo.*



Ministerio de Agroindustria
Presidencia de la Nación

Dirección Nacional Asistente
de Información, Comunicación y Calidad.
2017.

Los desafíos de la agricultura argentina

Satisfacer las futuras demanda y reducir el impacto ambiental

Fernando Andrade (compilador)

1ra. Edición

Ediciones INTA

ISBN 978-987-521-860-4 (impreso)

ISBN 978-987-521-859-8 (digital)

Impreso en Gráfica Latina S.A., Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina. www.graficalatina.com.ar

Los desafíos de la agricultura argentina / Fernando H. Andrade ... [et al.] ; compilado por Fernando H. Andrade. - 1a ed. - Ciudad Autónoma de Buenos Aires : Ediciones INTA, 2017.

Libro digital, PDF

Archivo Digital: descarga y online

ISBN 978-987-521-859-8

1. Impacto Ambiental. 2. Agricultura. I. Andrade, Fernando H. II. Andrade, Fernando H., comp.

CDD 630

Diseño:

Área de Comunicación Visual

Gerencia de Comunicación e Imagen Institucional

© 2017, Ediciones INTA

Libro de edición argentina

Todos los derechos reservados. No se permite la reproducción total o parcial, la distribución o la transformación de este libro, en ninguna forma o medio. Ni el ejercicio de otras facultades reservadas sin el permiso previo y escrito del editor. Su infracción está penada por las leyes vigentes.

PRÓLOGO

La agricultura tiene una importancia estratégica en la economía argentina y la creciente demanda de productos agropecuarios constituye una gran oportunidad para el desarrollo equitativo de los territorios del país a través de la producción primaria y, principalmente, del agregado de valor y de la agroindustria. Además, Argentina tiene una gran responsabilidad en la futura seguridad alimentaria por ser uno de los países con mayores potenciales para la producción de alimentos.

Los grandes beneficios producidos por la intensificación y expansión de la agricultura argentina en las últimas décadas estuvieron asociados con significativos impactos sobre el ambiente. Entre estas externalidades negativas se destacan la degradación de los suelos, la deforestación, la contaminación con agroquímicos, la pérdida de biodiversidad, y las emisiones de gases de efecto invernadero.

El presente trabajo, realizado en respuesta a un pedido de la Dirección Nacional y Presidencia del INTA, se focaliza en generar conciencia acerca de la necesidad de romper la asociación entre producción y degradación ambiental, planificando los agroecosistemas de manera tal de satisfacer las futuras demandas de productos de la agricultura y reducir paralelamente el impacto ambiental de la actividad, asegurando la provisión de servicios ecosistémicos y beneficios socioeconómicos esenciales para la sociedad. Este es el gran desafío que enfrenta la agricultura argentina.

En este escrito se presentan estrategias productivas que pueden conducir a alcanzar estas metas. Se toman conceptos del libro anterior titulado *Los desafíos de la agricultura* y se completan con información local con el fin de analizar los posibles aportes del mejoramiento genético, la biotecnología, el manejo de cultivos con base ecofisiológica, el manejo integrado de plagas, las buenas prácticas de aplicación de plaguicidas y fertilizantes, el manejo eficiente del agua, las estrategias de intensificación ecológica, entre otros.

Los modelos de producción y las tecnologías deben ser evaluados en función de su contribución a los objetivos mencionados, evitando posturas ambientalistas extremas o tecnocentristas extremas. Finalmente, las capacidades de innovación y de colaboración, inherentes a nuestra especie, jugaron un rol fundamental en la evolución de la humanidad y son insoslayables en el análisis de los desafíos que hoy enfrentamos.

Este escrito está principalmente dirigido a i) los alumnos de escuelas y facultades de agronomía del país, con el deseo de reanimar su entusiasmo por aprender y contribuir a la generación de conocimientos, pilares para una agricultura sostenible, y ii) a los productores y asesores agropecuarios por su rol en la producción de alimentos y por su responsabilidad en el cuidado del ambiente.

LOS AUTORES

Editor y compilador:

Fernando Andrade

Autores:

Fernando Andrade: Investigador de INTA. EEA Balcarce. Profesional Consulto. Profesor de la Facultad de Ciencias Agrarias de la UNMP. Investigador de Conicet.

Miguel Taboada: Investigador de INTA. Director del Instituto de Suelos, Centro de Investigación de Recursos Naturales (CIRN). INTA Castelar.

Daniel Lema: Investigador de INTA. Instituto de Economía y Sociología. Centro de Investigación en Ciencias Políticas, Económicas y Sociales.

Néstor Maceira: Investigador de INTA. EEA Balcarce. Fue Coordinador del Programa Nacional de Recursos Naturales, Gestión ambiental y Ecorregiones.

Hernán Echeverría: Investigador de INTA. EEA Balcarce. Área Agronomía. Especialista en fertilidad de suelos.

Gabriela Posse: Investigadora de INTA. Instituto de Clima y Agua, Centro de Investigación de Recursos Naturales (CIRN). INTA Castelar.

Daniel Prieto Garra: Investigador de INTA. EEA Santiago del Estero. Coordinador Nacional de Programa Nacional de Agua.

Enrique Sánchez: Investigador de INTA. EEA Balcarce. Coordinador Nacional del Programa Nacional de Frutales.

Daniel Ducasse: Investigador de INTA. CIAP. Coordinador Nacional del Programa Nacional de Protección Vegetal.

Mario Bogliani: Investigador de INTA. Integrante de la Comisión Nacional de Agroquímicos del Ministerio de Salud de la Nación. Es Coordinador del Proyecto Capacitar en Mecanización Agrícola.

Juan Carlos Gamundi: Investigador de INTA. Profesional Asociado de la EEA Oliveros INTA Santa Fe.

Jorge Frana: Investigador de INTA. EEA Rafaela INTA Santa Fe. Coordinador de un Proyecto Integrador del Programa Nacional de Protección Vegetal.

Eduardo Trumper: Investigador de INTA. EEA Manfredi. Coordinador de un Proyecto Específico del Programa Nacional de Protección Vegetal.

Fernando Fava: Investigador de INTA. EEA Manfredi.

Evangelina Perotti: Investigador de INTA. EEA Oliveros.

Matías Mastrángelo: Investigador de Conicet. Unidad Integrada INTA EEA Balcarce–FCA UNMP.

A continuación se indican los capítulos en los cuales los autores realizaron sus principales aportes

Miguel Taboada: Degradación de los suelos (Capítulo 3.1), Agricultura conservacionista (Capítulo 4.2), Buenas prácticas en fertilización (Capítulo 4.8.2) y aportes generales en el resto del libro.

Daniel Lema: Evolución y perspectivas de la producción y la productividad agropecuaria (Capítulo 2), y colaboración en los capítulos de Introducción (Capítulo 1) y Los desafíos (Capítulo 5).

Hernán Echeverría: Contaminación química. Fertilizantes (Capítulo 3.2.2), Agricultura conservacionista (Capítulo 4.2) y Buenas prácticas en fertilización (Capítulo 4.8.2).

Gabriela Posse: Emisiones de gases de efecto invernadero (Capítulo 3.5) y aportes generales en el resto del libro.

Daniel Prieto: Uso del agua (Capítulo 3.3) y Incrementar la productividad del agua (Capítulo 4.10).

Néstor Maceira y Matías Mastrángelo: Pérdida de biodiversidad y servicios ecosistémicos (Capítulo 3.4) y Estrategias de intensificación ecológica (Capítulo 4.11).

Daniel Ducasse, Enrique Sánchez, Jorge Frana, Eduardo Trumper, Juan Carlos Gamundi, Evangelina Perotti y Fernando Fava: Contaminación química (Plaguicidas) (Capítulo 3.2.1) y Manejo integrado de plagas (Capítulo 4.7).

Mario Bogliani: Contaminación química (Plaguicidas) (Capítulo 3.2.1) y Buenas prácticas en el uso de fitosanitarios (Capítulo 4.8.1)

Fernando Andrade: Introducción (Capítulo 1), Contaminación química (Capítulo 3.2), Estrategias para una producción sostenible (Capítulo 4 y Secciones 4.1, 4.2, 4.3, 4.4, 4.5, 4.6, 4.7, 4.8, 4.9), Los desafíos (Capítulo 5) y aportes a los otros capítulos.

AGRADECIMIENTOS

Los autores desean expresar su agradecimiento a Fernando García, Gustavo Zielinski, Karina Casella, Hugo García, Laura Echarte, Enrique Pavan, María Paula Barral, Virginia Aparicio, Germán Berone, Francisco Bedmar, Héctor Espina, Aníbal Pordomingo, y Eduardo Quarnolo por sus críticas, aportes y comentarios; a M. Rebaudi por su colaboración en las etapas de escritura y corrección; y a Laura Lima, Laura Lorenzo y Gustavo Ciuffo por los trabajos de edición. Además agradecemos al equipo de Comunicación Visual, por el diseño y diagramación de esta publicación.

ÍNDICE

- 11 1. INTRODUCCIÓN

- 14 2. EVOLUCIÓN Y PERSPECTIVA DE LA PRODUCCIÓN Y DE LA PRODUCTIVIDAD AGROPECUARIA

- 19 3. IMPACTO AMBIENTAL DE LA AGRICULTURA
 - 19 3.1 *Degradación de los suelos*
 - 25 3.2 *Contaminación química*
 - 25 3.2.1 *Plaguicidas*
 - 29 3.2.2 *Fertilizantes*
 - 32 3.3 *Uso del agua*
 - 36 3.4 *Pérdida de biodiversidad y servicios ecosistémicos*
 - 40 3.5 *Emisiones de gases de efecto invernadero*

- 46 4. ESTRATEGIAS PARA UNA PRODUCCIÓN SOSTENIBLE
 - 46 4.1 *Introducción*
 - 50 4.2 *Agricultura conservacionista*
 - 55 4.3 *Cultivos por año*
 - 56 4.4 *Mejoramiento genético*
 - 60 4.5 *Biotecnología*
 - 61 4.6 *Manejo de cultivos con base ecofisiológica*
 - 65 4.7 *Manejo integrado de plagas*
 - 70 4.8 *Buenas prácticas en el uso de insumos*
 - 70 4.8.1 *Buenas prácticas en el uso de fitosanitarios*
 - 72 4.8.2 *Buenas prácticas en fertilización*
 - 76 4.9 *Buenas prácticas en producción animal*
 - 78 4.10 *Incrementar la productividad del agua*
 - 83 4.11 *Estrategias de intensificación ecológica*

- 86 5. LOS DESAFÍOS
 - 94 *BIBLIOGRAFÍA*

1. INTRODUCCIÓN

Desde el advenimiento de la agricultura, la producción agrícola aumentó siguiendo el incremento en la demanda de alimentos por parte de la población (Andrade, 2016). A fines del siglo XVIII, Malthus predijo hambrunas generalizadas al notar que la población humana crecía de forma geométrica mientras que la producción de alimentos aumentaba de manera aritmética. La población creció considerablemente, especialmente a partir de los descubrimientos de Pasteur, que posibilitaron reducciones significativas en la tasa de mortalidad infantil. No obstante, la producción de alimentos creció a una tasa aún mayor gracias a la innovación humana. La revolución agrícola y la revolución industrial constituyen claros ejemplos de innovación en la producción agropecuaria que postergaron las predicciones malthusianas. Los notables incrementos de la producción global se debieron principalmente a la expansión de la superficie cultivada hasta mediados del siglo XX y luego, al aumento de los rendimientos por unidad de superficie basados en el uso de insumos externos (Andrade, 2016). A manera de ejemplo, la cantidad de superficie cultivada per cápita se redujo de 0,45 a menos de 0,25 ha entre 1960 y principios del siglo XXI (Bruisma, 2009).

Estos aumentos de producción estuvieron asociados con procesos de degradación del suelo, de pérdida de hábitats y de contaminación por la elevada utilización de insumos, entre los que se destacan los fertilizantes, los plaguicidas y la energía fósil.

La agricultura y las actividades humanas generalmente ocasionan una extralimitación en el uso de los recursos naturales y de la capacidad bioproductiva del planeta. Una extralimitación en el uso de los recursos surge de la convergencia de un rápido crecimiento de la población y de sus actividades económicas, de un límite en la disponibilidad de dichos recursos y de un desfase en la percepción del problema que causa retrasos en la aplicación de las medidas adecuadas (Meadows et al., 2012).

La producción agropecuaria global es responsable de buena parte del impacto ambiental que las actividades antropogénicas tienen sobre los ecosistemas por sus contribuciones a la emisión de gases de efecto invernadero, por la pérdida de biodiversidad, por la contaminación con agroquímicos, por el uso del agua de ríos, lagos y acuíferos para riego, por la degradación de los suelos, por el incremento del nitrógeno reactivo en la biósfera y por los aportes al flujo de fósforo y de otros nutrientes a aguas superficiales y a los océanos (Andrade, 2016; Rockstrom et al., 2009).

El sector agroindustrial argentino ha sido pionero en adopción e innovación tecnológica y organizacional en los últimos 25 años.

La agricultura argentina ha sido precursora en la aplicación de la tecnología de siembra directa, en incorporación de biotecnología y en el uso de nuevas tecnologías de información y agricultura de precisión. El capital humano específico aplicado al sector ha crecido notablemente en los últimos años, destacándose por un alto grado de especialización profesional y técnico en las labores agrícolas, así como por poseer un cuerpo técnico de gran calidad en investigación y desarrollo tecnológico. En el ámbito empresarial las innovaciones organizacionales han mejorado notablemente la eficiencia, destacándose el desarrollo de asociaciones productivas flexibles y un amplio mercado de prestadores de servicios para el agro que han contribuido a la creación de una red de empresas en la producción, procesamiento y comercialización, articuladas tanto en forma vertical como horizontal.

No obstante, el proceso de agriculturización que se ha producido en el país en las últimas décadas se ha caracterizado por un marcado incremento en el área sembrada de cultivos, el corrimiento de la frontera agropecuaria, el dominio del cultivo de soja y de las tecnologías de insumos, y la no contemplación de externalidades en cuanto a aspectos ambientales y sociales (Viglizzo et al., 2006; Manuel-Navarrete et al., 2007, 2009; Carreño et al., 2012; INTA, 2011). El avance de la agricultura, del cual el cultivo de soja es el principal motor, tiene consecuencias negativas sobre la materia orgánica y el balance de nutrientes en los suelos, y conduce a incrementos de las emisiones globales de gases invernadero y a deterioros en el largo plazo de los sumideros naturales de este elemento. Además, a pesar de que actualmente se utilizan plaguicidas menos agresivos en cuanto a toxicidad y persistencia en comparación con décadas anteriores, la agriculturización condujo a un mayor uso de agroquímicos que contaminan el suelo y los cuerpos de agua, y son un riesgo para la salud humana y animal. Finalmente, la disminución de hábitats naturales o semi naturales relacionada con la expansión de la soja ha resultado en una reducción de la biodiversidad asociada y en la pérdida de servicios ecosistémicos.

Este proceso ha tenido, además, consecuencias sociales, que si bien no se abordan en el presente trabajo, son aspectos fundamentales para considerar en un análisis integral de la sostenibilidad de los territorios rurales.

La demanda global de productos agrícolas continuará creciendo debido, principalmente, al crecimiento poblacional y al aumento de la calidad de la dieta por incrementos en el poder adquisitivo (Alexandratos y Bruinsma, 2012; Andrade, 2016). Esto traccionará la producción mundial de alimentos, y especialmente la de Argentina, por sus amplias ventajas comparativas para la producción agropecuaria (Hall et al., 1992). La diversidad de climas y de

suelos de nuestro país posibilita producir una amplia diversidad de productos. La Argentina tiene una gran responsabilidad en la futura seguridad alimentaria por ser uno de los países con mayores potenciales para la agricultura. Se estima que el país produce alimento para alrededor de 400 millones de personas. Además, la agricultura tiene una importancia estratégica en la economía argentina y la creciente demanda de productos agropecuarios constituye una gran oportunidad para el desarrollo equitativo de los territorios del país a través de la producción primaria y, principalmente, del agregado de valor y de la agroindustria.

El gran desafío que enfrentamos es satisfacer y aprovechar dichas demandas de productos del agro reduciendo simultáneamente el impacto ambiental (Andrade, 2016) con un mínimo riesgo para la salud de la población.

En síntesis, la intensificación y expansión de la agricultura registrada en la Argentina en las últimas décadas produjo importantes incrementos en el volumen de producción de alimentos asociados con significativos impactos sobre el ambiente que pueden comprometer la futura producción y la capacidad del paisaje rural de proveer otros servicios ecosistémicos fundamentales.

El presente trabajo se focaliza en generar conciencia acerca de la necesidad de romper esta asociación, planificando los agroecosistemas de manera tal de satisfacer las futuras demandas de productos de la agricultura y reducir paralelamente el impacto ambiental de la actividad, asegurando la provisión de servicios ecosistémicos y beneficios socioeconómicos esenciales para la sociedad.

En este escrito se presenta, en primer lugar, la evolución de la agricultura argentina, su rol en la economía y su potencial para satisfacer requerimientos crecientes de productos agropecuarios. Posteriormente, se presenta información acerca de los efectos de dicha actividad sobre el ambiente. Se hace hincapié en la degradación de los suelos, la contaminación ambiental por agroquímicos y la pérdida de biodiversidad y de servicios ecosistémicos. También se realiza una evaluación de las emisiones de gases de efecto invernadero y la utilización de recursos hídricos por parte del sector.

Seguidamente, se presentan las estrategias productivas que pueden conducir a cumplir con los objetivos mencionados. Se pone énfasis en las tecnologías de procesos y de conocimientos que permitan satisfacer futuras demandas, alcanzar una mayor productividad o eficiencia de uso de recursos e insumos y reducir el impacto ambiental. Para conceptualizar y cuantificar los posibles aportes de estas estrategias se describen y se presentan ejemplos sobre el mejoramiento genético y la biotecnología, el manejo de cultivos con base ecofisiológica, las técnicas conservacionistas, la

intensificación del número de cultivos en el año, el manejo integrado de plagas, la intensificación con base ecológica, las buenas prácticas en fertilización, etc. Se subraya además, que toda tecnología debe ser analizada en la medida que sea funcional a los objetivos mencionados, evitando posturas ambientalistas extremas o tecnocentristas extremas.

Finalmente se discuten los modelos de producción del país en función de los objetivos mencionados y se remarca el rol que tienen nuestras capacidades inherentes de innovación y colaboración para satisfacer futuras demandas y reducir el impacto ambiental de la actividad.

2. EVOLUCIÓN Y PERSPECTIVA DE LA PRODUCCIÓN Y DE LA PRODUCTIVIDAD AGROPECUARIA

El sector agropecuario, agroalimentario y agroindustrial argentino (SAAA) tiene relevancia estratégica para el país. Durante la campaña 2014/15 el sector agropecuario superó ampliamente 100 millones de toneladas de grano (correspondiendo el 53 % a oleaginosas, el resto a cereales y otros granos). Además, produjo 2,6 millones de toneladas de cítricos, 13,4 millones de hectolitros de vino, cerca de 3 millones de toneladas de carne vacuna, 2 millones de toneladas de carne aviar, 441 mil toneladas de carne porcina y 11 mil millones de litros de leche bovina, entre muchos otros rubros (INTA, 2017; Datos del Ministerio de Agroindustria).

Por sus favorables condiciones naturales, su historia en la producción agropecuaria y su capital humano en el sector agropecuario y agroindustrial, la Argentina está posicionada como uno de los líderes en los mercados internacionales de productos agroalimenticios. La importancia estratégica de la agricultura en la economía argentina se pone de manifiesto considerando que el sector aporta más del 50 % del valor total de las exportaciones y tiene una participación aproximada del 7 % sobre el Producto Interno Bruto (PIB) total, que llegaría a 18-22 % si se agrega la contribución neta indirecta sumando la cadena de agroprocesamiento. Al mismo tiempo, emplea de manera directa aproximadamente al 7 % de la fuerza laboral registrada, a lo que habría que agregar el empleo asociado con actividades agroindustriales, lo que elevaría este porcentaje al 17 % (Nogués, 2015).

Capitalizar estas ventajas comparativas para generar un desarrollo sostenible requiere promover mejoras sistemáticas en la productividad agropecuaria y agroindustrial.

La Figura 1 presenta la evolución de un índice de producción agropecuaria total (agricultura y ganadería) entre los años 1962 y

2013. Se observa que la producción total casi se ha cuadruplicado en poco más de 50 años, lo que implica un crecimiento a una tasa del 2,5 % anual acumulativo aproximadamente.

El aumento de la productividad y el cambio tecnológico han jugado un rol muy importante en el crecimiento de la agricultura argentina. El aumento en la producción agrícola ha sido sostenido y promedió una tasa de crecimiento anual acumulativo del 3 % entre 1962 y 2013 (Tabla 1). Este crecimiento de largo plazo de la producción está explicado, por un lado, por incrementos en el uso de factores e insumos (tierra, trabajo, capital, fertilizantes, etc.), cuya tasa de crecimiento ha sido del 0,62 % anual y por otro, mucho más importante, por el aumento de la Productividad o Productividad Total de Factores (PTF) que creció al 2,45 % anual. Es decir, una buena parte del incremento de la producción agrícola puede explicarse por mejoras de productividad, lo que implica una mayor capacidad de producción del conjunto de recursos disponibles (Lema, 2015).

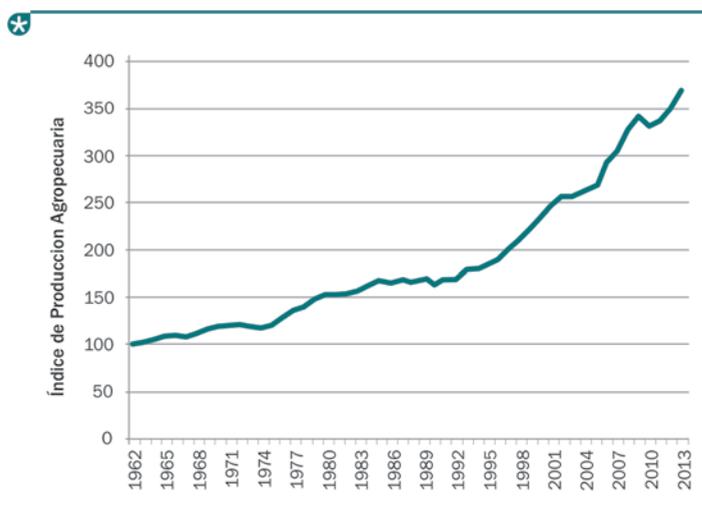


Figura 1. Índice de producción agropecuaria 1962-2013. Base 1962=100. Elaboración propia basado en FAO (2016).

	Producción	Insumos	Productividad (PTF)
	Tasa anual (%)		
Cultivos	3,07	0,62	2,45
Ganadería	0,89	0,16	0,73

Tabla 1. Tasas de crecimiento de producción, insumos y productividad (PTF) en cultivos y ganadería entre 1962-2013 (% anual). La PTF es el crecimiento de la producción no explicado por los insumos. Los insumos considerados son tierra, fertilizantes, trabajo, capital, maquinaria, stock animal, pasturas, semillas y alimento animal. Estimaciones para agricultura basadas en el Crops Production Index elaborado por la FAO que incluye todos los cultivos agrícolas, excluyendo pasturas. En el caso de ganadería se utiliza el Livestock Production Index (FAO) que incluye toda la producción animal, excluyendo leche, huevos, cueros y pieles. Fuente: Lema (2015).

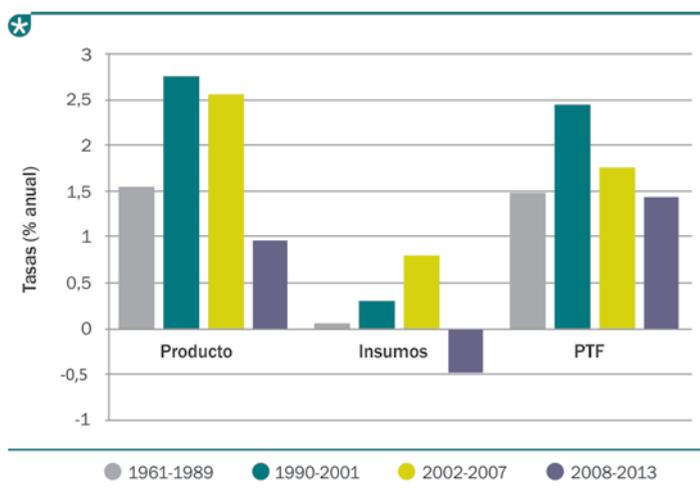
Las tasas de crecimiento de la producción y el comportamiento global de la productividad han sido mucho más modestas para la actividad ganadera. En contraste con la producción agrícola, la ganadería ha evolucionado a tasas mucho menores, ya que en el

mismo periodo la producción ganadera creció al 0,89 % anual, los insumos al 0,16 % anual y la PTF al 0,73 % anual. Una explicación para estas diferencias puede vincularse con las distorsiones de precios generadas por las políticas agropecuarias aplicadas en la Argentina. En particular estas políticas han generado sesgos hacia producciones con tecnologías ahorradoras de costos o con menor exposición a impuestos o restricciones cuantitativas a la exportación. Esto ha resultado en una disminución relativa de la producción de bienes que requieren mayor intensidad de capital, como el ganado vacuno y el maíz (Cristini et al. 2009).

Las políticas de impuestos a la exportación, regulaciones y restricciones cuantitativas a la exportación de productos agropecuarios han generado distorsiones de precios relativos que impactaron sobre las tasas de crecimiento sectorial con distinta intensidad.

La Figura 2 muestra el comportamiento de la producción y la productividad del sector agropecuario, por periodos, desde 1961 hasta 2013. Se observa que a lo largo de los años el comportamiento de las tasas de crecimiento ha sido primero creciente y luego decreciente. Puede inferirse entonces que en el sector agropecuario las tasas de crecimiento de producción y productividad son afectadas fuertemente por las políticas aplicadas, las cuales impactan sobre los incentivos económicos de los productores.

Figura 2. Tasas de crecimiento (%) de producción, uso de insumos y productividad (PTF) en el sector agropecuario durante cuatro etapas. Las etapas son i) 1961-1989: impuestos a las exportaciones, regulación y alta protección industrial; ii) 1990-2001: ausencia de impuestos a las exportaciones y desregulación; iii) 2002-2007: impuestos a las exportaciones y regulaciones crecientes y iv) 2008-2013: impuestos, regulaciones y restricciones cuantitativas a la exportación. Lema (2015).



La reciente eliminación de los derechos de exportación para la mayoría de los productos agropecuarios (excepto para aceite y porotos de soja) y de las restricciones cuantitativas para la exportación y la unificación del mercado de cambios implicaron un notable cambio de precios relativos y una mejora en los ingresos de los productores de granos y carnes. No obstante, los problemas

de competitividad que subsisten (altos costos de capital y transporte, falta de transparencia en los mercados, alta presión impositiva) representan una amenaza que puede afectar el dinamismo futuro del sector.

En cuanto a la relación del agro argentino con el mundo, la historia reciente muestra las claras ventajas comparativas en la producción agropecuaria y de alimentos de nuestro país. Mientras que la participación argentina en el Producto Bruto Mundial es menor al 1 %, las exportaciones agropecuarias argentinas alcanzan aproximadamente el 2,5 % del total de las exportaciones mundiales (FAO, 2016). Las exportaciones alimentarias presentan una participación similar. Es decir, la participación relativa en el comercio mundial agrícola y de alimentos más que duplica la importancia relativa en el producto bruto mundial, revelando una importante ventaja comparativa que debería ser potenciada.

La Figura 3 muestra estimaciones que sugieren una desaceleración de las tasas de crecimiento del comercio mundial en los próximos años. Se espera un incremento del comercio mundial de productos agroindustriales del 15 % en valor en la próxima década, lo que implica un 1,4 % anual en promedio. Estos valores de crecimiento son considerablemente menores que los registrados en periodos previos. Entre el 1995 y 2005 el comercio se incrementó a una tasa del 6,2 % anual, y entre 2005 y 2015 el crecimiento fue del 5,1 % anual (Fundación INAI, 2016). Si bien estos resultados implican un contexto menos favorable que el del pasado reciente, el mundo continuará adquiriendo alimentos en cantidades crecientes, lo que representa una oportunidad para aprovechar en los próximos años.

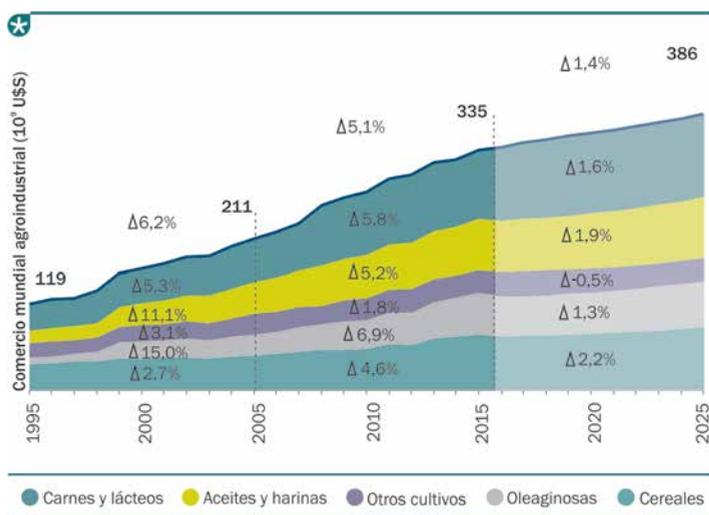


Figura 3. Comercio mundial agroindustrial por rubros y total en miles de millones de U\$S a precios 2015, entre 1995 y 2025. Se indica además el crecimiento promedio anual por etapa y por rubro. Fundación INAI (2016).

Luego de casi una década de altos valores, los precios de las materias primas se han debilitado en los últimos años. Así, el futuro es incierto a mediano plazo y esto plantea importantes desafíos para el sector agropecuario que debe competir en el mundo y en una región continental cuya productividad agrícola crece a tasas similares o incluso superiores a las observadas en Argentina (Fuglie et al., 2012; Lema y Gatti, 2016).

Si se tienen en cuenta los cambios que se observaron en materia de política comercial en la Argentina a partir del año 2016, es posible suponer un panorama positivo en cuanto a la evolución de la producción y de las exportaciones agroalimentarias. Por un lado, estimaciones recientes elaboradas por el Instituto de Negociaciones Agrícolas Internacionales mediante un modelo de simulación (Fundación INAI, 2016) predicen un escenario en el que la producción argentina de cereales y oleaginosas pasaría de aproximadamente 109 millones de toneladas en 2016 a más de 140 millones en la campaña 2025/2026; esto representa un incremento de 29 % en 10 años. Ante este crecimiento productivo, las exportaciones totales de granos aumentarían 16 millones de toneladas, llegando a 59 millones de toneladas. La carne bovina, por otro lado, incrementaría la producción hasta 3.3 millones de toneladas, con exportaciones que superarían las 800 mil toneladas en el 2025 (Tabla 2).

Estas proyecciones se dan, por un lado, como resultado de las condiciones de demanda internacional y, por otro, como consecuencia de suponer la continuidad de las políticas domésticas que mantienen los incentivos económicos derivados de la eliminación de los derechos de exportación y otras restricciones cuantitativas al comercio.



Tabla 2. Proyecciones al 2025 de producción, superficie sembrada y exportaciones de los principales cereales y oleaginosas y de producción, consumo y exportaciones de carne bovina. Fundación INAI (2016). Las estimaciones de producción agrícola están siendo superadas según los últimos datos de la campaña 2016-17.

*				
Cereales y Oleaginosas	2015/16	2020/21	2025/26	Aumento en 10 años
Producción (millones t)	109	127	140	28%
Área sembrada (millones ha)	31	34	35	13%
Exportaciones (millones t)	43	54	59	37%
*				
Carne Bovina	2015	2020	2025	
Producción (millones t)	2,74	3,1	3,26	19%
Consumo (millones t)	2,55	2,5	2,5	-2%
Exportaciones (millones t)	0,19	0,6	0,8	321%

En este sentido, la Argentina debería promover fuertemente la mejora de su competitividad internacional con una mayor apertura a los flujos mundiales de comercio al mismo tiempo que mejorar la provisión de bienes públicos asociados con la investigación y desarrollo, a estándares de calidad, sanitarios y de inocuidad de los alimentos. Acuerdos de libre comercio con mercados dinámi-

cos facilitarían una diversificación vía acceso a mercados más allá de los productos básicos.

La mirada económica debe ampliarse contemplando además aspectos ambientales y sociales. El sistema agropecuario, agroalimentario y agroindustrial argentino deberá afrontar los desafíos globales de seguridad alimentaria, cambio climático, salud ambiental, equidad social y uso responsable y sustentable de los recursos naturales (INTA, 2017).

Para los próximos años los desafíos en torno a la producción agropecuaria pueden resumirse en alcanzar los siguientes objetivos relacionados entre sí:

- i. Sostener aumentos de la producción junto con la productividad y la eficiencia en el uso de los insumos y recursos.
- ii. Incrementar el cuidado de los recursos naturales, particularmente el suelo, bosques, biomas no agriculturizados y el agua.
- iii. Reducir el impacto de la producción agropecuaria en el ambiente.
- iv. Contribuir al desarrollo sostenible de los territorios.

En la próxima sección se describen los principales efectos de la agricultura argentina en el ambiente.

3. IMPACTO AMBIENTAL DE LA AGRICULTURA

Los principales efectos de la agricultura argentina sobre el ambiente incluyen la degradación de los suelos, la contaminación con agroquímicos, la deforestación, la pérdida de biodiversidad, las emisiones de gases de efecto invernadero y los problemas derivados del uso de agua azul.

3.1. Degradación de los suelos

La agricultura en la Argentina se ha intensificado en los últimos años incrementando la producción, pero produciendo paralelamente un deterioro en la calidad del recurso suelo, considerado estratégico por ser de naturaleza no renovable. El proceso de degradación del recurso está asociado con la intensidad de las labranzas, la duración de los ciclos agrícolas, la tendencia al monocultivo, y la no reposición de nutrientes, entre otros factores.

La Figura 4 presenta un diagrama esquemático de los impactos que ejerce la agricultura sobre los suelos, las variables de estado y factores que intervienen, y los diferentes tipos de procesos de degradación de suelos resultantes.

La agricultura afecta el estado y las propiedades de los suelos pudiendo causar impactos negativos que difieren en su duración, ni-

vel de severidad y grado de reversibilidad. Estos impactos son los que se conocen como procesos de degradación de suelos (Scherr, 1999; Bringezu et al., 2010). La velocidad e incluso la dirección de estos cambios es modulada por variables externas al suelo, como son los cambios de uso de la tierra que alteran los equilibrios existentes, y el cambio o variabilidad del clima fundamentalmente a través de eventos extremos como temporales, sequías y cambios importantes de las temperaturas máximas y mínimas diarias (Scian et al., 2006; Compagnucci y Agosta, 2008; IPCC, 2014).

Por una parte, el suelo puede ser modificado en su estado y propiedades por la agricultura a través de cambios en el ciclado, contenido y distribución de los compuestos de carbono orgánico (materia orgánica) y los nutrientes vegetales, en las comunidades microbianas y fauna del suelo (organismos del suelo), y en los procesos de almacenamiento, redistribución y consumo de agua. Por otra parte, el uso de insumos agropecuarios (ej. agroquímicos) y el tránsito de maquinaria agrícola son estreses externos que también pueden generar cambios en los suelos (Figura 4).

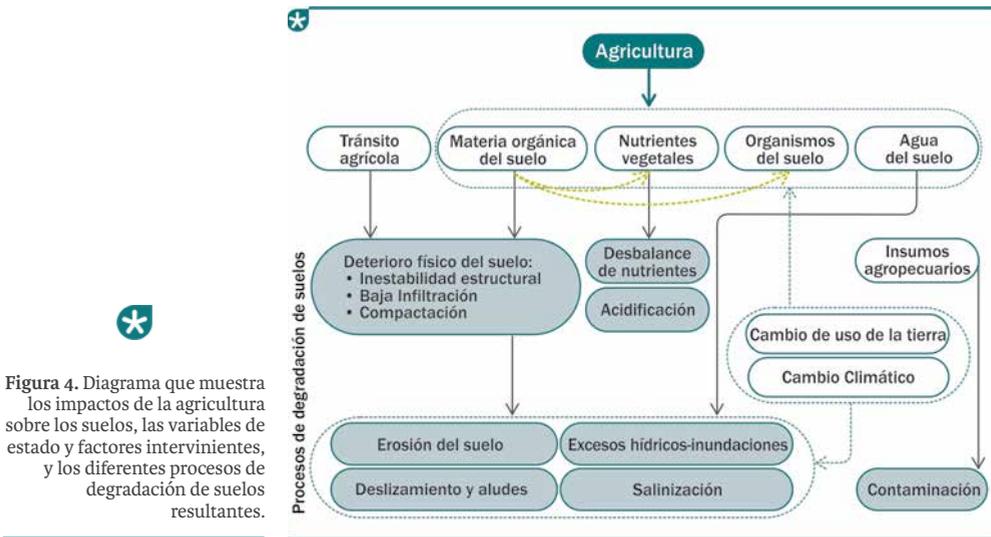


Figura 4. Diagrama que muestra los impactos de la agricultura sobre los suelos, las variables de estado y factores intervinientes, y los diferentes procesos de degradación de suelos resultantes.

Un estudio sobre el estado de los recursos edáficos del mundo actualiza la situación en la región de Latinoamérica y Caribe, y en particular agrega un análisis específico para nuestro país (FAO-ITPS, 2015). Al igual que en el resto de la región, la erosión del suelo es la principal amenaza. De acuerdo con una recopilación de Casas y Albarracín (2015), 36 % del territorio continental argentino se encuentra afectado por diversas formas y grados de erosión. Esto significa 100,7 millones de hectáreas, de las cuales 37,7 millones corresponden a erosión eólica y 63 millones a erosión hídrica. Un reciente estudio indica que la superficie afectada

tada por erosión hídrica en la Argentina es de alrededor de 72 millones de hectáreas (26 % del territorio nacional) (Gaitán et al., 2017). Si solo se consideran las provincias de la región Chaco-Pampeana, la superficie afectada por erosión llega a alrededor de 45 millones de hectáreas, fundamentalmente erosión hídrica (Tabla 3). Ello representa aproximadamente unas 2/3 partes de la superficie con aptitud de uso agropecuario.



Provincias	Superficie afectada por erosión hídrica (ha)		Superficie afectada por erosión eólica (ha)		Total (ha)
	Leve/Mod	Grave	Leve/Mod	Grave	
Buenos Aires	4.850.000	210.000	4.745.000	2.242.000	12.047.000
Córdoba	1.936.388	1.243.612	3.054.000	1.710.000	7.944.000
Chaco	1.222.000	820.000	310.000	30.000	2.382.000
Entre Ríos	3.897.219	42.736			3.939.955
Formosa	2.830.000	485.000	213.000	220.000	3.748.000
La Pampa	2.083.100	392.850	2.127.524	370.638	4.974.112
Salta	4.945.440	721.200	2.000	500	1.766.000
San Luis	614.000	560.000	491.000	184.000	1.849.000
Santa Fe	5.381.136	291.646			5.672.782
Santiago del Estero	491.750	344.984	284.589	65.222	1.186.545
Total					45.509.394



Tabla 3. Superficie afectada por erosión hídrica y eólica y su gravedad en diferentes provincias de la región Chaco-Pampeana (recopilado de Casas y Albarracín, 2015).

En los últimos 25 años solo las formas moderadas y leves de erosión crecieron, mientras que las severas o graves (ej. cárcavas) se mantuvieron constantes. Esta falta de agravamiento puede atribuirse a la generalizada adopción de sistemas de siembra directa por los agricultores, que limitó las pérdidas de suelo (Viglizzo et al., 2010). Por un lado, como es sabido, la erosión hídrica se origina en pérdidas de materia orgánica y estabilidad estructural, que promueven menores tasas de infiltración y mayores escurrimientos superficiales. Una excepción son los sitios montañosos donde se han desarrollado deslizamientos de laderas y aludes, asociados con deforestación y ocurrencia de eventos extremos del clima. Por otro lado, el sobrepastoreo es causal de erosión eólica en vastas extensiones del país (Villamil et al., 2001; Rostagno y Regorgue, 2011; Nakamatsu et al., 2015; Gaitán et al., 2017). La gravedad de estos procesos es marcada por su escasa o nula reversibilidad.

Las pérdidas de materia orgánica en suelos agropecuarios se relacionan con los cambios de uso de la tierra, sea por la roturación de pastizales pampeanos y el uso de sistemas agresivos de labranza (ej. arados de reja y vertedera, de disco, rastras, etc.) en el siglo pasado, sea por el desmonte en el norte de nuestro país, que se ha

intensificado en el presente siglo. En la actualidad, se destinan a cultivos aproximadamente 33 millones de hectáreas, de las cuales alrededor de un 90 % es manejado con siembra directa.

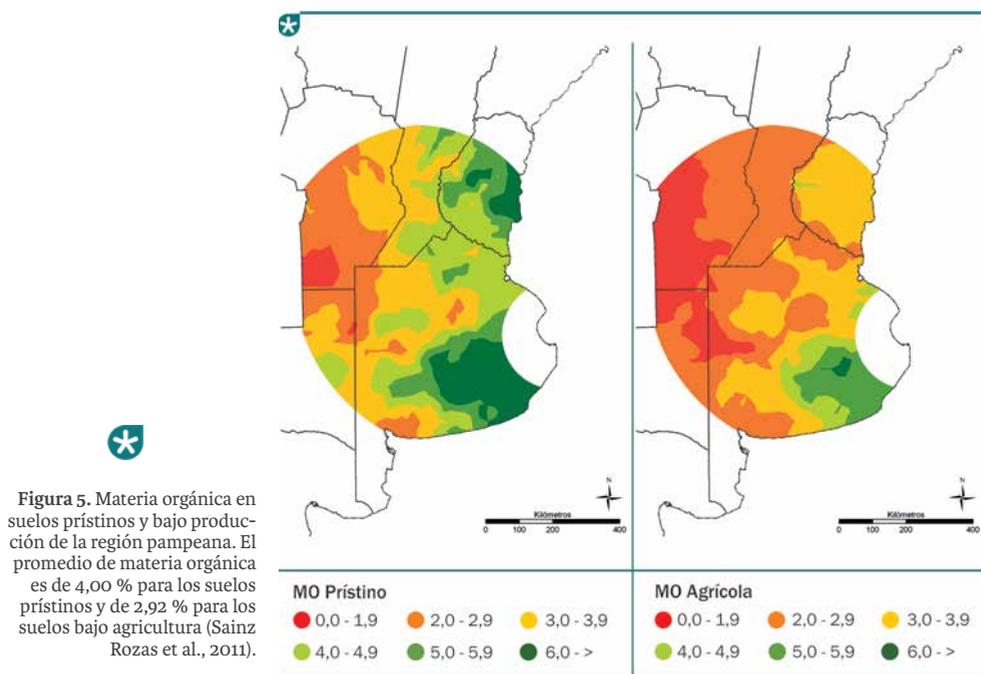


Figura 5. Materia orgánica en suelos prístinos y bajo producción de la región pampeana. El promedio de materia orgánica es de 4,00 % para los suelos prístinos y de 2,92 % para los suelos bajo agricultura (Sainz Rozas et al., 2011).

En condición prístina, los suelos de la región pampeana eran ricos en materia orgánica y de alta fertilidad natural. Pero un largo periodo bajo actividad agrícola (más de 50 años), sin o con escaso uso de fertilizantes, ha dado lugar al deterioro de las propiedades físicas, químicas y biológicas. Esta disminución es muy significativa considerando que se ha reducido proporcionalmente más la fracción más lábil o joven de la materia orgánica, responsable de la mayor actividad biológica y del aporte de nutrientes por mineralización (Álvarez et al., 2009).

En la Figura 5 se comparan los niveles de materia orgánica de suelos de la región pampeana en situaciones sin uso (prístinas) y con agricultura. La reducción de materia orgánica de los suelos por agricultura fue de 27 % a nivel de toda la región pampeana (Sainz Rozas et al., 2011). Esta disminución es inclusive superior al 50 % en aquellos suelos con prolongada historia agrícola, lo que se traduce en mayor susceptibilidad a la erosión y dependencia del aporte de nutrientes por fertilización. Según otros autores, la agricultura con laboreo causó pérdidas promedio de 18 % en los primeros 20 cm de suelos de La Pampa Ondulada, comparado con suelos cuasi-prístinos (Alvarez et al., 2009).

La fuerte tendencia actual al monocultivo de soja promueve reducciones de la materia orgánica y diversas formas de deterioro estructural que favorecen el desarrollo de procesos erosivos en suelos descubiertos (Sasal et al., 2006; Alvarez et al., 2014; Sasal et al., 2016). Del área sembrada en Argentina en los últimos años, el 30 % corresponde a cereales y el 70 % a oleaginosas, principalmente soja. Hace 30 años la relación era inversa. El problema se relaciona con que la soja posee un sistema radical poco denso y retorna escasa cantidad de residuos al suelo (rastros). Los aportes de rastrojo de la soja no solo son inferiores en cantidad, sino que presentan una persistencia menor en el sistema que los de los cultivos de gramíneas debido a su alto contenido de nitrógeno (baja relación C/N); (Studdert y Echeverría, 2000).

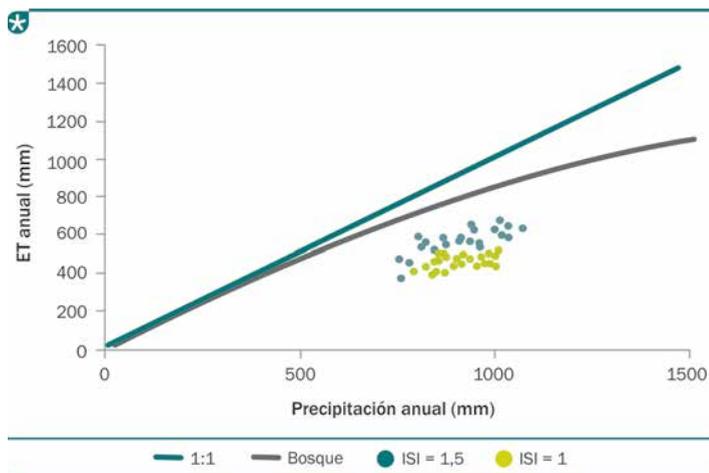
En las últimas décadas, la Argentina aumentó sensiblemente su producción de granos, que alcanzó cerca de 110 millones de toneladas en 2015/16 (Tabla 2). Esta mayor presión de producción ha afectado negativamente las reservas de nutrientes como el nitrógeno, fósforo y azufre, ya que no se registró una reposición equivalente de ellos mediante fertilizantes minerales o fijación biológica en el caso del nitrógeno (García y Gonzalez Sanjuan, 2010). La relación aplicación/remoción de los principales macronutrientes vegetales para los cuatro principales cultivos de grano de la Argentina se incrementó desde 1993 a la actualidad, en especial para fósforo, debido a mayores aplicaciones de fertilizantes. No obstante, en ningún caso se llegó a la unidad que muestra aplicaciones equivalentes a remociones (Punto 3.2.2). Por ejemplo, en la campaña 2010/11 se extrajeron 3,93 millones de toneladas de nitrógeno, fósforo, potasio, azufre y calcio, siendo la reposición de 1,36 millones de toneladas, lo que representa un 35 %. Esta relación ha ido en paulatino descenso y en la campaña 2015/16 la reposición fue del 31 % para nitrógeno, del 36 % para fósforo y del 22 % para azufre (Casas y Albarracín, 2015). En otras palabras, los suelos productivos de la Argentina continúan perdiendo nutrientes (Correndo y García, 2016) a pesar de que en los últimos 25 años el consumo de fertilizantes aumentó aproximadamente seis veces. El déficit entre aplicación/remoción también se observa para los micronutrientes. Por ejemplo, los niveles de zinc disponible en los suelos presentan en la actualidad solo el 25 % de la condición prístina (Sainz Rozas et al., 2015).

Una particularidad de nuestro país es el avance notable de los procesos de salinización en secano, asociado con el avance de la agricultura en ambientes pampeanos de riesgo hídrico (ej. campos bajos) y el desmonte en amplias regiones (Viglizzo et al., 2010). Si bien no existe aún un relevamiento exacto de la superficie total afectada, se estima que esta puede variar entre 12 y 14 millones de hectáreas (Casas. Com. personal). El reemplazo de vegetación

perenne (pasturas, bosques) por cultivos causa disminuciones en la cantidad total de agua evapotranspirada, lo cual promueve excesos hídricos y ascenso por recarga de las napas freáticas. El ascenso de napas freáticas cargadas en sales genera procesos de salinización superficial en muchas áreas de nuestro país (Jobbagy et al., 2008; Giménez et al., 2016). Por otra parte, muchos de estos ambientes de riesgo hídrico donde avanzó el monocultivo de soja han sido afectados por inundaciones en años con excesos de lluvias, asociados con el fenómeno climático ENSO (El Niño Southern Oscillation) (Scian et al., 2006; Companucci y Agosta, 2008).

Los fenómenos de encharcamiento e inundaciones que han afectado a la región chaco-pampeana deben ser atribuidos sin duda a los cambios del clima, en especial a la ocurrencia de anomalías por excesos hídricos en años “Niño” dentro de la alternancia ENSO. Pero además, una gran parte del avance de la agricultura ocurrido en los últimos 25 años (+ 12,5 millones de hectáreas) ha tenido lugar en ambientes con cierto grado de riesgo hídrico, que poseen suelos con algún rasgo de hidromorfismo (Taboada y Damiano, 2017). A dicho riesgo se le suma el hecho de que el reemplazo de pastizales y bosque nativos por cultivos anuales como la soja reduce el agua consumida por evapotranspiración a aproximadamente la mitad (Figura 6).

Figura 6. Relación entre evapotranspiración anual y precipitación anual para bosque, pastura y cultivos con distinta intensificación de secuencia (Caviglia et al., 2013). ISI es un índice de intensificación de la secuencia de cultivos: 1 representa 1 cultivo por año y 1,5 representa 3 cultivos cada dos años. La línea recta superior es la relación 1:1.



A las pérdidas de tierras agrícolas por degradación hay que sumarle la reducción de estas por expansión de la urbanización e infraestructura que sin regulaciones adecuadas puede significar pérdidas de tierras para la producción de cultivos (UNEP, 2014).

En síntesis, la agricultura afecta los suelos principalmente por favorecer los procesos de erosión hídrica y eólica, por la reducción de la materia orgánica y la fertilidad, por la reducción de la calidad

de la estructura y el aumento de la compactación, por salinización y anegamientos como resultado de la alteración del proceso hidrológico a nivel regional por deforestación, y por el avance de la desertificación en regiones áridas y semiáridas, principalmente por sobrepastoreo.

3.2. Contaminación química

3.2.1. Plaguicidas

La productividad de los cultivos agrícolas se encuentra bajo un constante riesgo debido a la incidencia de diferentes tipos de plagas (Tabla 4; Oerke, 2006). Las pérdidas globales ocasionadas por los artrópodos y en especial los insectos, varían con el tipo de cultivo, ubicación geográfica y con las opciones de manejo de plagas (Dhawan y Peshin, 2009; Peshin et al., 2009). Los artrópodos afectan entre 18 y 26% de la producción anual de los cultivos, con un valor estimado en 470 mil millones de dólares estadounidenses. La mayor proporción de pérdidas ocurre en el campo antes de la cosecha, y las pérdidas más elevadas se han registrado en países en desarrollo (Culliney, 2014). La acción combinada de artrópodos, enfermedades y malezas contribuye a intensificar la malnutrición de la población mundial (Pimentel y Peshin, 2014). Este escenario evidencia que el diseño de estrategias para alimentar a la población humana mundial, proyectada en 9300 millones para 2050, constituye un gran desafío en términos de manejo de plagas agrícolas (Godfray et al., 2010).

Los plaguicidas son sustancias químicas líquidas o sólidas que producen efectos tóxicos agudos y crónicos sobre ciertos organismos y que se utilizan principalmente para combatir las plagas (malezas, enfermedades, insectos y otras plagas animales) que afectan a los cultivos (Bedmar, 2011).

En la actualidad existen a nivel mundial cerca de 1.500 ingredientes activos de plaguicidas y 60.000 formulaciones. Se estima que aproximadamente el 85% de estos son empleados en la producción agroindustrial para evitar los mencionados daños por plagas. A nivel global, estos productos reducen en algo más del 50 % las pérdidas potenciales en los cultivos causadas por las adversidades bióticas en su conjunto (Oerke, 2006; Bedmar, 2011). Los mayores controles corresponden a las malezas, luego a los insectos y por último a las enfermedades (Oerke, 2006). El uso de plaguicidas se multiplicó muchas veces desde 1960 hasta hoy (Rosegrant et al., 2014). En consecuencia, estos productos están presentes en el aire, en el suelo, en el agua superficial y subterránea y en los alimentos, y son la principal fuente de contaminación no puntual del medioambiente (Larsen et al., 2013; Aparicio et al., 2015; Colombo y Sarandón, 2015). Debido a esta amplia presencia en

matrices ambientales, son un riesgo para la salud humana y animal, los insectos benéficos, y las comunidades microbianas del ambiente (Wolansky, 2011; Tiftonell, 2013; Aparicio et al., 2015). Constituyen también un riesgo creciente de mortandad aguda de las aves, organismos indicadores de la salud ambiental (Zaccagnini, 2006; Violini, 2009; INTA, 2011). Estos efectos se deben en gran parte a deficiencias en la aplicación, a la poca conciencia sobre el impacto ambiental por parte de quienes realizan los trabajos y a los escasos controles de las autoridades.



Tabla 4. Pérdidas de rendimiento potenciales y reales en porcentaje (%) por adversidades bióticas. Datos globales para trigo, maíz, arroz, soja, papa, y algodón. Las pérdidas reales son luego del control. El control de malezas incluye control mecánico. Datos de Oerke (2006).



	Pérdidas porcentuales	
	Potenciales	Reales
Malezas	34	9
Insectos	18	10
Enfermedades	16	12
Totales	68	31

Conocemos el modo de acción de los plaguicidas sobre las especies para controlar, pero es necesario profundizar el estudio de su impacto en el ecosistema y en la salud humana. El riesgo del uso de un plaguicida está definido por su toxicidad (DL50) y el grado (intensidad y duración) de la exposición. Es decir que, los riesgos asociados con el uso de plaguicidas tienen, por un lado, un componente intrínseco determinado por las características propias del ingrediente activo y tipo de formulación, y por otro, un componente asociado con las prácticas de aplicación (momento, técnica, dosis y lugar).

Los plaguicidas actualmente utilizados son activos en dosis bajas, menos tóxicos (considerando toxicidad aguda), menos persistentes dependiendo del tipo de producto y, por lo tanto, más seguros comparados con los plaguicidas antiguos (Viglizzo et al., 2011). No obstante, la mayor seguridad se da en los países desarrollados y no en aquellos en vías de desarrollo, debido a deficiencias en el proceso de registro y en el control de uso y aplicación. Además, el riesgo de contaminación ha crecido en muchos lugares por la expansión de la agricultura y los volúmenes utilizados. Por otro lado, si bien hay estudios sobre toxicidad de muchas sustancias, se desconocen los efectos sinérgicos entre estas o los efectos sobre poblaciones de individuos de distintas condiciones (Wolansky, 2011). Tampoco se conoce mucho acerca de sus efectos crónicos (a largo plazo) y de sus interacciones con otros factores de riesgo.

La actividad agropecuaria argentina demandó en la campaña 2011-2012, 335 millones de litros más kg de formulados de plaguicidas, valor varias veces superior al correspondiente a dos déca-

das atrás (Casafe, 2013). El glifosato es el compuesto más utilizado seguido por los piretroides, los fungicidas y otros herbicidas. El glifosato alcanzó el 65 % de total de plaguicidas en 2012, aunque dicho valor es más bajo en la actualidad.

En la campaña 2011-12 se utilizaron cerca de 9,0 kg más l de formulado por ha cultivada, valor muy superior al de principios de la década de 1990 (1,95 kg o l/ha) (Tabla 5) y al promedio mundial. En el año 2016, se estima que en nuestro país se gastaron u\$s 2.381 millones en plaguicidas, o sea un equivalente a 317 millones de kg/l

	1990-91	2011-12
Sup. cultivada (10 ⁶ ha)	20	37,1
Cantidad total de plaguicidas (10 ⁶ kg o l año ⁻¹)	39	335
Cantidad total de plaguicidas por ha (kg o l) ha ⁻¹ año ⁻¹	1,95	9

Tabla 5. Superficie cultivada (incluye cereales, oleaginosas, frutales, hortícolas, etc), cantidad total de plaguicidas utilizados y uso de plaguicida por hectárea en las campañas 1990-91 y 2011-12 en Argentina. La cantidad de plaguicida se expresa como kilogramos más litros de producto formulado.

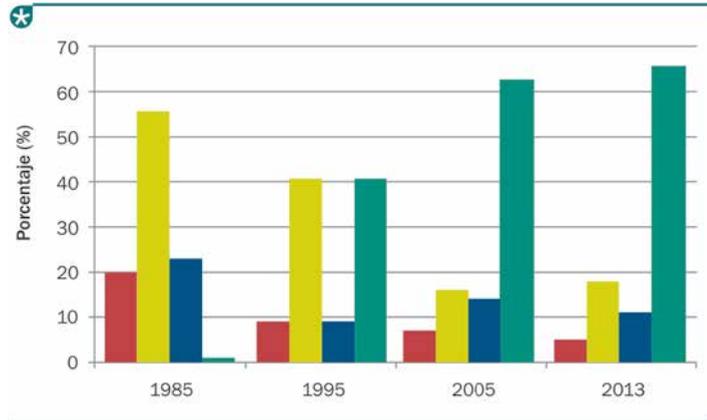
Paralelamente a lo ocurrido a nivel global, los productos utilizados en la actualidad en el país son en general menos tóxicos y persistentes que los usados en el pasado. El porcentaje de plaguicidas empleados correspondientes a las categorías menos peligrosas (banda verde y azul) creció de 24 % en 1985 a 50 % en 1995 y a 77 % en 2013 (Figura 7) (Casafe, 2013; Viglizzo et al., 2010).

El aumento en el volumen de plaguicidas utilizado por unidad de superficie se debió principalmente al elevado uso del herbicida glifosato asociado con la práctica de la siembra directa (barbecho químico y ausencia de control mecánico) y la utilización de cultivares RR de soja y maíz. Además, la aparición de malezas resistentes ha motivado aumentos en las dosis de glifosato y la utilización de mezclas de productos.

Relevamientos recientes en arroyos, ríos, aire y suelos de distintos lugares del país, en los que se evaluaron glifosato y su principal producto de degradación (AMPA, por su sigla del inglés amino methyl phosphonic acid), piretroides totales, fungicidas, endosulfán, clorpirifós y otros agroquímicos, indican alta frecuencia de presencia y concentraciones en agua que suelen superar los umbrales establecidos por algunos países (Aparicio et al., 2013; Aparicio et al., 2015; Colombo y Sarandón, 2015). La Unión Europea establece un límite máximo de 0,1 µg l⁻¹ por molécula y de 0,5 µg l⁻¹ para la suma de moléculas detectadas en agua para consumo humano, mientras que la Environmental Protection Agency (EUA) fijó una concentración máxima en el agua para consumo de 3 µg l⁻¹ para atrazina (Aparicio et al., 2015) y una mucho más alta para el glifosato.



Figura 7. Evolución del porcentaje de productos plaguicidas de bandas roja, amarilla, azul y verde desde 1985 hasta 2013 en Argentina (CASAFE, 2015). Valores expresados como porcentaje del total. Extremadamente o altamente peligroso (Rojo); Moderadamente peligroso (Amarillo); Ligeramente peligroso (Azul); productos que normalmente no presentan peligro (Verde).



Una revisión crítica de literatura realizada recientemente por el Panel Intergubernamental Técnico de Suelos de la Alianza Mundial por el Suelo de FAO (FAO-ITPS, 2017) revela que no se ha demostrado que el glifosato y el derivado de su descomposición (AMPA) tengan efectos negativos consistentes sobre los organismos del suelo en las pruebas toxicológicas revisadas. En cambio, posibles efectos negativos sobre especies de lombrices no utilizadas en las pruebas toxicológicas estándar han suscitado preocupaciones.

El problema surge por su muy elevado uso en la Argentina y por las dosis excesivamente elevadas, especialmente en planteos agrícolas como el monocultivo de soja. Es por esto que crece el riesgo de que restos del herbicida aparezcan en granos o que el AMPA pase a las aguas superficiales o subterráneas.

El tema es altamente sensible y controvertido y está faltando información confiable que informe a la población acerca de los impactos del uso de estos herbicidas en la salud humana. La bibliografía consultada también es controvertida. Por ejemplo, un trabajo reciente (Avila-Vazquez et al., 2017) informa un incremento de casos de cáncer en la localidad de Monte Maíz (Córdoba), que lo atribuye a contaminación con glifosato, aun cuando alerta sobre la necesidad de realizar otros estudios con otros diseños experimentales. Otro estudio, en este caso una revisión y metanálisis de varios trabajos previos en la literatura científica, sostiene que el conjunto de la literatura revisada está metodológicamente limitada y los resultados no son consistentes (Chang y Delzell, 2016).

La Agencia Internacional de investigación en Cáncer (IARC) perteneciente a la Organización Mundial de la Salud (OMS) clasificó recientemente al glifosato como probablemente cancerígeno para

los seres humanos, basada en investigaciones independientes que aportan evidencia limitada en humanos y evidencia suficiente en animales. Contrariamente, a principios de este año, el Comité de Evaluación de Riesgos (RAC) de la Agencia Europea de los productos químicos (ECHA) llegó a la conclusión de que las pruebas científicas disponibles no cumplían los criterios para clasificar al glifosato como carcinógeno, mutagénico o tóxico para la reproducción. Este comité acuerda mantener la actual clasificación del glifosato como una sustancia que causa graves daños oculares y que es tóxica para la vida acuática con efectos duraderos.

Los procesos de contaminación difusa por residuos de agroquímicos como el glifosato (De Gerónimo et al., 2014; Ronco et al., 2016) constituyen, además, amenazas a la producción por la eventual aparición de barreras comerciales (Mesnage et al., 2015; Dietrich, 2016). Las futuras decisiones sobre el uso de glifosato y otros agroquímicos deberán basarse en información imparcial y confiable evitando sesgos con fines económicos o políticos.

Finalmente, los cultivos intensivos son de especial interés y sensibilidad para la sociedad por su cercanía a los centros poblados, y por las elevadas cantidades de plaguicidas que se aplican debido a los bajos costos relativos de estos insumos.

Los datos presentados marcan la necesidad de profundizar los estudios, ampliando el número de relevamientos y de plaguicidas evaluados.

3.2.2. Fertilizantes

Globalmente se aplican cerca de 200 millones de toneladas de fertilizantes nitrogenados, fosforados y potásicos (medidas como N, P₂O₅ y K₂O). El volumen de fertilizantes utilizados en el país es inferior al 1 % de dicho valor. China, India, EUA y Brasil son, en orden decreciente, los principales consumidores de estos productos.

La adición consistente de nitrógeno (N) y de fósforo (P) a los suelos a través de la fertilización presenta eficiencias de uso muy bajas (Sutton et al., 2013), causando contaminación y altos costos energéticos. Solo el 47 % del N reactivo aplicado actualmente en el mundo como fertilizante es convertido a productos cosechables (Lassaleta et al., 2014).

La agricultura alteró considerablemente el flujo de N atmosférico a N reactivo y el flujo de P a los océanos. La elaboración de fertilizantes nitrogenados para la agricultura y la fijación biológica por los cultivos leguminosos son las principales vías de producción de compuestos nitrogenados reactivos a partir de la remoción de N₂ atmosférico (Galloway et al., 2003; Rockstrom et al., 2009a). A nivel

global, los umbrales de seguridad de este proceso han sido superados ampliamente. Entre las alteraciones que origina (Sutton et al., 2013) se resaltan: i) la acumulación de nitrato en las napas (Hallberg, 1987; Aparicio et al., 2008) con sus efectos en la salud, ii) las emisiones de amoníaco (NH_3) y principalmente óxido nitroso (N_2O) a la atmósfera (Mosier et al., 1998), gas con fuerte efecto invernadero y iii) los flujos de N a los ríos, lagos y mares. Además, la elaboración de fertilizantes nitrogenados es muy costosa en cuanto a utilización de fuentes de energía fósil (Gellings y Parmenter, 2004).

La agricultura con el posterior consumo de alimentos son los principales determinantes del flujo de fósforo a los océanos (Rockstrom et al., 2009a), a través de la extracción del nutriente del suelo y de los fertilizantes por parte de los cultivos y de la producción de desechos por los humanos y animales. El P también se pierde desde los suelos a las aguas por erosión, escurrimiento superficial y, en mucha menor medida, lixiviación en profundidad (Sims et al., 1998; Sharpley et al., 2013).

Los flujos de N, P y otros nutrientes a los ríos, lagos, embalses y mares producen eutrofización, proceso que altera la estructura y funcionalidad de los ecosistemas con la consecuente pérdida de biodiversidad.

Estos problemas se presentan principalmente en aquellos países en los que se aplican fertilizantes en exceso (ej. China, India y algunas regiones de EUA y Europa). En los sistemas extensivos de Argentina el uso de fertilizantes es escaso, por lo que los balances de nutrientes son negativos, contribuyendo ello a la degradación de los suelos por pérdida de fertilidad (Townsend y Howarth 2010; Sutton et al., 2013). En estos sistemas se aplica, a través de fertilizantes, entre el 30 y 60 % de lo extraído por los cultivos de soja, trigo, maíz y girasol, según el nutriente considerado (Figura 8) (García y Gonzalez Sanjuan, 2013; García y Díaz Zorita, 2015). En promedio se aplican unos 40 kg/ha de N, P_2O_5 , K_2O , valor muy inferior al promedio mundial (120 kg/ha). Esta escasa reposición de nutrientes ha sido atribuida a un conjunto de causas (Lavado y Taboada, 2009). Algunas son históricas como las fluctuaciones de las políticas nacionales de incentivos e impositivas para el campo. Otras están relacionadas con la poca información sobre métodos de diagnóstico de la fertilidad, el escaso uso de análisis de suelos por parte de un sector de los productores y la creencia arraigada de la existencia de suelos con elevada fertilidad natural. Este escenario de desbalance de nutrientes es grave en muchas regiones pampeanas, como por ejemplo La Pampa Ondulada. El consumo nacional de fertilizantes creció en el último año alcanzando 3.6 millones de toneladas de producto comercial (García. Com. personal).

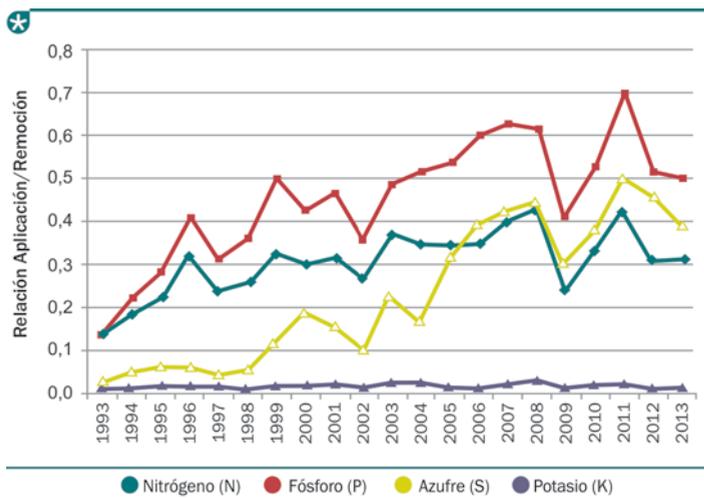


Figura 8. Relaciones entre Aplicación y Remoción de nitrógeno (N), fósforo (P), azufre (S) y potasio (K) para los cuatro principales cultivos de grano de Argentina (soja, maíz, trigo y girasol) en el periodo 1993-2013 (García y Díaz Zorita, 2015).

Contrariamente, en sistemas de producción intensiva del país se han descrito problemas derivados del elevado uso de nutrientes. El exceso de nutrientes aplicados por fertilización generalmente se produce en cultivos de muy alto valor como los intensivos (frutas, verduras o flores en invernadero) y los semiintensivos (cultivos hortícolas a cielo abierto como por ejemplo papa, zanahoria, etc.). Los suelos dedicados a estos cultivos son generalmente los de mejor calidad y se ubican cerca de los centros de consumo (cinturones verdes de ciudad de La Plata, Rosario o Mar del Plata). Estos suelos son sometidos a laboreos agresivos y frecuentes, lo que afecta en principio las propiedades físicas, generalmente regados con agua de regular calidad y fertilizados con dosis que exceden largamente los requerimientos de los cultivos, lo que impacta negativamente en las propiedades químicas y biológicas de los suelos. El exceso de aplicación de nutrientes, promovido por el escaso impacto del costo de los fertilizantes en el costo total del cultivo, en no pocas situaciones ha generado los ya mencionados efectos indeseables en el medioambiente como i) exceso de nitrato en la napa freática (Costa et al., 2002; Giletto y Echeverría, 2013; Amaral et al., 2016), ii) incremento de las emisiones de óxido nitroso (N_2O) al aire (MMADSN, 2015), iii) enriquecimiento de fósforo (P) particulado o en solución en los cursos de agua (Zamuner et al., 2015) con la consecuente pérdida de biodiversidad. Para estos problemas, la remediación es lenta e implica medidas no solo técnicas, sino económicas y socioculturales que afectan a toda la sociedad (Davidson et al., 2016). Esta problemática figura en las agendas políticas al más alto nivel internacional (Sutton et al., 2013; UNEP, 2013; Robertson, 2014).

3.3. Uso del agua

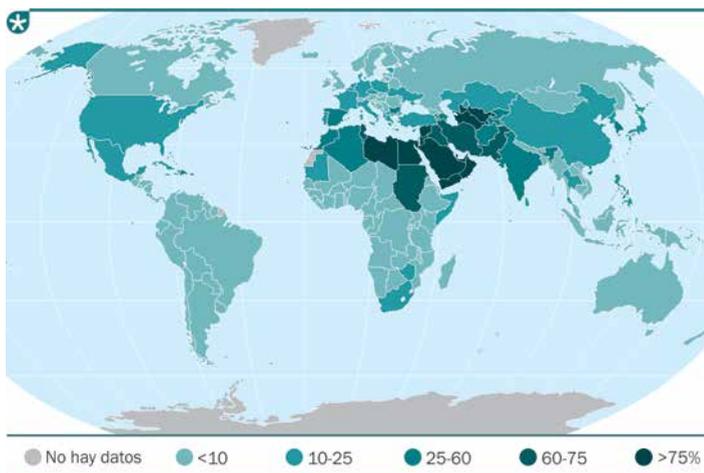
El agua de ríos, lagos y acuíferos (agua azul) se torna cada vez más limitante en el planeta (Rockstrom et al., 2009b; Wallace y Gregory, 2002). Su disponibilidad global alcanza los 43.359 km³, pero con una distribución marcadamente desigual entre regiones (FAO-Aquastat, 2017).

La extracción anual global de agua azul por los humanos creció notablemente durante el pasado siglo. Dicho valor rondaba los 500 km³ en el año 1900, alcanzó los 4000 km³ en el año 2000 y crecerá a 5200 km³ en el año 2025 (Shiklomanov, 2000; Aquastat, 2017). El valor de extracción del año 2000 representa cerca del 10 % de la fuente total anual del recurso y el 55 % del umbral de seguridad indicado por Rockstrom et al. (2009a). El 60 % de la extracción anual corresponde a Asia, el 34 % a Europa y a América y solo el 6 % a África.

En algunas regiones del mundo se han alcanzado elevados niveles de estrés, medidos como la relación entre las extracciones y la disponibilidad del recurso (Figura 9). (Rockstrom et al., 2009b; Wallace y Gregory, 2002).

Aproximadamente 1200 millones de personas en ochenta países sufren en la actualidad problemas de escasez de agua tanto en lo referido a la cantidad como a la calidad del recurso. El consumo de agua no adecuada origina enfermedades que producen millones de muertes por año en todo el mundo. Se estima que esta situación se agravará. La cantidad de habitantes con problemas de escasez de agua crecería a 2700 millones en el 2025 (WWDR, 2003; Molden, 2007) y alcanzaría entre el 59 % y el 66 % de la población mundial en el 2050 (Rockstrom et al., 2009b; Wallace y Gregory, 2002). Estos problemas afectan y afectarán mayormente a los más pobres (World Resources Institute, 2017).

Figura 9. Extracción en porcentaje de los recursos hídricos renovables en los distintos países del mundo (FAO, 2016b).



Las fuentes de agua azul están sufriendo además procesos de contaminación por residuos industriales y municipales y por excesos del agua de riego con cargas importantes de sales y residuos. Algunas de estas aguas, (aguas grises) pueden ser reutilizadas para riego de producciones sin consumo directo, mientras que el proceso de reutilización de otras de mayor nivel de contaminación (aguas negras) no es por el momento económicamente viable. Debe considerarse entonces, que tanto las aguas grises como las negras representan una restricción extra a la disponibilidad de agua con fines alimentarios.

El riego de los cultivos significa a nivel mundial el 69 % de la utilización global de agua azul (Shiklomanov, 2000; Molden, 2007; FAO, 2016b), con valores que alcanzan 81 % en África y Asia, 71 % en Latinoamérica, 65 % en Oceanía, 35 % en América del Norte y 25 % en Europa. En las últimas dos regiones predominan el consumo industrial y doméstico. En el futuro este porcentaje decrecerá por los aumentos relativos de otros usos, principalmente el doméstico y el industrial (Shiklomanov, 2000).

Teniendo en cuenta esta tendencia de menor disponibilidad de agua para la producción agropecuaria y que el agua es el principal factor limitante para los rendimientos de los cultivos a nivel global, se resalta la necesidad de concentrar esfuerzos para optimizar el uso de este recurso.

Por un lado, para reducir los efectos de las sequías agrícolas e incrementar la disponibilidad de agua para otros usos relevantes se requiere mejorar la eficiencia de riego y de captura de las precipitaciones y aumentar la eficiencia de uso del agua evapotranspirada por los cultivos (Gleick, 2003). Por otro lado, la industria y las ciudades necesitan encontrar maneras más eficientes de utilizar y reutilizar el agua (Hsiao et al., 2007; Chartres y Varma, 2010).

Latinoamérica dispone del 31 % del agua azul del planeta. A la Argentina le corresponde el 6 % del total sudamericano, lo que significa un volumen disponible de 814 km³/año. De este volumen solo se extrae entre un 4 y 6 % (Figura 9). Un alto porcentaje (75 %) de los aproximadamente 40 km³ de agua azul extraída por año corresponde a la agricultura irrigada, valor semejante a la media mundial y latinoamericana (FAO, 2016b).

En algunas ciudades del país y en la región cuyana en particular se observa ya una competencia por el agua azul entre el uso doméstico, industrial y el riego mayormente de cultivos intensivos de los cinturones verdes. Este problema, que se agrava en años de escasez, remarca la necesidad de un ordenamiento territorial eficaz conjuntamente con una utilización más eficiente de este valioso recurso.

Según las últimas estimaciones, el área total irrigada del país es de 2.100.000 ha, lo que corresponde al 5 % del área agrícola de la Ar-

gentina. Aproximadamente el 53 % de dicha superficie (1.097.000 ha) se ubica en las provincias de las regiones áridas y semiáridas, la mayoría de las cuales tienen como fuente de agua los cursos superficiales. El restante 47 % (1.003.000 ha) corresponde a las provincias de la región subhúmeda y húmeda e incluyen al riego de arroz y al riego suplementario de cultivos extensivos y frutícolas de los cinturones verdes de las grandes ciudades.

El mayor crecimiento en superficie regada en la última década corresponde al riego suplementario de cultivos extensivos en la región Chaco-Pampeana (maíz, trigo, soja) que utiliza mayormente agua subterránea (FAO, 2016b). Esta tendencia, que seguramente continuará en el futuro, abre un nuevo interrogante sobre sostenibilidad ambiental en la región, por un peligro de sobreexplotación de los acuíferos y por la calidad del agua de alguno de ellos.

La productividad del agua de riego es el resultado de una serie de factores de eficiencia multiplicativos. Estos son i) la eficiencia de conducción y distribución del agua de la fuente al lote, ii) la eficiencia de aplicación, que es la relación entre el agua disponible en el suelo para los cultivos y el agua que llega al lote, iii) la eficiencia de captura, que es la relación entre el agua evapotranspirada por el cultivo y la disponible en el suelo y iv) la eficiencia de uso del agua evapotranspirada, que es la relación entre la producción de biomasa o rendimiento de producto comercial y el agua evapotranspirada (Hsiao et al., 2007).

Aunque se reconoce que la relación entre el volumen de agua puesto a disposición de los cultivos y la derivada de la fuente es baja, no ha existido un proceso sistemático de evaluación de esta relación. Sin embargo, los pocos trabajos nacionales realizados (Morabito et al., 1998; Prieto, 2006) indican que la eficiencia general del manejo del riego de los sistemas colectivos (que incluye la eficiencia de conducción, distribución y aplicación) se sitúa en el rango de 35 a 40 %, valores similares a los reportados internacionalmente (Burt y Styles, 1999). Indican además que la eficiencia de aplicación a nivel de parcela presenta alta variabilidad y cumple un rol muy importante en la productividad del agua azul (Schilardi, 2010; Angella et al., 2011; Olguín, 2016).

Si bien a escala de cuenca la fracción no utilizada del agua derivada para riego (ineficiencias) se reincorpora al ciclo hidrológico natural y, por lo tanto, no tiene un efecto importante sobre la disponibilidad del recurso a esta escala (Allen et al., 1997; Keller y Keller, 1995; Pereira et al., 2002), genera externalidades ambientales negativas por regresar con mayores contenidos salinos y en muchas ocasiones con contaminantes (Pereira et al., 2010) que condicionan su uso para aprovechamientos ubicados aguas abajo.

Otro efecto negativo del riego a escala de distritos y parcelas regadas de las regiones áridas y semiáridas son los excesos de agua aplicada que recargan el acuífero freático y que cuando este alcanza un nivel cercano a la zona radical de los cultivos genera un proceso de salinización secundaria seguido de sodificación que reduce la capacidad productiva de los suelos irrigados. De acuerdo a las últimas estimaciones, la superficie salinizada a nivel nacional alcanza 412.000 ha (Tabla 6) (FAO, 2015, Prieto et al., 2015, Sanchez et al., 2016). Un efecto negativo adicional de los excesos que superan la capacidad de drenaje de los suelos es la generación de problemas locales temporarios o permanentes de anegamiento que afectan la producción y las condiciones de vida de la población.

Región	Sup. regada (ha)	Área salinizada (ha)	Afectado (%)
NOA	494.529	54.856	11
CUYO	500.203	141.923	28,3
PATAGONIA	125.070	45.089	36
PAMPEANA y NEA	629.723	170.470	27
TOTAL PAÍS	1.749.525	412.338	23,5

Tabla 6. Superficie y porcentaje del área regada afectadas por salinidad en distintas regiones del país (FAO, 2015).

En el riego suplementario, la eficiencia de manejo del riego es mayor debido a la alta eficiencia de aplicación propia de los sistemas presurizados (mayormente pivot centrales), a la utilización de fuentes de agua individuales (pozos en el mismo predio regado) y a la conducción entubada y a corta distancia. Pero estos tipos de riego no están libres de externalidades ambientales negativas. Una de ellas es la sobreexplotación de los acuíferos subterráneos, problema incipiente en algunas regiones, pero no bien comprendido por falta de información sobre el potencial de explotación de estos. Otra, a escala de lote, es el riesgo de sodificación de los suelos si no se aplican buenas prácticas de manejo del riego relacionadas con el tipo de suelo, la calidad de agua de riego y las condiciones ambientales (Costa, 1999; Génova, 2006).

En el país se están implementando políticas públicas que tienen como objetivo duplicar el área irrigada. No obstante, dicha superficie no superará el 10 % de la superficie agrícola, y si bien la productividad de esta agricultura es mayor que la de secano, no generará más de un 15 o 20 % de la producción total. Por lo tanto, la productividad de la agricultura de secano seguirá siendo determinante en la producción de alimentos de la Argentina.

La región que concentra el 99 % de la producción nacional de trigo y el 97 % de las de maíz y soja se ubica entre los 25° a 39° lat.

S y 60° a 65° long O y es casi exclusivamente de secano y, por lo tanto, muy dependiente de las precipitaciones (agua verde). La mayor parte de esta región está comprendida entre las isohietas de precipitación anual de 400 y 1000 mm.

El agua verde constituye entonces el principal recurso hídrico para la producción agrícola. Esta fuente de agua representa, por ejemplo, el 92 % de la huella hídrica del cultivo de maíz en el centro norte de la región Chaco-Pampeana (Alvarez et al., 2016).

Por lo expresado, es importante poner atención en la productividad del agua en la agricultura de secano. La productividad del agua verde es el producto de la eficiencia de captura y la eficiencia de uso de agua evapotranspirada (Caviglia et al., 2004; Hsiao et al., 2007; Andrade y Caviglia, 2015). La eficiencia de captura puede ser definida como la relación entre el agua evapotranspirada y la precipitación en base anual, y depende principalmente de la proporción del tiempo que el suelo está bajo cobertura vegetal. Según estimaciones realizadas, la cantidad de agua de las precipitaciones capturada (evapotranspirada) por los cultivos simples es usualmente inferior al 50 % (Caviglia et al., 2004; Wallace, 2000). Por otro lado, la eficiencia de uso de agua evapotranspirada, calculada como la relación entre el rendimiento en grano y el agua evapotranspirada, es sumamente variable (Hsiao et al., 2007), pero toma usualmente valores entre 7 y 20 kg ha⁻¹ mm⁻¹ según cultivo, ambiente y manejo (Della Maggiora et al., 2002; Caviglia et al., 2004; Nagore et al., 2010; Nagore et al., 2017). Ambas variables son relevantes en la determinación de la productividad del agua verde (Punto 4.10).

3.4. Pérdida de biodiversidad y servicios ecosistémicos

El problema de pérdida de biodiversidad y de servicios ecosistémicos que acompañó al proceso de expansión e intensificación de la agricultura en Argentina obedece al menos a cuatro componentes críticos: la extensión o magnitud del proceso, su homogeneidad, la falta de diseño a escala de paisaje y predio para proteger áreas críticas y la aplicación de un paquete tecnológico basado excesivamente en tecnologías de insumos.

El enfoque de servicios ecosistémicos (SE) representa un avance superador de la dicotomía producción-conservación, ya que permite relacionar las diferentes funciones de los ecosistemas y paisajes rurales con los beneficios directos e indirectos que generan para el ser humano (Hefny et al., 2005; Fisher et al., 2009). Esto, a su vez, permite analizar los compromisos que los cambios en el uso de la tierra generan en la provisión de diferentes SE y

sus impactos ambientales y sociales, por ejemplo, al reemplazar ecosistemas naturales por ecosistemas cultivados o agroecosistemas. Poner en evidencia estos procesos permite su valoración por la sociedad y la consiguiente toma de decisiones para garantizar la conservación de los ecosistemas. Esta dinámica se refleja en el denominado modelo de cascada de los SE (Figura 10).

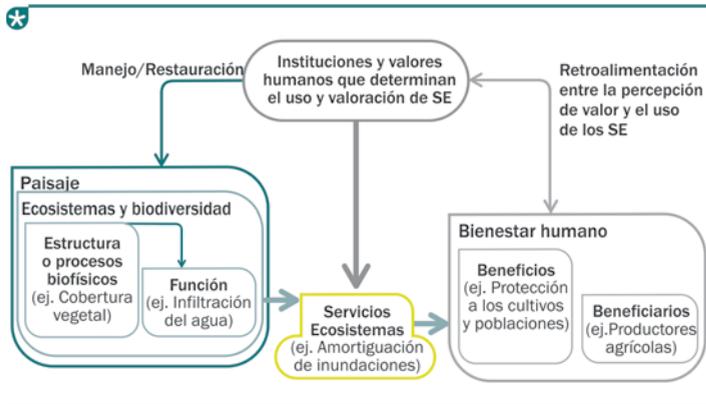


Figura 10. Modelo “de cascada” vinculando la estructura y funciones de los ecosistemas con la provisión de servicios ecosistémicos, la generación de bienestar humano y la retroalimentación de la sociedad al tomar decisiones que afectan al paisaje y los ecosistemas que lo integran (adaptado de Haines-Young y Potschin, 2010).

La agricultura en sentido amplio es la actividad humana que más fuertemente ha transformado los ecosistemas y paisajes originales, determinando fuertes cambios y compromisos en la provisión de los diferentes SE y en el flujo y distribución social de los beneficios de ellos derivados (Power, 2010). En el marco del enfoque de SE, la agricultura es de hecho la transformación de un ecosistema natural para maximizar el servicio de provisión de alimentos mediante la aplicación de energía externa y tecnología, en detrimento de otros SE. Como la oferta total del conjunto de SE provistos por un determinado ecosistema es acotada, la consecuencia de forzar al ecosistema para producir uno o unos pocos servicios genera necesariamente la pérdida en la provisión de otros. En términos simples, podría decirse que el aumento en los servicios de provisión a través de la agricultura genera pérdidas en los servicios de regulación, por la disminución de la biodiversidad y afectación de funciones ecosistémicas vinculadas a esta (Rodríguez et al., 2006). La relación de compromiso entre ambos tipos de SE no suele ser lineal, por lo cual conocer los cambios que la agricultura genera en las funciones ecosistémicas y en particular los umbrales a partir de los cuales la provisión de un SE cae por debajo de los límites aceptables para la sociedad es determinante para diseñar paisajes sustentables (Lattera et al., 2012; Mastrangelo et al., 2013) y marcos regulatorios que los garanticen, particularmente políticas de ordenamiento territorial y pautas de manejo predial.

Los cambios en el uso de la tierra y en las tecnologías de producción afectan también, y fuertemente, la provisión de SE culturales. Esto no se relaciona solamente con la disminución de ecosistemas naturales, sino también con la pérdida de características y costumbres rurales que hacen a la identidad y los valores locales de una población (Manuel-Navarrete y Gallopín, 2007; Auer et al., 2017).

Un indicador general de la salud de un ecosistema, en el sentido de su capacidad de proveer en forma sostenida una amplia gama de SE, es la biodiversidad. La biodiversidad se refiere a la variedad de formas de un ecosistema, incluyendo la combinación de árboles, arbustos y hierbas, la variedad de especies y la variedad genética. Es justamente la combinación espacial y temporal de estas formas la que determina las funciones del ecosistema y los SE que de ellas se derivan. Resulta claro entonces que un paisaje rural diverso, así como un agroecosistema diverso, proveerá una mayor oferta y una combinación de SE más diversa que paisajes y agroecosistemas altamente simplificados (Barral et al., 2015).

El avance de la frontera agropecuaria con la adopción de sistemas de producción simplificados, proceso asociado con la deforestación y el reemplazo de los ecosistemas originales, destruye hábitats con la consiguiente pérdida de biodiversidad, y produce emisiones de gases de efecto invernadero, excesos hídricos, y degradación de los suelos.

El problema de pérdida de biodiversidad y servicios ecosistémicos que acompañó el proceso de expansión e intensificación de la agricultura en Argentina obedece a un conjunto de factores que operan a distintas escalas de espacio y tiempo.

La Argentina ocupa el noveno lugar mundial en superficie deforestada en los últimos 25 años (Figura 11). En dicho periodo se han deforestado 7,7 millones de ha, lo que representa aproximadamente el 25 % de la superficie total actual de bosques nativos. En el mismo periodo Brasil deforestó 53 millones de ha.

Las ecorregiones argentinas más afectadas por el proceso de agriculturización son la Pampeana, la Chaqueña y la de las Yungas, donde el desarrollo de nuevas opciones productivas y económicas asociadas principalmente con la expansión del cultivo de la soja con su paquete tecnológico determinaron tasas de transformación y reemplazo de bosques y arbustales sin precedentes (Gasparri y Grau, 2009; Manuel-Navarrete et al., 2009), así como el avance de la agricultura sobre sistemas tradicionalmente ganaderos.

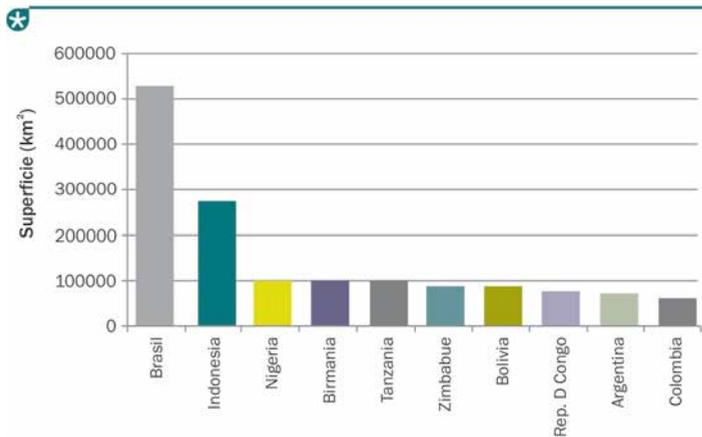


Figura 11. Países con mayores valores de superficie deforestada en los últimos 25 años (FAO, 2016). Argentina ocupa el 9.º lugar.

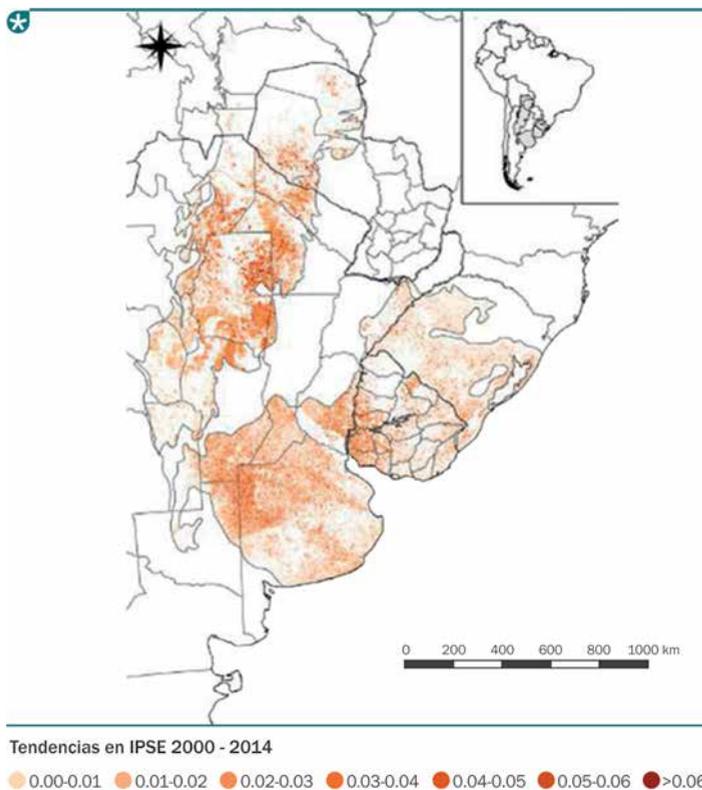


Figura 12. Mapa de las regiones del Gran Chaco Sudamericano y los Pastizales del Río de la Plata mostrando las tendencias negativas en el Índice de Provisión de Servicios Ecosistémicos (IPSE) entre 2000 y 2014.

El IPSE es una medida integradora del funcionamiento ecosistémico que indica el nivel de provisión de distintos servicios ecosistémicos de regulación, entre ellos la recarga de acuíferos, la calidad de hábitat para avifauna, la evapotranspiración y la canti-

dad de materia orgánica del suelo Los datos corresponden al valor absoluto de la pendiente de la regresión del índice ESPI vs. tiempo (Paruelo et al. 2016).

Una proporción importante de las regiones Chaqueña Seca y Pampeana mostraron tendencias negativas en la provisión de SE de regulación entre 2000 y 2014 (Figura 12) (Paruelo et al., 2016). Aproximadamente un tercio de estas fueron estadísticamente significativas ($p < 0,01$).

En región Chaqueña, la expansión de la agricultura sobre bosques nativos ha generado las mayores tasas anuales de deforestación a escala global, de entre 1,5 y 2,5 % para el periodo 2000-2012 (Vallejos et al., 2014). Estos profundos cambios del paisaje han incrementado los SE de provisión de carne y granos en detrimento de aquellos de regulación y culturales, claves para las poblaciones locales (Mastrangelo y Lateral, 2015). Diversos estudios demuestran el impacto de la deforestación sobre la biodiversidad (Mastrangelo y Gavín, 2012, 2014), la captura de carbono en biomasa (Volante et al., 2012) y suelos (Villarino et al., 2016) y la salinización de suelos (Amdan et al., 2013) (Punto 3.1).

En el caso de la región Pampeana, varios estudios muestran evidencias de consecuencias negativas de este proceso sobre la calidad del agua subterránea y superficial (Booman, 2013; Costa et al., 2016; Costa y Aparicio, 2015; Aparicio et al., 2014; Bosch et al., 2012), la degradación y pérdida de fragmentos de pastizales, ecosistemas ribereños y humedales (Booman et al., 2012; Orue et al., 2011) y pérdidas de biodiversidad (Codesido et al., 2011). Estos procesos de degradación son indicativos de la disminución de la capacidad de los ecosistemas transformados para proveer SE. Esta afectación no ocurre solo sobre los SE de regulación o culturales, sino también sobre los SE de provisión, o en otras palabras, sobre la capacidad del ecosistema de sostener a largo plazo la producción, en especial cuando la agricultura avanzó sobre tierras marginales afectando el SE de protección del suelo que brindaba el ecosistema original.

3.5. Emisiones de gases de efecto invernadero

Las emisiones antropogénicas crecientes de gases de efecto invernadero (GEI) y su efecto sobre la temperatura media del planeta están afectando el sistema atmosférico, provocando cambios en los patrones de las precipitaciones, mayor frecuencia de eventos climáticos extremos y el derretimiento de los hielos con la consecuente elevación del nivel del mar (Petit et al., 1999; IPCC 2107, 2014; Magrin, 2007). La concentración de CO_2 en la atmósfera, indicador de dicho proceso, aumentó de 280 ppm a principios de la era industrial a más de 400 ppm en la actualidad y superó el

umbral de seguridad. Como consecuencia, la temperatura media global aumentó varias décimas de grados centígrados desde la década de 1970 hasta el 2012.

El cambio climático puede afectar la futura disponibilidad de alimentos, exacerbando la inseguridad alimentaria en áreas actualmente vulnerables por hambre y desnutrición. Las predicciones sobre sus efectos varían en función del método utilizado, del cultivo y de la localidad.

Los principales gases de efecto invernadero relacionados con la producción agrícola y ganadera son el dióxido de carbono (CO_2), el metano (CH_4) y el óxido nitroso (N_2O). Estos gases tienen una actividad relativa de efecto invernadero (ej. poder de calentamiento) por molécula de aproximadamente 1, 30 y 300, respectivamente (Vanden Bygaart, 2016). Las emisiones anuales de gases de efecto invernadero aumentaron de 27 a 49 Gigatonnes (Gt) de equivalentes CO_2 entre 1970 y 2010. De las 49 Gt producidas en el año 2010, el 76 % correspondió al CO_2 , el 16 % al CH_4 y el 6 % al N_2O .

Las fuentes de emisión de gases de efecto invernadero provenientes del sector agrícola, de la ganadería y de cambios en el uso del suelo incluyen la fermentación de los rumiantes, el uso de fertilizantes y abonos, el estiércol sobre las pasturas, la quema de rastrojos, la deforestación, el uso directo e indirecto de energía, las arrozceras, etc. Entre ellas se destacan por su magnitud y efecto las emisiones de CH_4 por los rumiantes, de CO_2 por deforestación y de N_2O por la aplicación de fertilizantes y por la orina de los animales (IPCC, 2007, 2014; MAyDS, 2017). Los volúmenes emitidos de N_2O y CH_4 si bien son menores que los de CO_2 , inciden en el balance global debido a su alta actividad relativa de efecto invernadero.

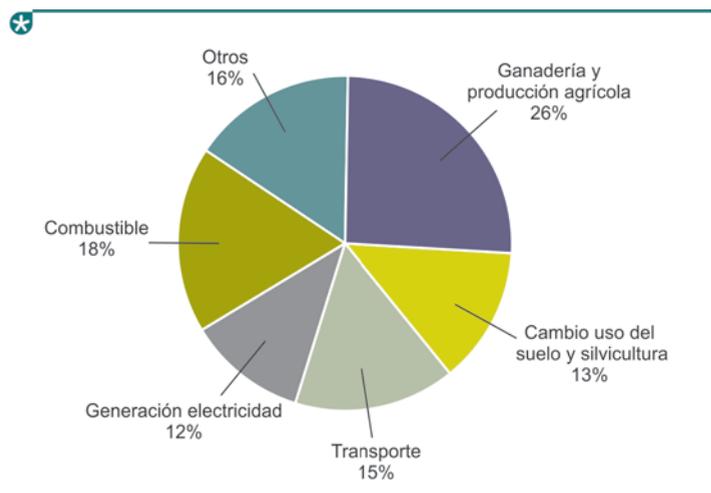


Figura 13. Emisiones de gases de efecto invernadero por sector en Argentina en el año 2014. Las emisiones totales fueron 368 Mt de equivalentes CO_2 . Elaborado a partir de datos de MAyDS (2017).

En 2014 nuestro país emitió 368 Mt de equivalentes CO₂ (MAyDS, 2017) valor que representa menos del 1 % de las emisiones anuales de gases con efecto invernadero mundiales. A pesar de este bajo porcentaje de aporte a nivel global, nuestro país se ha comprometido voluntariamente a presentar los inventarios de GEI luego de la firma del protocolo de Kioto y a disminuir las emisiones en un 15 % para el 2030 respecto a lo esperado si se mantienen las actividades productivas según lo pactado en el Acuerdo de París. El último inventario estima que el sector agropecuario contribuye con 144 Mt de equivalentes CO₂ por año, lo que representa el 39 % de las emisiones totales de equivalentes CO₂ del país (Figura 13) (MAyDS, 2017). Por un lado, las emisiones de gases invernadero por cambio de uso de la tierra se asocian principalmente con la deforestación, la desaparición de arbustales, pastizales y pasturas, y con el cambio de carbono en los suelos (Figura 14). La fermentación entérica (CH₄) constituye la principal fuente en el sector de la ganadería (Figura 14). Por otro lado, las principales fuentes de las actividades agrícolas son las emisiones de N₂O por residuos de cosecha y por fertilizantes sintéticos. Los cálculos de emisiones de la agricultura argentina se realizaron utilizando los factores de emisión propuestos por defecto por el IPCC (2006) debido a la ausencia de factores propios publicados. Esta carencia de información no se diferencia de lo que sucede en países de la región u otros clasificados como “No-Anexo 1” según el Protocolo de Kioto.

En comparación con otros países productores de alimentos como Brasil y Francia, la Argentina presenta bajos valores de emisiones de i) CO₂ por uso directo de combustibles fósiles debido a la amplia difusión de la siembra directa (menores labranzas) y ii) N₂O derivadas de fertilizantes debido al bajo uso de estos.

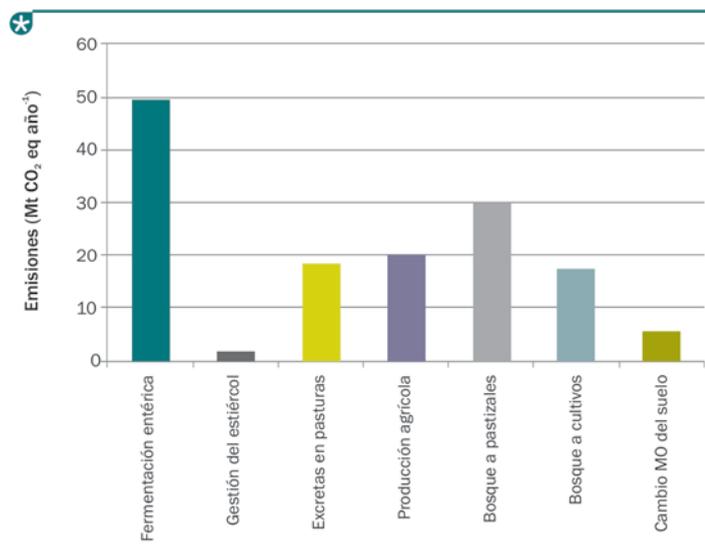


Figura 14. Fuentes de emisión de gases de efecto invernadero por el sector agrícola-ganadero en el año 2014, en Mt de equivalentes CO₂ por año (MAyDS, 2017).

Datos sobre emisiones de GEI en sistemas agrícolas de Argentina, y de cómo estas emisiones son afectadas por condiciones del ambiente y manejo se pueden consultar en Lewczuk et al. (2017); Posse et al. (2016); Cosentino et al. (2015); Alvarez et al. (2012); y Chalco Vera et al. (2017). Estos trabajos indican que el manejo del suelo durante el tiempo de descanso tiene un importante efecto sobre el balance global de emisiones y muestran el impacto negativo de prácticas como la quema de los residuos. En algunos casos, las emisiones medidas son menores a las calculadas sobre los valores teóricos.

Actualmente, por un lado, se están conduciendo ensayos en los que se evalúan fertilizantes alternativos con el fin de minimizar las pérdidas de N_2O y la volatilización de amonio, los efectos de los cultivos de cobertura sobre las emisiones de N_2O y CO_2 , y las relaciones entre las emisiones y los microorganismos del suelo. Se ha evaluado además el efecto de los residuos de rodales comerciales sobre el balance de CO_2 en bosques cultivados (Posse et al. 2016), encontrando que la respiración de dichos residuos puede ser aun mayor que las entradas por el crecimiento del rodal. Por otro lado, avances en la estimación del metano entérico en bovinos y los efectos de las dietas, suplementos, tipo de animal, ambiente y manejo sobre las emisiones de N_2O y CH_4 se presentan en Pinares-Patiño et al. (2012), Dini et al. (2012); Byrnes et al. (2017); Priano et al. (2014); y Rearte y Pordomingo (2014).

Las posibles estrategias de mitigación de las emisiones GEI de nuestro país se basan en el reemplazo de fuentes de energía fósil por energía renovables (ej. hidroeléctrica) para transporte, energía e industria, y, para sector agropecuario, en la limitación de los cambios de uso de la tierra por deforestación y en el incremento de los almacenes de carbono sobre y dentro del suelo. En este sentido se destaca la reciente adhesión de la Argentina a la iniciativa “4 pour mil” del Gobierno de Francia, que propone la implementación de prácticas de manejo que posibiliten el incremento de 0,4 % anual en el carbono de los suelos. Entre las prácticas recomendadas se cuenta la labranza conservacionista, las producciones integradas (silvopastoril, agricultura-ganadería) y la agroecología (Minasny et al. 2017).

En la Tercera Comunicación Nacional de la República Argentina a la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre Cambio Climático (MMADSN, 2015) se presentaron los resultados de las previsiones de los cambios climáticos para el año 2050 en distintas zonas de nuestro país (Figura 15). En la región húmeda (1) los modelos prevén aumentos leves en los valores de temperaturas y precipitaciones medias, mayor incidencia de olas de calor, mayor frecuencia de temperaturas y precipitaciones extremas, y mayor riesgo de sufrir inundaciones. En la región centro (2) se predicen

una prolongación del periodo seco invernal, más días con olas de calor, especialmente en el norte y precipitaciones extremas más intensas. En la región de los Andes (3) los modelos muestran una prolongación del periodo seco invernal, precipitaciones extremas más intensas en la zona norte, altas temperaturas y valores extremos muy elevados (una de las zonas de mayor calentamiento en el mundo), retroceso de los glaciares y cambio del régimen anual de los ríos como consecuencia del ascenso de la isoterma de cero-grado. Finalmente, en la región patagónica (4) la predicción indica que continuará el retroceso de los glaciares y una tendencia a aumentar la aridez actual.

El cambio climático tiene importantes efectos en la producción de los cultivos (Lobell et al., 2011). En algunos trabajos se realizaron simulaciones de rendimiento de los cultivos utilizando modelos biofísicos de estimación del desarrollo, crecimiento y rendimiento final para los escenarios climáticos regionales para fines del siglo XXI (2080-2090) bajo los escenarios socioeconómicos propuestos por el IPCC (Murgida et al. 2014).



Figura 15. Zonas de Argentina para las cuales la Tercera Comunicación Nacional a la Convención Marco de las Naciones Unidas para el Cambio Climático (MMADSN, 2015) informa previsiones de cambios climáticos para el 2050.

Las predicciones indican que, si se considera el efecto positivo del CO₂ especialmente sobre las especies C₃, el clima futuro no afectará mayormente la producción nacional de los principales

cultivos. El sur y el oeste de la región Pampeana y una parte del NOA serían las zonas más favorecidas, especialmente para el cultivo de soja y, en menor grado, para el de trigo (Murgida et al., 2014).

En aquellas zonas donde el agua no es muy limitante o las temperaturas actuales son relativamente bajas, se pueden esperar incrementos de rendimiento en cultivos termófilos como la soja y mayores posibilidades para los sistemas de doble cultivo (Monzón et al., 2014; Andrade y Satorre, 2015). Es necesario además contemplar los efectos de eventos extremos sobre la producción, aspecto difícil de evaluar a través de modelos de simulación. La mayor incidencia de golpes de calor tendrá un impacto negativo sobre los rendimientos de los cultivos (Lobell et al., 2013; Neiff et al., 2016).

Por un lado, en relación con el balance hídrico, la mayor demanda impuesta por el aumento de las temperaturas se compensaría con la mayor eficiencia de uso del agua debida al incremento del CO₂ (Murgida et al., 2014). Por otro lado, se estima que el efecto del cambio climático sobre la degradación de los suelos es menor que aquel producto de las rotaciones y otras prácticas de manejo (Murgida et al., 2014). Finalmente, el aumento de la temperatura podría aumentar la presión de enfermedades, especialmente en los cultivos de verano, con lo cual se deberán tomar recaudos para su control y evitar así pérdidas de producción.

Contrariamente a lo que se espera para nuestro país, el cambio climático afectará seriamente la capacidad de producción de alimentos de muchas regiones del mundo principalmente, por inundaciones debidas al aumento del nivel del mar (por ejemplo en Bangladesh), por reducción de lluvias y avances de la desertificación (por ejemplo el Sahel, África Subsahariana). Estas serias adversidades reafirmarán el rol de Argentina como productor de alimentos a nivel mundial.

Finalmente, el clima superficial tanto a nivel local, como regional o incluso global, también es afectado por los cambios en el uso y la cobertura de la tierra porque alteran los intercambios de energía, de humedad, los pulsos, los flujos de gases traza y el albedo o color de la superficie terrestre (Bonan, 2008). Estos efectos no son fáciles de demostrar dada la existencia de interrelaciones complejas y de cambios del clima operados remotamente o a distancia (Pitman et al., 2004; Porr et al., 2012). Un estudio de Salazar et al. (2015) demuestra la existencia de impactos significativos de los cambios de uso y cobertura de la tierra en la América no-Amazónica que incluye la totalidad de nuestro país. Estos consisten en disminuciones significativas de la precipitación y aumentos de la temperatura superficial.

4. ESTRATEGIAS PARA UNA PRODUCCIÓN SOSTENIBLE

4.1. Introducción

Los aumentos de producción mundial hasta mediados del siglo XX se debieron principalmente al incremento de la superficie cultivada (Andrade, 2016). En la segunda mitad del siglo XX, solo se incorporaron unas 100 millones de hectáreas a la agricultura mundial (Fischer et al., 2014). No obstante, desde principios del siglo XXI se evidencia una tasa mayor de aumento de la superficie cultivada, principalmente la de cereales, oleaginosas, y hortalizas. Contrariamente a lo acontecido a nivel global, la superficie sembrada en Argentina creció en una alta proporción en las últimas décadas. La superficie cultivada con cereales y oleaginosas creció de 20 millones de ha a 35 millones de ha entre 1990 y 2011.

Al igual que para el mundo en su conjunto, la superficie cultivada en Argentina puede aumentar marcadamente. Solo en la región Chaco-Pampeana la superficie potencialmente cultivable es de alrededor de 60 millones de ha. No obstante, los aumentos de la producción no pueden basarse principalmente en la expansión de la superficie cultivada, ya que resulta en pérdida de biodiversidad, emisiones de gases de efecto invernadero, excesos hídricos y exposición de tierras frágiles a procesos de degradación. Estos efectos fueron descriptos en los puntos anteriores. En consecuencia, los mayores esfuerzos para incrementar la producción deben enfocarse en la intensificación del uso de la tierra.

Para alcanzar esta meta es imperioso en primer lugar frenar y revertir los procesos de degradación de los suelos principalmente a través de la agricultura conservacionista. Esta estrategia se basa en tecnologías de procesos y de conocimientos que apuntan a mínimo disturbio físico del suelo, cobertura del suelo con material vegetal y diversificación e intensificación de cultivos.

Los rendimientos por unidad de superficie pueden aumentar por un mayor uso de insumos externos tal como ocurrió a nivel mundial durante la segunda mitad del siglo XX (Andrade, 2016). Entre estos insumos se destacan los fertilizantes, el riego, los plaguicidas y los combustibles fósiles.

Estimaciones realizadas en distintas regiones de Argentina, basadas en modelos de simulación de cultivos bien calibrados y validados, datos de suelos y clima y manejos de cultivos adecuados según recomendaciones de referentes zonales, indican que los rendimientos reales alcanzan el 59 % (trigo y maíz) y el 68 % (soja) de los potenciales de secano (Aramburu Merlos et al., 2015a y b). La magnitud de las brechas varía sustancialmente entre zonas climáticas; estas son mayores en el norte y hacia el oeste del país,

donde la agricultura se ha expandido recientemente, y menores en la región central, zona de mayor tradición agrícola y con clima más estable y benigno (Aramburu Merlos et al., 2015a y b). Como ejemplo a nivel país, el rendimiento potencial en secano que se simuló para maíz fue de 11,6 t/ha y el rendimiento potencial sin limitaciones hídricas fue de 16 t/ha. Basado en el rendimiento medio logrado de 6,8 t/ha de las últimas 7 campañas, las brechas de rendimiento para este cultivo son 4,8 y 9,2 t/ha, respectivamente.

Las principales causas de las brechas entre los rendimientos reales y potenciales bajo riego son baja fertilidad y baja capacidad de retención hídrica del suelo, escasas precipitaciones, mal manejo de cultivos, adversidades bióticas, bajo nivel de insumos, poca capacitación de los productores, limitaciones en infraestructura, investigación y extensión agropecuaria, bajos precios al productor, clima impredecible, y políticas no apropiadas (Fischer et al., 2014).

Las actuales tecnologías de insumos pueden contribuir al cierre de brechas entre los rendimientos reales y potenciales. La magnitud de las brechas indicadas anteriormente da indicios sobre el aporte potencial a la producción de alimentos de estas tecnologías.

A nivel global, los cultivos de secano rinden en promedio cerca de un 70 % menos que los regados (FAO, 2016), por lo que el riego, que va acompañado por un mayor uso de otros insumos, puede tener un fuerte impacto sobre la producción, dependiendo de las posibilidades de expansión de la superficie irrigada. Además, al menos 30 % a 50 % del rendimiento de los cultivos a escala mundial es atribuible a los nutrientes provistos por los fertilizantes sintéticos (Stewart et al, 2005). Por lo tanto, el riego y la fertilización pueden aumentar sustancialmente los rendimientos de los cultivos en los países en los que aún no se generalizó el uso de esta práctica.

Argentina, en comparación con los promedios mundiales, presenta baja proporción de superficie irrigada y escaso uso fertilizantes (Tabla 7) (FAO 2016; García y González Sanjuan, 2013; García y Díaz Zorita, 2015). Estos factores son importantes causales de bajos rendimientos (Cassman et al., 2002; Edmeades, 2013). Contrariamente, el volumen de plaguicidas por unidad de superficie es superior al promedio mundial.

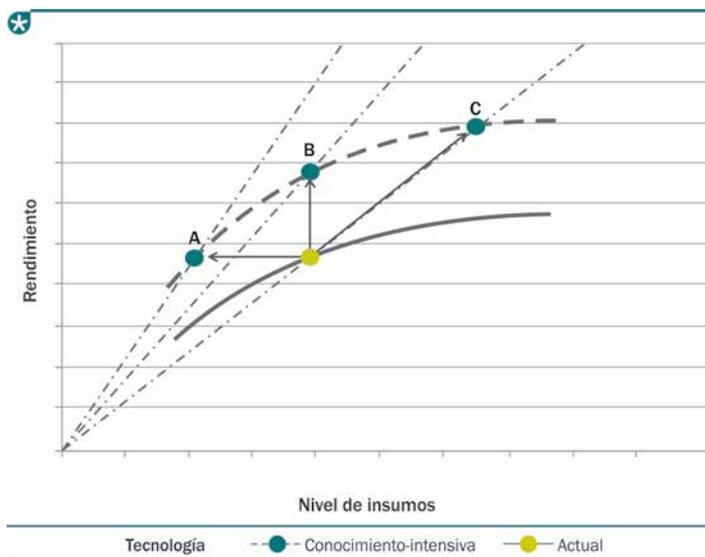
	Mundo	Argentina
 Superficie irrigada (%)	19	5
Cantidad de N+P ₂ O ₅ +K ₂ O (kg ha ⁻¹ año ⁻¹)	120	40
Cantidad de plaguicidas (kg o l) ha ⁻¹ año ⁻¹	1,95	9



Tabla 7. Superficie irrigada expresada como porcentaje de la cultivada, cantidad de fertilizante expresados como kg de N, P₂O₅, K₂O por hectárea cultivada y por año, y cantidad de plaguicida expresado como kilogramos más litros de formulado por hectárea cultivada y por año. Valores promedio mundiales y para Argentina (año 2013).



Figura 16. Relación entre rendimiento en grano y nivel de disponibilidad de un insumo para dos niveles tecnológicos: nivel actual y paquete de tecnologías de procesos y de conocimientos que resultan en mayor producción, mayor eficiencia de uso de recursos e insumos y menor impacto ambiental. La tecnología puede conducir a la reducción en el uso de insumos sin mermas de rendimiento (A), al incremento de la producción manteniendo los niveles de uso de insumos (B) y, cuando sea necesario, a aumentos de la producción por incrementos en la aplicación de insumos sin reducir la eficiencia de uso de los mismos (C). En las situaciones A y B la eficiencia de uso de insumos aumenta con respecto a la situación de origen. Incrementos en la aplicación de insumos pueden incluso llevar a aumentos en la eficiencia de uso (situación intermedia entre B y C). Además, reducciones en la aplicación de insumos pueden conducir a aumentos en la eficiencia de uso y en el rendimiento (situación intermedia entre A y B). Las productividades o eficiencias de uso del insumo están representadas por las pendientes de las líneas punteadas. El origen del eje Y es el rendimiento obtenido sin aplicación de insumos.



En la medida en que las brechas se cierran, aumentar los rendimientos a través del uso de insumos se torna cada vez más costoso, ineficiente y contaminante. Las tecnologías de insumos, tal como se aplicaron a nivel global en la segunda mitad del siglo XX, trajeron aparejados problemas de contaminación ambiental que alcanzaron niveles serios en distintas regiones del mundo (Bourne, 2009, Gurian Sherman, 2009). Además, los recursos hídricos y los fertilizantes minerales (por ej. los fosforados) se tornan cada vez más limitantes. Entonces, las tecnologías a implementar para aumentar los rendimientos deberán apuntar también a reducir la contaminación y la degradación de los suelos y a incrementar la eficiencia de uso de insumos y recursos.

El uso eficiente de recursos e insumos es un aspecto de alta relevancia para el manejo agronómico porque tiene implicancias en la rentabilidad de los cultivos y, sobre todo, en la calidad del ambiente. La productividad o eficiencia de uso de un insumo generalmente disminuye en respuesta al incremento en la disponibilidad de este siguiendo la ley de rendimientos decrecientes (Ferreira, 2015; Abbate y Andrade, 2015). Por lo tanto, aumentar la producción solo basándose en la aplicación de un insumo generalmente resulta en reducciones en su eficiencia de uso o productividad.

El desarrollo tecnológico puede resultar en saltos de curva en la relación entre el rendimiento del cultivo y el nivel de insumos/recursos disponibles (Figura 16). Las tecnologías pueden entonces conducir i) a la reducción en el uso de insumos sin mermas de rendimiento, ii) al aumento de la producción manteniendo los niveles de uso de insumos y, cuando sea necesario, iii) a incrementos en la aplicación de insumos sin reducir la eficiencia de uso de los mismos.

La reducción en el uso de insumos conlleva menores riesgos de contaminación ambiental mientras que el aumento de la producción a igual nivel de aplicación de insumos reduce las huellas por unidad producida. Por otro lado, con mayores cantidades aplicadas, el aumento de la eficiencia de uso de insumos no garantiza por sí mismo menor contaminación, meta que se debe lograr a través de buenas prácticas agrícolas.

En la literatura internacional, muchos expertos hoy coinciden en que la producción de cultivos debe ser incrementada aumentando los rendimientos por unidad de superficie en las actuales áreas agrícolas, minimizando o revirtiendo la degradación de los suelos y el impacto ambiental, y utilizando más eficientemente los recursos e insumos (Ikerd, 1990; Postel, 1998; Federoff et al., 2010; Foley et al., 2011; Garnett et al., 2013; Smith, 2013; Rosegrant et al., 2014).

Además, dada la gravedad del cambio climático, se requieren globalmente acciones de mitigación (reducir las emisiones de gases de efecto invernadero y secuestrar carbono en los suelos, biomasa, etc.) y de adaptación a través del mejoramiento genético y del manejo de los cultivos para que los sistemas de producción de alimentos sean más resilientes (Wheeler y Von Braun, 2013; EU, 2015).

Para estos objetivos es necesario un profundo conocimiento de los factores intervinientes en cada sistema de producción, de cómo las tecnologías específicas que se desarrollen para cada situación los afectan, y de cómo se pueden revertir posibles efectos negativos.

En síntesis, la transformación de la agricultura requiere como primeros pasos frenar las pérdidas de tierra cultivable, biodiversidad, hábitats y servicios ecosistémicos, disminuir el consumo no sustentable del agua especialmente donde este recurso es demandado para otros usos, reducir la contaminación del agua, suelo, aire y alimentos con productos químicos, reducir las emisiones de gases de efecto invernadero, y mejorar la productividad o eficiencia de uso de recursos e insumos, entre otras acciones (Viglizzo, 2001; Foley et al., 2005; Foley et al., 2011).

Entonces, los aumentos de la producción no pueden basarse en la expansión de la superficie cultivada como ocurrió en el pasado, ya que esto resulta en pérdida de biodiversidad y hábitats, emisiones de gases de efecto invernadero, excesos hídricos y exposición de tierras frágiles a procesos de degradación. En consecuencia, los mayores esfuerzos para incrementar la producción deben enfocarse en la intensificación del uso de la tierra. Pero esta no debe centrarse en prácticas que dañan los suelos ni en aquellas basadas en mayores usos de insumos de la manera en que aconteció a nivel global durante la segunda mitad del siglo

XX, ya que producen degradación del ambiente, contaminación y agotamiento de recursos. Deben basarse, sobre todo, en tecnologías de procesos y de conocimientos que permitan detener y revertir el deterioro de los suelos y la contaminación química y hacer un uso más racional y eficiente de los recursos e insumos (Satorre, 2004; Andrade, 2016). Toda innovación y tecnología debe ser considerada y analizada en función de su contribución a estos fines.

Entre estas tecnologías que producen saltos de curva se destacan la agricultura conservacionista, el mejoramiento genético, la biotecnología, el manejo de cultivos con bases ecofisiológicas, la agricultura por ambiente, el manejo integrado de plagas, las buenas prácticas de aplicación de plaguicidas y fertilizantes, las prácticas que conducen al uso eficiente del agua azul y verde, y las estrategias de intensificación ecológica.

Muchas de estas tecnologías se enmarcan en el concepto de buenas prácticas agrícolas definidas como aquellas acciones tendientes a i) obtener productos aptos para el consumo, sanos, inocuos y de calidad y ii) proteger el ambiente, la salud de los trabajadores y la salud pública (Senasa, 2014) a la vez que se procura la viabilidad económica y la estabilidad social (FAO, 2003). Deben considerar también el diseño de paisajes sustentables y el ordenamiento territorial para garantizar la conservación de la biodiversidad y la equilibrada provisión de servicios ecosistémicos. Esto implica repensar de manera crítica los actuales sistemas de producción, priorizando en sentido amplio su sostenibilidad. Es fundamental aplicar las buenas prácticas agrícolas para el manejo del suelo, de los agroquímicos, del agua y del cultivo, armonizando los intereses de la sociedad, preservando la calidad del ambiente y asegurando la factibilidad económica de los sistemas productivos.

4.2. Agricultura conservacionista

Frenar los procesos de pérdida y deterioro de las tierras productivas es imperativo, por lo que surge la necesidad de aplicar tecnologías más acordes con la preservación de los suelos y que permitan, además, alcanzar las metas productivas con una mayor eficiencia de uso de recursos e insumos. Los principios para lograr este objetivo constituyen las buenas prácticas de manejo mencionadas por las Guías Voluntarias de Manejo Sustentable de Suelos, recientemente adoptadas por la FAO (2017).

Entre estas técnicas se destaca la agricultura conservacionista (Hobbs, 2007; Sahrawat y Kassam, 2013). Esta se basa en tres principios: i) mínimo disturbio físico del suelo, ii) suelo permanente-

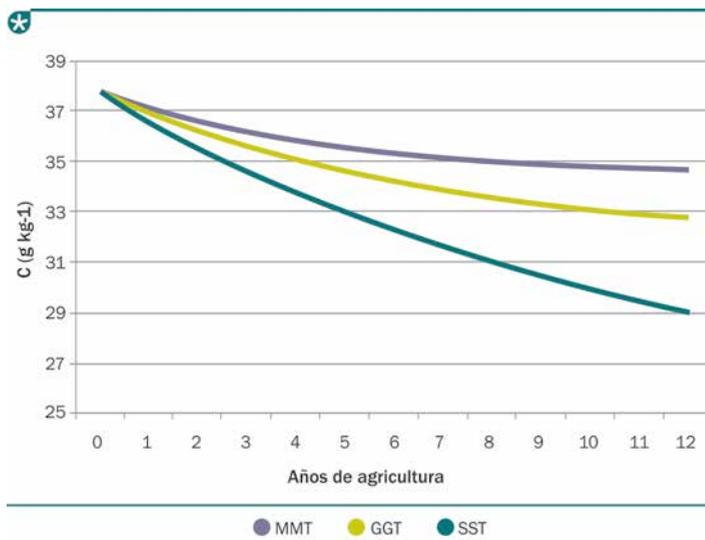
mente cubierto con material vegetal vivo o muerto, y iii) diversificación de cultivos (rotaciones de cultivos anuales y con pasturas, cultivos cobertura, etc.). Estos principios están orientados a proteger el suelo de la erosión y a mejorar el contenido de materia orgánica, la fertilidad, la estabilidad de los agregados, la capacidad de retención hídrica, la infiltración, la aireación, la dinámica de la biología de los suelos y el acoplamiento de los ciclos de carbono y nitrógeno (Alvarez et al., 1998; Studdert y Echeverría, 2002; Viglizzo et al., 2011; Rosegrant et al., 2014; Lemaire et al., 2014).

Las labranzas reducidas, en especial la ausencia de laboreo (ej. siembra directa) promueven el mantenimiento de rastrojo en superficie, protegiendo a los suelos de la erosión hídrica y eólica y mejorando la acumulación de agua en el suelo por reducir pérdidas por evaporación y escurrimiento superficial. No obstante, los efectos de estas prácticas sobre los rendimientos de los cultivos varían en función del ambiente, del manejo y de las condiciones del lote (Costa et al., 2015; Pittelkow et al., 2015).

En suelos manejados con siembra directa, en los cuales se utiliza barbecho químico y se reemplaza el control mecánico de malezas por herbicidas, surgen alertas por la posible contaminación causada por el herbicida glifosato, o su principal derivado (AMPA) (Punto 3.2). Sin embargo, un reciente estudio sobre el impacto de plaguicidas sobre los suelos sostiene que no se ha demostrado que el glifosato y el AMPA tengan efectos negativos consistentes sobre los organismos del suelo en las pruebas toxicológicas. En general, la literatura actualmente disponible sugiere que los beneficios asociados con un mayor control de la erosión a través de la siembra directa son mayores que los riesgos relacionados con el suelo del uso correcto de glifosato (FAO-ITPS, 2017).

Para evitar el deterioro de los suelos, las labranzas reducidas y la siembra directa deben estar acompañadas por otras prácticas necesarias como, por ejemplo, adecuadas rotaciones o producciones integradas de agricultura y ganadería (Franzluebbers et al., 2014; Peyraud et al., 2014). La inclusión de gramíneas en las rotaciones incrementa los aportes de biomasa (rastros y raíces) de alta relación carbono/nitrógeno a los suelos, lo que mejora su estructura y sus propiedades físicas, químicas y biológicas (Studdert y Echeverría, 2002; Wright y Hons, 2005). En Balcarce, la presencia de soja en la rotación provocó mayores disminuciones en el C orgánico, mientras que la de maíz, menores, debido al mayor volumen y mayor relación C/N de los residuos de este último cultivo (Figura 17) (Studdert y Echeverría, 2000). En La Pampa ondulada bajo siembra directa, la rotación monocultivo de soja redujo las reservas de carbono orgánico del suelo, mientras que las rotaciones M-T/S y T/S permitieron incrementarlas (Irizar et al., 2017).

Figura 17. Variación en el contenido de C orgánico en función de los años de agricultura para distintas rotaciones de cultivos en un Argiudol (0-20 cm) de Balcarce, provincia de Buenos Aires (Studdert y Echeverría, 2000). M=maíz, G=girasol, S=soja, T=trigo.



Rastrojos con relación C/N más baja y mayor contenido de compuestos solubles hacen que durante el proceso de su descomposición se fomente una mayor mineralización de la materia orgánica del suelo.

Para las principales zonas productoras de Argentina, se aconsejan rotaciones fundamentalmente con gramíneas, cultivos de cobertura y siembra directa para reducir o revertir la degradación de los suelos. La siembra directa ha evitado que se siga perdiendo materia orgánica de los suelos, aunque no es seguro que promueva su recuperación (Steinbach y Alvarez, 2006; Alvarez et al., 2014). Para que ello suceda es necesario combinar esta práctica con rotaciones más intensivas que recurran a la inclusión de cultivos como el trigo y el maíz y el uso de coberturas invernales. El aumento de la intensidad de la rotación y un mejor balance de cultivos oleaginosos y gramíneas en la zona núcleo pampeana incrementó el aporte de carbono al sistema. Esto ha resultado en aumentos del carbono orgánico total y particulado en los primeros centímetros del suelo y en la mejora de indicadores biológicos como la densidad de lombrices y actividad de algunas enzimas del suelo (Aapresid, 2016). El carbono orgánico particulado representa la fracción más lábil del C del suelo y está estrechamente relacionado con la estabilidad de los agregados, la estructura y la mineralización de la materia orgánica del suelo.

Las pasturas consociadas aportan más carbono al sistema que las rotaciones agrícolas (Studdert et al., 1997; Aapresid, 2016). La implementación de sistemas mixtos que alternan un periodo de

cultivos, durante el cual disminuye el contenido total y en mayor medida la fracción lábil del carbono del suelo, con un periodo de pasturas, que permite recomponer dichas formas de carbono (Figura 18) es una alternativa de manejo factible que contribuye a la sostenibilidad del agroecosistema. Studdert et al. (1997) concluyen que un ciclo de 7 años de cultivos, en labranza de tipo convencional, seguido de 3 años de pastura, permite el mantenimiento de las formas de carbono mencionadas. Además, el índice de estabilidad de agregados, indicador de salud del suelo muy relacionado con las propiedades físicas, manifiesta similar comportamiento que la fracción lábil de carbono. El empleo de sistemas de labranza menos agresivas que la convencional y los cultivos de cobertura permitirían ampliar el periodo bajo cultivos (a 10 años), lo que resulta en una mejor eficiencia productiva del sistema.

Las ventajas o beneficios de los sistemas mixtos (rotaciones de cultivos con pasturas) en cuanto a materia orgánica y estructura de suelo, recirculación de nutrientes, biodiversidad y diversificación de la producción se contraponen con las desventajas derivadas de las emisiones de GEI, de la contaminación y de las ineficiencias energéticas y proteicas de la producción animal (Punto 4.10). La adecuada valoración de estos efectos permitirá la optimización de los sistemas a largo plazo.

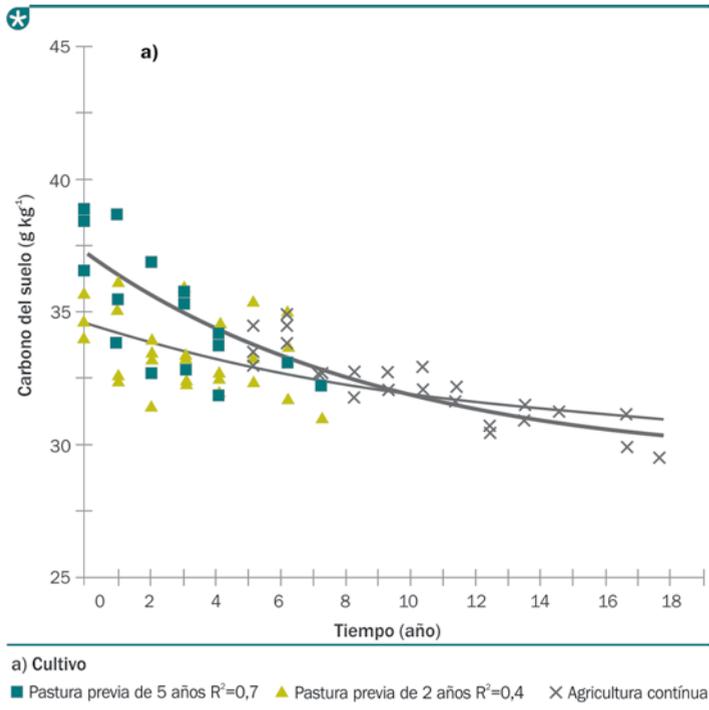
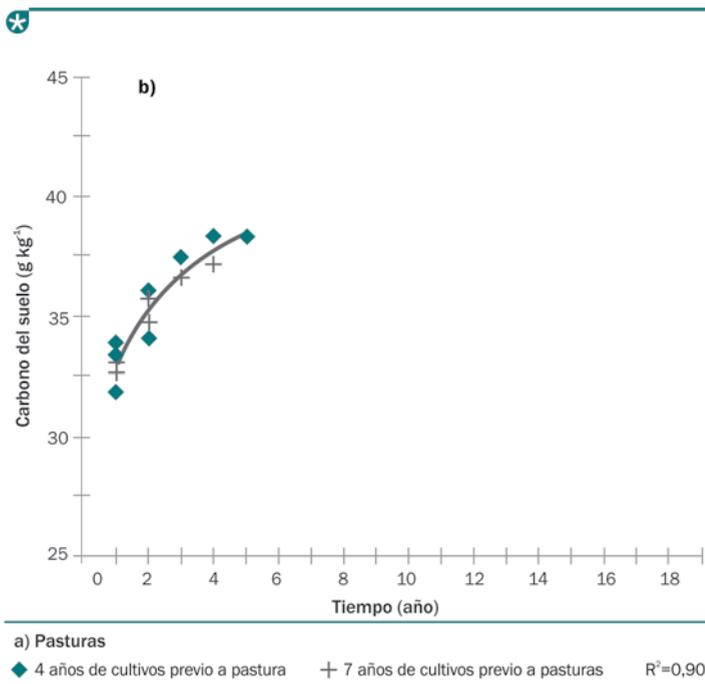


Figura 18. Carbono del suelo en función de los años bajo cultivos (a) y pastura (b) en un Argiudol de Balcarce, provincia de Buenos Aires (Studdert et al., 1997).



Las rotaciones presentan beneficios adicionales en cuanto a nutrición y dinámica del agua en los cultivos, control de adversidades bióticas, reducción de excesos hídricos, etc.

El posible avance de la frontera agrícola hacia el oeste aumentaría la degradación de los suelos más pobres, que son de alta fragilidad. Ante esta situación es necesario utilizar prácticas que garanticen la preservación del recurso. La protección verde del suelo durante los inviernos y las rotaciones apropiadas resultan herramientas útiles para evitar el escurrimiento del agua y las consecuentes erosiones e inundaciones, fomentadas por la mayor frecuencia de eventos de alta intensidad previstos en el contexto del cambio climático (Restovich et al., 2011, Alvarez y Quiroga, 2012).

Finalmente, otras técnicas de gran utilidad para frenar y revertir los procesos de pérdida y deterioro de las tierras productivas son los cultivos en franjas, las terrazas, la fijación biológica de N, la fertilización con buenas prácticas, el reciclaje de nutrientes, las técnicas de captura de agua, el manejo y remediación de suelos sódicos y salinos, etc. (Abrol et al., 1988; Postgate, 1998; Hatfield y Sauer, 2011; Rosegrant et al., 2014; Tittonell, 2013). Algunos de estas técnicas se tratan en los próximos capítulos.

4.3. Cultivos por año

El mayor número de cultivos por año posibilita incrementar la producción y la eficiencia en el aprovechamiento de los recursos del ambiente, como por ejemplo el agua y la radiación (Caviglia y Andrade, 2010). Cosechar más de un cultivo por año es una práctica difundida en varias regiones agrícolas (Fischer et al., 2014).

La productividad de los cultivos dobles depende de las características del ambiente, especialmente el periodo libre de heladas, la temperatura y la disponibilidad de agua (Andrade y Satorre, 2015, Monzon et al., 2014).

En el país, el rendimiento en grano y la eficiencia de uso del agua disponible fueron mayores en el doble cultivo trigo/soja que en sus respectivos cultivos simples (Tabla 8). Esta variable se asoció positivamente con la eficiencia de captura (Figura 19) y no con la eficiencia de uso del agua evapotranspirada (Caviglia et al., 2004).

En un estudio en el que se evaluaron distintas secuencias de cultivo (Caviglia et al., 2013) se encontró que a mayor número de cultivos por año mayor fue la eficiencia de captura de agua (Figura 6). Lo anterior resultó principalmente de una reducción del escurrimiento superficial. Por otro lado, a mayor proporción de maíz (planta C4) en la secuencia mayor fue la eficiencia de uso del agua evapotranspirada (Tabla 8).

Los recursos que no se aprovechan pueden producir procesos degradativos. Los cultivos dobles, al incrementar la captura de recursos hídricos (Figura 6 y 19) reducen excesos por escurrimiento superficial que producen erosión y contaminación de cursos de agua, y por percolación que producen contaminación de napas. Pero además, aumentan la captura de radiación (Figura 19), lo que resulta en mayores incorporaciones de carbono a los suelos que mejoran sus propiedades físico-químicas, y la captura de nutrientes reduciendo pérdidas y contaminación (Caviglia et al., 2004). Los cultivos dobles presentan ventajas adicionales en cuanto a la protección del suelo contra la erosión, el control de malezas y el descenso de napas.



Variable	Secuencia					
	T/S	T-S	T/S-M	T-S-M	T/S-M-S	T-S-M-S
	Índice de intensificación					
	2	1	1,5	1	1,33	1
R(kg ha ⁻¹ año ⁻¹)	5240a	3790b	6160a	5140b	5030a	4460b
ET (mm año ⁻¹)	607a	423b	554a	453b	522a	456b
EC (mm mm ⁻¹)	0,67a	0,46b	0,60a	0,50b	0,57a	0,50b
EUAg (g m ⁻² mm ⁻¹)	0,87a	0,92a	1,11a	1,13a	0,96a	0,97a
PA (g m ⁻² mm ⁻¹)	0,58a	0,42b	0,67a	0,56b	0,55a	0,49b

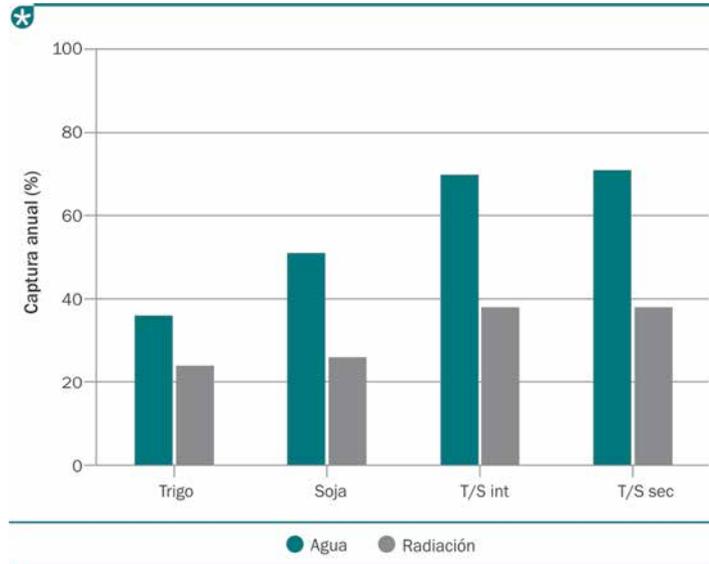


Tabla 8. Rendimiento anual (R), eficiencia de uso del agua disponible en base anual (o productividad del agua, PA) y sus componentes para distintas secuencias de cultivos que varían en el número de cultivos por año (índice de intensificación). Datos simulados utilizando una serie climática de 30 años para Balcarce, Argentina (Caviglia et al., 2013). ET: evapotranspiración; EUAg: eficiencia de uso del agua evapotranspirada para grano; PA: productividad de agua en grano; EC: eficiencia de captura del agua disponible, esta última medida como precipitación anual. T: trigo, S: soja, M: maíz, T/S: doble cultivo trigo/soja. La PA es la relación entre el rendimiento por año y la disponibilidad de agua en base anual.

Medias seguidas por la misma letra, en cada par de secuencias, no son significativamente diferentes. Índice de intensificación es el número de cultivos por año (cociente entre el número de cultivos en la secuencia y los años que dura dicha secuencia).

Los conocimientos sobre los factores determinantes del crecimiento y rendimiento de las especies cultivadas y de las características del ambiente son útiles para evaluar las posibilidades de expansión de esta tecnología de intensificación hacia nuevas áreas, y para elevar la productividad del doble cultivo secuencial o intersemebrado (Andrade et al., 2012; Coll et al., 2012; Andrade et al., 2015b).

Figura 19. Captura anual de radiación y de agua para los cultivos de trigo, soja, y los dobles cultivos trigo/soja intersemebrados (T/S int) y secuenciales (T/S sec) en Balcarce (Caviglia et al., 2004). Valores expresados como porcentaje de la radiación incidente anual y de la precipitación anual.



Los conceptos presentados se extienden a los cultivos de cobertura (Alvarez et al., 2013). Los cultivos de cobertura son cultivos que se suman a la rotación incrementando el índice de intensificación para proveer un servicio ecosistémico como el control de la erosión, el aporte de materia orgánica al suelo, la captura de nutrientes, la fijación biológica de nitrógeno, el consumo de agua para evitar excesos hídricos, la descompactación del suelo, la reducción de evaporación, la reducción de malezas, etc. (Piñeiro et al., 2014).

4.4. Mejoramiento genético

El mejoramiento vegetal basado en la genética, pero cada vez más en aproximaciones multidisciplinarias, satisface la necesidad continua de nuevos cultivares de mejor producción en cantidad y calidad, más adaptados al clima de cada región y al cambio climático y más tolerantes a adversidades bióticas y abióticas, (Allard, 1999; Acquaah, 2007; Acquaah, 2012).

El mejoramiento genético incrementó los rendimientos potenciales de los cultivos en las últimas 2 a 3 décadas con tasas promedio

de 1,1; 0,8; 0,6 y 0,7 % anual para maíz, arroz, soja y trigo, respectivamente (Fischer et al., 2014; Fischer y Edmeades, 2010).

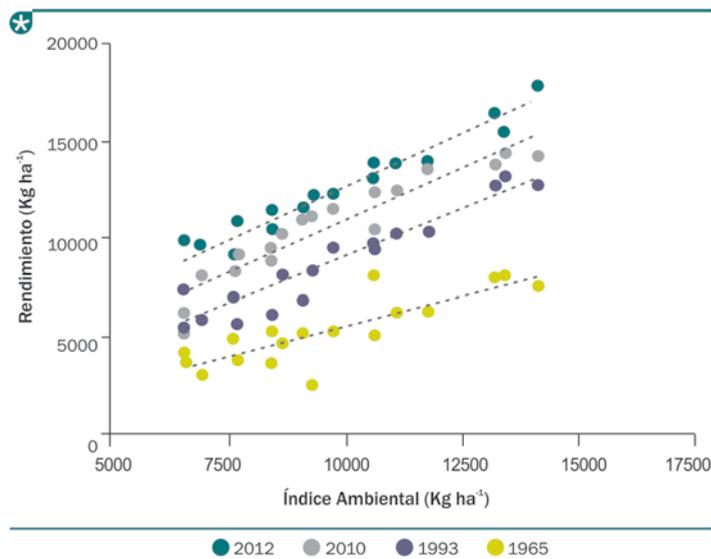


Figura 20. Rendimientos de híbridos de maíz liberados en distintas décadas en función de un índice que refleja la potencialidad del ambiente (Di Matteo et al., 2014).

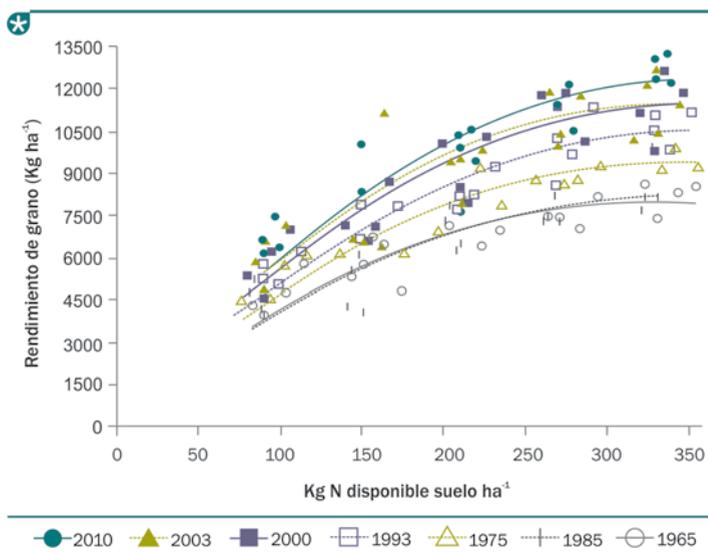
Los rendimientos en ambientes menos productivos han aumentado con tasas similares. Por lo tanto, es común encontrar cultivos que combinan alta potencialidad y alta estabilidad de rendimiento (De Santa Eduvigis, 2010; Tester y Landgridge, 2010; Di Matteo et al., 2014). Estos logros se debieron principalmente al mejoramiento genético, aunque existe una interacción con el manejo de los cultivos.

En Argentina, los híbridos modernos de maíz superan a los más antiguos tanto en ambientes de alta producción como en los de limitada disponibilidad de recursos (Di Matteo et al., 2014; Figura 20), lo que implica una adaptación de los primeros a un amplio rango de ambientes y a las condiciones impuestas por el cambio climático.

Asociado con esto, los nuevos híbridos presentan mayor eficiencia de uso de nitrógeno y de agua en comparación con los más antiguos (Figuras 21 y 22) (Robles et al., 2011; Ferreyra, 2015; Nagore et al., 2010) y mayor producción por unidad de energía utilizada y de plaguicida aplicado. Algunos híbridos modernos obtenidos por mejoramiento convencional se destacan por su alta tolerancia al estrés (Castro, 2013; De Santa Eduvigis, 2010). Por lo tanto, el mejoramiento genético de maíz en las últimas décadas ha contribuido a elevar los rendimientos potenciales, pero también aquellos alcanzados en condiciones menos favorables (Russell, 1986; Tollenaar y Lee, 2002). Estos cultivos muestran mayor eficiencia de uso de recursos e insumos.



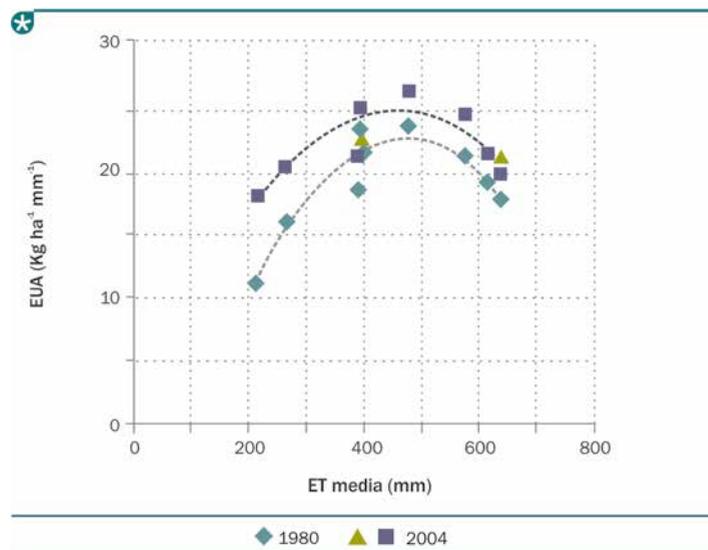
Figura 21. Relación entre rendimiento en grano y el nitrógeno disponible (incluye el del fertilizante, el presente en el suelo a la siembra y el mineralizado durante el ciclo del cultivo) para híbridos de distintas épocas sembrados con la densidad de selección y recomendación para alta producción (Ferreyra, 2015). Los años de liberación de los híbridos están indicados en la parte inferior del gráfico.



Hall y Richards (2013) repasan algunos rasgos ecofisiológicos que fueron utilizados con cierto éxito en programas de mejoramiento genético por tolerancia a sequía e indican rasgos promisorios para futuros progresos, entre los que se destaca la capacidad de absorción de agua por las raíces.



Figura 22. Relación entre la eficiencia de uso del agua evapotranspirada (EUA) y la evapotranspiración (ET) media para híbridos de maíz liberados en distintas épocas. Datos correspondientes a un híbrido liberado en 1980 (rombos) y a dos híbridos liberados en 2004 (cuadrados y triángulos). Datos de Nagore et al. (2010).



Una meta principal del mejoramiento genético es desarrollar cultivares adaptados a las limitaciones ambientales de cada área de producción. Además de las sequías y de las deficiencias de nutrientes, otros factores limitantes del crecimiento de los cultivos

que causan pérdidas importantes de rendimiento todos los años son las temperaturas extremas, las sales, los excesos de agua por inundación, las adversidades bióticas, la toxicidad de aluminio, etc. Por lo tanto, mejorar la tolerancia a estos factores de estrés constituye un importante desafío para el mejoramiento genético, ya que contribuiría al cierre de brechas de rendimiento y al uso eficiente del agua y los nutrientes disponibles, de la energía utilizada y de los plaguicidas aplicados.

Como fue presentado en la Figura 20, incrementos en el rendimiento potencial condujeron a mejoras en el rendimiento bajo condiciones leves a moderadas de cualquier tipo de estrés. Esto se debería al hecho de que algunos de los principales objetivos de selección son igualmente ventajosos bajo estrés y bajo condiciones óptimas de crecimiento (Cattivelli et al., 2008). No obstante, futuros progresos bajo condiciones de alta probabilidad de estrés severo dependerán de la identificación de rasgos que confieran tolerancia a esta adversidad sin afectar el rendimiento en ausencia de estrés (Ludlow y Muchow, 1990; Schroeder et al., 2013). De estos conceptos surge también la importancia del mejoramiento genético para lograr adaptación de las especies cultivadas a los efectos del cambio climático.

La identificación de rasgos relevantes asociados con el desempeño de los cultivos en sus respectivos ambientes es un gran desafío debido a i) efectos compensatorios, atenuaciones, y fuertes interacciones de los rasgos con el ambiente y entre rasgos que se producen al escalar a través de niveles de organización y ii) complejas y redundantes regulaciones de los procesos en las plantas (Chapman et al., 2002; Edmeades et al., 2004; Sinclair y Purcell, 2005; Tardieu, 2012; Passioura, 2012).

La Ecofisiología de Cultivos, que estudia el funcionamiento de los cultivos en interacción con el ambiente, debe contribuir con el mejoramiento genético vegetal i) caracterizando los ambientes de producción, ii) identificando los rasgos claves para rendimientos altos y estables y para una alta eficiencia de uso de recursos e insumos en dichos ambientes, iii) señalando caracteres secundarios fáciles de monitorear, de alta heredabilidad y asociados con el desempeño del cultivo y iv) entendiendo y explicando las complejas interacciones de dichos rasgos con el ambiente y con el fondo genético del cultivar (Hall y Sadras, 2009; Tardieu, 2012; Andrade et al., 2015a).

En conclusión, el mejoramiento genético ha producido importantes saltos de curva y puede producir otros en el futuro contribuyendo así a aumentar los rendimientos mejorando paralelamente las eficiencias de uso de los recursos e insumos disponibles.

4.5. Biotecnología

Los productos de nuestra capacidad creativa e innovadora se multiplican. Hoy estamos experimentando una prodigiosa innovación en la agricultura, la biotecnología. Esta disciplina nace cuando se descifra la constitución química del ADN (Watson y Crick, 1953).

La biotecnología, que incluye transgénesis, marcadores moleculares, genómica, mutaciones, edición génica, entre otras técnicas, contribuye o puede contribuir a la producción agrícola en tres grandes áreas: a) la disminución del uso de agroquímicos peligrosos para el ambiente utilizando variedades que expresan tolerancia a adversidades bióticas; b) la mejora y diversificación de la calidad alimenticia de los productos agrícolas; y c) el aumento del potencial de rendimiento y su estabilidad.

El desarrollo de cultivares tolerantes o resistentes a adversidades bióticas por biotecnología (Davis y Coleman, 1997; Sharma et al., 2004; Elmore et al., 2001; Creus et al., 2007) mejoró los rendimientos y la rentabilidad en muchos cultivos y en general redujo el uso de agroquímicos (Huang et al. 2002, Brookes y Barfoot, 2013). Ejemplos de estos resultados son los maíces Bt resistentes al barrenador del tallo. A través de estas tecnologías podemos i) reducir las pérdidas reales por plagas en los cultivos, que hoy rondan el 30 % a nivel global y ii) reemplazar a los plaguicidas que reducen las pérdidas potenciales por adversidades bióticas en alrededor de 50 % (Tabla 4) (Oerke, 2006). No obstante, la expansión de la soja RR en Argentina junto con la siembra directa contribuyó a un marcado incremento en el uso del herbicida glifosato.

Los logros de la biotecnología en cuanto a cultivares tolerantes a adversidades bióticas o con calidad de producto mejorada son una realidad debido a que estos rasgos son de herencia simple, involucran pocos genes integrados en cascadas lineares o en pequeñas redes, con baja interacción genotipo por ambiente, sin fuertes atenuaciones al subir en la escala de complejidad y con efectos compensatorios menores (Andrade et al., 2015a). En contraste, la contribución de la biotecnología al incremento del rendimiento potencial y a la estabilidad del rendimiento ante factores abióticos ha sido menos evidente (Passioura, 2012; Edmeades, 2013; Denison, 2012; Deikman et al., 2012) debido a que estos son rasgos poligénicos de gran complejidad y con fuertes interacciones con el ambiente (Andrade et al., 2015a).

La interacción del mejoramiento genético, la biotecnología y la ecofisiología de cultivos puede ser vital para alcanzar mayores logros en cuanto al mejoramiento de los cultivos (Pontaroli, 2012). Fischer et al. (2014) concuerda con que las herramientas moleculares pueden acelerar la mejora genética; no obstante, opina que los progresos mayores a 1 % anual son improbables.

Si bien surgen dudas sobre los beneficios del uso de la ingeniería genética en los cultivos (Gourian Sherman, 2009) y se indican riesgos para la salud humana y animal o para el ambiente relacionados con toxicidad, alergenicidad, flujo de genes, efectos perjudiciales sobre organismos benéficos y desarrollo de resistencias en plagas y patógenos, estos pueden y deben ser detectados, evaluados y minimizados a través de procesos de investigación y transferencia de conocimiento (Raimondi et al., 2002).

4.6. Manejo de cultivos con base ecofisiológica

Aumentar la producción haciendo un uso más eficiente de los recursos e insumos disponibles puede también lograrse por medio de un manejo de cultivos intensivo en conocimientos. Esto implica conocer los factores que interactúan en la determinación del rendimiento de los cultivos, e identificar qué prácticas se pueden realizar para adecuarlos a la oferta edafo-climática existente.

En establecimientos de miembros de grupos CREA del sur de la provincia de Buenos Aires, la eficiencia de uso del agua del cultivo de maíz, medida como la relación entre el rendimiento y la disponibilidad de precipitaciones en un periodo de 50 días alrededor de la floración, aumentó a lo largo de las últimas décadas (Figura 23) (Calviño et al., 2003).

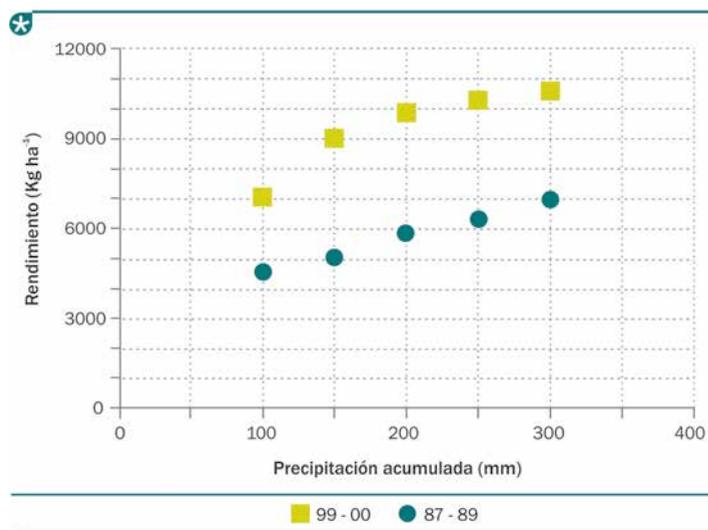


Figura 23. Relación entre el rendimiento de maíz y la disponibilidad de precipitaciones en un periodo de 50 días alrededor de la floración para establecimientos CREA del sur de la provincia de Buenos Aires en las campañas 1987-1989 y 1999-2000. Los datos fueron obtenidos a partir de las ecuaciones presentadas en Calviño et al. (2003).

Este significativo salto en la eficiencia de uso del agua, si bien en parte se dio por la utilización de tecnologías de insumos como fertilización con P y N y aplicación de herbicidas, se debió en gran medida al uso de tecnologías de procesos entre las que se destacan la siembra directa, que mejora el balance hídrico por reducir

evaporación del suelo y mejorar la infiltración, la adecuación de la fertilización a la demanda del cultivo, la elección de híbridos con mayor potencial y estabilidad de rendimiento, el ajuste de la densidad de plantas y de la fecha de siembra a las condiciones ambientales específicas, la implementación de la agricultura por ambiente, etc. Estas prácticas se encuadran en la mejora del manejo del cultivo, el agua y los nutrientes basándose en las tecnologías de conocimientos.

El conocimiento del funcionamiento de los cultivos en interacción con el ambiente es crítico para diseñar estrategias de manejo con el fin de aumentar los rendimientos y las eficiencias de uso de agua, de nutrientes disponibles y de la energía fósil consumida (Andrade y Sadras, 2000; Otegui y Andrade, 2000; Satorre et al., 2003; Andrade et al., 2005; Andrade et al., 2010, Cerrudo et al., 2013). Además, los conocimientos ecofisiológicos constituyen las bases para el estudio de los efectos del genotipo, el ambiente y el manejo del cultivo sobre la composición y calidad del producto primario (Aguirrezábal y Andrade, 1998, Izquierdo et al., 2002; Aguirrezábal et al., 2009; Izquierdo et al., 2009; Cirilo et al., 2011; Martre et al., 2011).

A continuación se presentan algunos ejemplos de manejo de cultivos basado en conocimientos ecofisiológicos.

El manejo del cultivo de maíz se debe ajustar en función del ambiente pudiendo resultar en prácticas opuestas según la disponibilidad de agua. En zonas con alta probabilidad de ocurrencia de sequía en los meses de verano se recomienda i) atrasar la fecha de siembra para reducir la probabilidad de ocurrencia de deficiencias hídricas en el periodo crítico de floración y ii) reducir la densidad de plantas para incrementar los recursos disponibles por individuo y aliviar así el relegamiento que en esta especie sufren las espigas en ambientes restrictivos. Por el contrario, en zonas con alta disponibilidad de agua (suelos profundos bien barbechados, presencia de napa, o bajo riego), la recomendación es i) sembrar temprano para aprovechar mejor el potencial del ambiente y que el periodo crítico de floración ocurra con mayores radiaciones incidentes y ii) aumentar la densidad de plantas para evitar o reducir posibles limitaciones por capacidad de destinos reproductivos (número de granos) durante el llenado de granos (Andrade et al., 2010, Cerrudo et al., 2013). Estas recomendaciones opuestas para las dos situaciones ambientales planteadas surgen del entendimiento del funcionamiento del cultivo en interacción con el ambiente.

Los principios ecofisiológicos fueron de utilidad para adecuar las rotaciones y el manejo del cultivo al ambiente como lo indica el siguiente ejemplo de un establecimiento del SE de la provincia de

Buenos Aires (Calviño. Com. personal). En primer lugar se realizó una caracterización ambiental en función de la topografía. Las lomas poseen suelos someros y, por lo tanto, alta probabilidad de ocurrencia de deficiencias hídricas en verano, y un mayor periodo libre de heladas. Por el contrario, los bajos presentan un mayor riesgo de heladas y mayor disponibilidad de agua (incluso lotes con presencia de napa). A partir de esta información se diseñaron potreros con características uniformes (Figura 24).

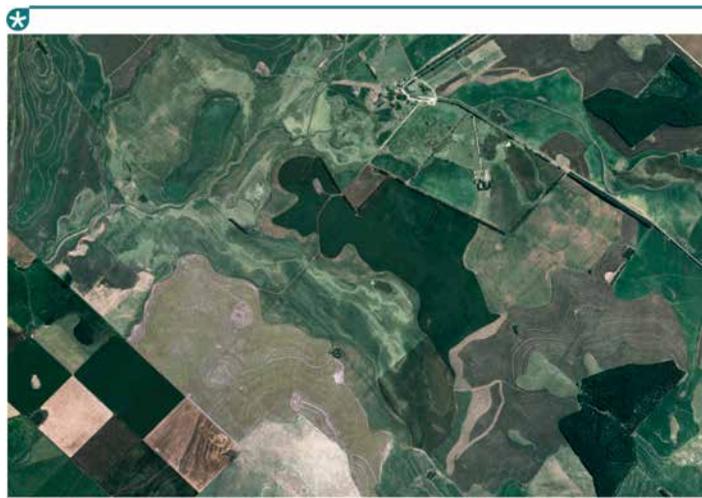
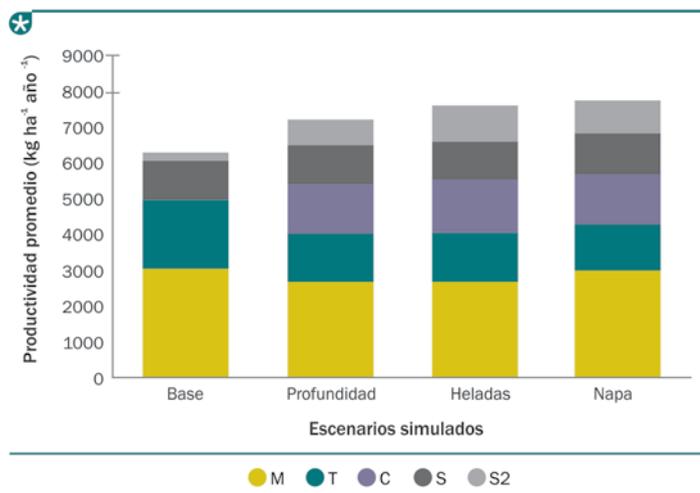


Figura 24. Vista aérea del establecimiento San Lorenzo de José Zubiaurre en el que se aprecia el apotreramiento según topografía. Partido de Tandil, provincia de Buenos Aires. Establecimientos vecinos mantienen potreros rectangulares.

Luego, en función del conocimiento de cada ambiente y del funcionamiento de los cultivos, se determinó la secuencia de especies de la rotación de cada potrero y el manejo apropiado de cada cultivo. Ejemplos de estas prácticas son i) la eliminación del cultivo de maíz de las lomas por su alta susceptibilidad a sequía en floración (en caso de decidir mantener este cultivo en dichos ambientes se deben seguir las recomendaciones previamente indicadas para áreas con alta probabilidad de ocurrencia de estrés hídrico en verano), ii) la restricción del doble cultivo trigo-soja a las lomas en las que el mayor periodo libre de heladas permite dicha práctica, iii) la utilización de soja de ciclo más corto en los bajos para adecuarse al menor periodo libre de heladas y aprovechar el alto potencial del ambiente, realizando los ajustes de densidad y espaciamiento entre hileras necesarios para asegurar altas coberturas, iv) la anticipación de la floración del trigo en las lomas en las cuales el riesgo de heladas en esa etapa es menor, lo que resulta en mayor potencial y estabilidad del rendimiento y posibilita la deseable anticipación de la siembra de soja de segunda, etc. Estos ajustes innovadores en función del ambiente resultan en incrementos de los márgenes brutos y de los rendimientos por unidad

de área y tiempo. La productividad de una hectárea promedio se incrementó 23 % (Figura 25), lo que se traduce en aumentos de las eficiencias de uso de agua y nutrientes disponibles y de la energía fósil utilizada.

Figura 25. Productividad media de una hectárea del establecimiento San Lorenzo de Tandil (provincia de Buenos Aires) en fases crecientes de ambientación. Cada fase considera un factor de ambientación adicional (profundidad del suelo, temperatura y heladas, presencia de napa). M, T, C, S y S2 representan los aportes de maíz, trigo, cebada, soja y soja de segunda, respectivamente (Monzón et al., 2017).



La agricultura de precisión también puede contribuir a mejorar la producción, la eficiencia de uso de los recursos e insumos disponibles, y la calidad del ambiente a través del ajuste de la fertilización, del riego, de la densidad de plantas, y de otras prácticas a las condiciones particulares de cada microambiente del potrero (Stafford, 2005; Gebbers y Adamchuk, 2010; Rosegrant et al., 2014). Esta técnica requiere también de los conceptos de la ecofisiología y es facilitada por los nuevos desarrollos en sensores, robotización, automatismo de maquinaria agrícola, sistemas de información geográfica, procesamiento de la información, sistemas comunicación, etc.

Por último, los cambios en lluvias y otras variables y los acortamientos del ciclo por mayores temperaturas debidos a cambio climático pueden ser compensados a través del manejo del cultivo.

En conclusión, prácticas de manejo intensivas en conocimiento pueden aportar significativamente i) al aumento de la producción a través de la adaptación de las especies cultivadas a las condiciones específicas del ambiente y al cambio climático, y ii) al uso eficiente de los recursos e insumos que resulte en una menor dependencia relativa, e incluso en valores absolutos, de insumos no renovables y contaminantes. Además, se pueden producir fuertes sinergias entre dichas prácticas y de estas con el mejoramiento genético vegetal.

Los aportes de estas prácticas a la producción de alimentos están muchas veces soslayados en la discusión sobre la futura seguridad alimentaria. No obstante, los datos presentados en el presente capítulo dan una idea de la posible magnitud de las contribuciones de estas estrategias innovadoras.

En un nivel superior de análisis, Loomis y Connors (1992) alientan a los investigadores a reforzar y utilizar los conceptos de la ecología de cultivos para solucionar el conflicto entre producción y sostenibilidad a través del adecuado manejo de los sistemas agrícolas (Punto 4.11).

4.7. Manejo integrado de plagas

El Manejo Integrado de Plagas (MIP), si bien originalmente estaba referido a artrópodos plagas, hoy se concibe como una filosofía que involucra también el manejo de malezas y de fitopatógenos.

La utilización de plaguicidas en el contexto del MIP se condiciona al previo cumplimiento de tres requisitos básicos: a) la integración de tácticas de manejo que minimicen la incidencia de plagas, b) el empleo de criterios biológicos, agronómicos y económicos para tomar decisiones de aplicación de plaguicidas, y c) el uso seguro de plaguicidas (Murray y Taylor, 2007).

Los tres requisitos deben ser respetados, quedando el uso seguro de plaguicidas para aquellas condiciones en las que son estrictamente necesarios.

La Organización Internacional de Lucha Biológica e Integrada define a la Producción Integrada como: “Un sistema agrícola de producción de alimentos que utiliza al máximo los recursos y los mecanismos de regulación naturales y asegura a largo plazo una agricultura viable. En ella los métodos biológicos, culturales, químicos y demás técnicas son cuidadosamente elegidos y equilibrados, teniendo en cuenta el medio ambiente, la rentabilidad y las exigencias sociales”. Esta forma de producir garantiza el respeto por el medio y la salud de los productores y consumidores.

Las prácticas recomendadas para el manejo integrado de plagas que contribuyen a reducir la utilización de agroquímicos contaminantes y a su uso más seguro (Dent, 1995; Sbarbati Nudelman, 2011; Satorre, 2015) incluyen controles basados en i) la elección de la fecha de siembra y el ciclo del cultivar para que los cultivos crezcan y definan sus rendimientos cuando las adversidades bióticas estén ausentes o sean menos problemáticas, ii) la utilización de enemigos naturales predadores y parásitos, iii) las rotaciones de cultivos para cortar el ciclo de plagas y enfermedades y combatir las malezas, iv) los cultivos de cobertura o doble cultivos que demoren, reduzcan o compitan con el nacimiento de las malezas,

v) el control mecánico, vi) los cultivares resistentes o tolerantes a insectos y enfermedades, vii) los cultivos trampa, viii) agroquímicos menos tóxicos y persistentes, moléculas más específicas utilizadas a bajas dosis y, especialmente, productos derivados de sustancias naturales, ix) el control biológico (feromonas, predadores, fitosanitarios microbianos), x) la rotación de productos con distinto modo de acción para disminuir la aparición de especies resistentes, xi) la consideración de umbrales de daño que justifiquen tratamiento, xii) el uso eficiente y responsable de los productos, etc. En el Capítulo 4.8.1 se amplían los conceptos relacionados con este último punto.

El conocimiento de la dinámica poblacional y de la estructura funcional de las plagas, de las condiciones predisponentes para su aparición y de cómo son afectadas por el sistema de producción son datos importantes para poder predecir su incidencia y determinar momentos de mayor vulnerabilidad para su control (Satorre, 2015). Los controles de las adversidades biológicas tendrían que realizarse solo cuando el número de individuos de estas supere el umbral de daño económico. Estos umbrales dependen del estado fisiológico del cultivo y de la plaga y del ambiente. Entonces, la simple presencia de una plaga no implica que esta deba ser controlada. En los criterios económicos se deberán incluir las externalidades ambientales y sociales negativas producto de la utilización de fitosanitarios.

Los principios de la ecofisiología de cultivos son críticos para diseñar estrategias de manejo intensivas en conocimiento con el fin de disminuir el uso de agroquímicos contaminantes. Estos conceptos ayudan a interpretar y analizar los daños que producen los organismos perjudiciales sobre el área foliar e interceptación de radiación, la eficiencia fotosintética, la partición de biomasa a destinos de interés comercial, etc. (Boote et al., 1983; Johnson, 1987) contribuyendo así al establecimiento de umbrales de daño económico.

Los umbrales de daño por reducción de área foliar durante las etapas vegetativas y las necesidades de control dependen del momento de ocurrencia y, principalmente, de la plasticidad de las plantas y de los factores ambientales, que en conjunto determinan la capacidad de recuperación de cobertura foliar previo a los momentos críticos de determinación del número de granos del cultivo (Sadras 2002). Además, los umbrales de daño por pérdida de área foliar y de eficiencia fotosintética durante el llenado de granos son función, entre otras variables, de la relación entre la demanda de los granos en crecimiento y la capacidad fotosintética del cultivo, que a su vez son moduladas por el ambiente.

Por otro lado, la habilidad competitiva del cultivo frente a las malezas depende de las prácticas culturales y del genotipo. Así,

una mayor densidad de plantas, un menor espaciamento entre hileras, fechas de siembra que aseguren rápido crecimiento y la utilización de cultivares más foliosos y de hojas más planófilas incrementan la intercepción de radiación por parte del cultivo en etapas tempranas y, por lo tanto, su habilidad competitiva contra las malezas (Bedmar et al., 2002; Mc Donald y Gill, 2009), posibilitando la reducción en el uso de herbicidas.

Los plaguicidas deben ser utilizados solo cuando son estrictamente necesarios. Las aplicaciones deben hacerse en la dosis y condiciones recomendadas, considerando todas aquellas prácticas que hacen al uso eficiente, seguro y responsable de los productos y ajustándose a las legislaciones vigentes en el orden nacional, provincial y municipal (Bogliani, 2012; Jaime et al., 2013) (ver Capítulo 4.8.1).

La proporción de producto plaguicidas que llega efectivamente a destino es muy baja, por lo que existe un gran potencial para la utilización de tecnologías geoespaciales, de sensores, de información y comunicación, de robótica y técnicas de aplicación para el control localizado de malezas, que posibiliten reducir al máximo la utilización de herbicidas ajustándose a las necesidades reales de cada situación (Fernández Quintanilla, 2015). Estos conceptos pueden extenderse al control de enfermedades y plagas animales. Además, la nanotecnología ofrece nuevos productos y nuevos mecanismos de aplicación promisorios para reducir el uso de fitosanitarios (Sekhom, 2014).

En términos generales para todos los cultivos, el uso de plaguicidas puede reducirse entre 35 y 50% sin afectar los rendimientos y sin subir apreciablemente el precio de los alimentos, tal como fue estimado en EUA (Saini, 2014). Además, en Dinamarca, Suecia, Holanda y Ontario existen en la actualidad programas para reducir el uso de plaguicidas en un 50% (Saini, 2014).

El manejo integrado de plagas puede reducir los daños de las plagas sin comprometer los rendimientos, tal como indican los siguientes ejemplos.

En un lote comercial del departamento Castellanos (provincia de Santa Fe) se realiza un manejo integrado de plagas en soja basado en i) monitoreo semanal de plagas y de enemigos naturales de las mismas, ii) utilización de umbrales de tratamiento, es decir, los plaguicidas se aplican solo cuando son económicamente justificados, iii) uso de productos menos agresivos con mínimo daño a fauna benéfica y iv) técnicas de aplicación adecuadas. Con esta aproximación se realizaron solo dos aplicaciones de insecticidas y un fungicida en 10 años en contraste con lo usual de 3 aplicaciones por año que realizan los productores de la zona. La productividad bajo este sistema de buenas prácticas agrícolas fue similar

o superior al promedio del departamento Castellanos o de la provincia de Santa Fe (Frana. Com. personal).

En otro caso correspondiente al cinturón hortícola de Mar del Plata, la implementación del Manejo Integrado de Plagas en un lote de producción de tomate resultó en rendimientos similares y en una reducción del 70% en el uso de fitosanitarios respecto del manejo convencional (Leonardi et al., 2015). Reducir la aplicación de fitosanitarios en los cultivos hortícolas es de especial interés para la sociedad por su cercanía a centros poblados y por la elevada cantidad de insumos aplicados.

La visión de la protección vegetal en la fruticultura argentina es particularmente interesante.

En Argentina existe una importante superficie apta para la fruticultura, con condiciones agroecológicas que pueden permitir obtener producciones de excelente calidad y con ventajas competitivas en la oferta local y mundial, generando ingresos y puestos de trabajo en las economías regionales. Sin embargo, esta situación se ve perjudicada por la presencia de plagas que ocasionan pérdidas económicas considerables. En los últimos años, la globalización, el cambio climático y nuevos métodos de manejo, entre otras causas, han generado un dinámico cambio de agentes perjudiciales afectando cualitativa y cuantitativamente la producción de frutas. Estas plagas, si no son tratadas en forma adecuada, generan grandes pérdidas económicas producto de daños externos en la fruta que impiden su comercialización y de efectos a largo plazo en las plantas que conducen a la disminución de rendimiento. Numerosos ensayos aportan datos de daños en los frutales más importantes. A título de ejemplo vale mencionar el caso de carpocapsa en frutales de pepita donde los testigos sin tratar manifiestan daño en el 99% de la fruta (Cichon, 1999).

Una de las soluciones para paliar estos daños es el uso de plaguicidas. Sin embargo, en muchos casos, el uso irracional o excesivo de estos por parte de los productores genera una amenaza al medioambiente, a la inocuidad de las frutas, como así también desventajas económicas. Se debe agregar a estos inconvenientes la toxicidad a la que quedan expuestos los productores y trabajadores rurales cuando se realiza un uso masivo de sustancias contaminantes en los montes frutales, afectando además a la sociedad que los circunda. Además, requisitos y exigencias cada vez mayores de los mercados consumidores del mundo se incrementan en relación con tolerancias de contaminantes, efecto cosmético y ausencia de plagas cuarentenarias, aspectos que afectan las exportaciones (Sánchez, 2011).

La alternativa que surge para disminuir el efecto negativo de los plaguicidas hacia el medioambiente, los aplicadores, el consu-

midor y la sociedad en general es trabajar dentro de un contexto de buenas prácticas agrícolas, dentro de las cuales el manejo integrado de plagas es fundamental para lograr producir con bajo riesgo ambiental, y donde los fitosanitarios son la última opción. Por ello, las soluciones están en lograr estrategias sustentables de intervención, con la ayuda de conocimientos surgidos en la investigación sobre datos biológicos de plagas en cada región, uso de trampas de captura para monitoreo y control, búsqueda de enemigos naturales, su cría y liberación, uso de feromonas de confusión sexual, plaguicidas biológicos, plantas trampa, barreras físicas, entre otros.

El INTA ha desarrollado tecnologías de manejo integrado de plagas de bajo o nulo impacto ambiental para la mayoría de las cadenas frutícolas, con una base fuerte en aspectos agroecológicos para evitar desequilibrios en el agroecosistema (Becerra, 2013). El manejo integrado permite llegar al consumidor, tanto nacional como internacional, con residuos de fitosanitarios por debajo del límite máximo de residuos permitido en los diferentes países. En la actualidad, en el caso concreto para peras y manzanas se trabaja con residuo cero.

Los controladores biológicos son parte importante de este manejo. Por ejemplo, en el Alto Valle se ha aislado y está en proceso de multiplicación y liberación masiva la avispa *Goniozus legneri* para combatir plagas de lepidópteros (Cichón, 2016). La liberación de estas avispas permite reducir sustancialmente el número de aplicaciones de insecticidas, emplear solo aquellos de baja toxicidad (banda verde) y obtener la misma eficacia que en las estrategias de control convencional.

Para el control de mosca de los frutos, plaga cuarentenaria, se ha trabajado exitosamente en el establecimiento y nivel de parasitismo de *Diachasmimorpha longicaudata* en la zona de San Pedro y Concordia en parcelas demostrativas.

En cítricos, se ha desarrollado el sistema FruTIC, basado en la consideración del triángulo planta, patógeno, ambiente de la enfermedad que contribuye a ajustar el manejo de los cultivos mediante las técnicas de fruticultura de precisión, disponiendo a través de internet de la información necesaria en tiempo real u operativo, para tomar las medidas correctas en el momento oportuno (FruTIC, 2016).

A partir de los ejemplos indicados, se concluye que es posible manejar los sistemas de cultivos para alcanzar una fruticultura sostenible a nivel económico, social y ambiental.

En conclusión, técnicas intensivas en conocimientos, algunas ya existentes y otras por desarrollar, reducirían sensiblemente la

aplicación de fitosanitarios en los sistemas de producción agrícola, sin que esto comprometa alcanzar las metas de producción de alimentos que cubra las futuras necesidades de la población. La reducción en el uso de fitosanitarios es un aspecto relevante de las producciones ecológicas (Punto 4.11). En el próximo capítulo se profundiza el tema de las buenas prácticas de uso de plaguicidas.

4.8. Buenas prácticas en el uso de insumos

4.8.1. Buenas prácticas en el uso de fitosanitarios

La reducción en el uso de los fitosanitarios es un aspecto central para alcanzar producciones menos contaminantes. El uso de estos productos tuvo un rol relevante en la Revolución Verde y en las tecnologías de insumos que primaron durante las últimas décadas. Sin embargo, implica un riesgo para la salud de los trabajadores y de los consumidores de los productos agrícolas y para el ambiente y especies benéficas. Tal como fuera indicado, los investigadores encuentran residuos de estos productos en tierra, agua, aire y alimentos (Colombo y Sarandón, 2015; Aparicio, 2015) (Capítulo 3.2.1).

Los fitosanitarios fueron, son y serán un tema de alta sensibilidad social. Nadie desconoce los beneficios que han producido en la agricultura, pero no hay que olvidar que manejamos productos que encierran un peligro por su toxicidad.

Hoy existe un alto grado de preocupación y sensibilidad en diversas poblaciones rurales, usuarios y consumidores por el uso, manejo y comercialización de los fitosanitarios, lo que resulta en altos niveles de conflictividad, sin conocerse a ciencia cierta los riesgos que dichos productos implican.

Las crecientes preocupaciones y presiones a nivel nacional e internacional en relación con el uso de los fitosanitarios y sus riesgos anexos promueven el desarrollo de políticas de manejo y control de plagas tendientes a implementar enfoques más sostenibles con menor dependencia de dichos productos y con mayores controles regulatorios sobre su distribución y utilización.

Particularmente, la demanda de productos sanos y seguros por parte de los consumidores, principalmente de países desarrollados ha llevado a una mayor preocupación por parte de los distribuidores minoristas para asegurar una oferta de productos que cumplan con las características de calidad e inocuidad necesarias.

En la producción agrícola, como en toda empresa, la actividad tiene que ser rentable. No obstante, la rentabilidad no debe obtenerse a cualquier costo. El análisis de la actividad no tiene que basarse solo en los rendimientos, costos y precios. Se requiere de un cambio de paradigma en donde la planificación y revisión de

las actividades deben considerar además los aspectos ambientales y sociales.

Es por ello que cuando se decide utilizar fitosanitarios, estos deben aplicarse de forma segura y responsable, ajustándose a las buenas prácticas de uso y a las legislaciones vigentes en el orden nacional, provincial y municipal (Bogliani et al., 2005; Bogliani, 2012; MAGyP, 2013).

Más allá de las cuestiones de mercado, el conocimiento y la implementación de los conceptos y principios de la producción responsable contribuyen a que el sector sea competitivo y produzca en un marco de sustentabilidad económica, social y ambiental, satisfaciendo la demanda de la sociedad respecto a una producción justa, sostenible y segura.

El rumbo que hoy nos marca el mercado global, nos enfrenta a producir con seguridad para los consumidores, para los trabajadores y para el ambiente. Esta característica del mercado global ha puesto a los fitosanitarios en un papel preponderante a la hora de definir la calidad de un producto agroalimentario, ya que estos tienen una influencia directa sobre los atributos de “seguridad e inocuidad” demandados por el mercado. De allí surge que la gestión y aplicación segura y responsable de fitosanitarios está presente como requisito en la mayoría de los programas de certificación voluntaria más demandados por el mercado internacional. Estos exigen:

- Seguridad para los consumidores ya que los fitosanitarios son aplicados sobre los productos que luego son cosechados y comercializados. De allí la importancia de respetar los límites de residuos en los alimentos.
- Seguridad para los trabajadores que están expuestos a riesgos por manipular y aplicar fitosanitarios. La aplicación de las buenas prácticas permite prevenir y minimizar dichos riesgos contribuyendo a garantizar su salud y bienestar.
- Seguridad para el ambiente pues sin un uso responsable de estos productos surgen riesgos de contaminación del suelo, agua y aire y de toxicidad para otras personas y animales que no son objeto de la aplicación.

Los programas de producción responsable incluyen buenas prácticas de uso de fitosanitarios relacionados con registro de aplicación, elección del producto, transporte y almacenamiento, condiciones de mezcla y carga, control y verificación del equipo de aplicación, condiciones de aplicación, elementos de protección personal, gestión de los excedentes, gestión de los envases vacíos, análisis de residuos, respeto del tiempo de carencia, cumplimiento legal, responsabilidad ambiental, formación y capacitación (Bogliani, 2012; Jaime et al., 2013).

Como ejemplo, las buenas prácticas de aplicación incluyen técnicas para evitar derivas, la consideración de la velocidad aparente y dirección del viento, la humedad relativa, la temperatura y la inversión térmica. Consideran también las ventanas de tratamiento, los tiempos de carencia, el uso de formulados menos tóxicos y persistentes, etc.

Resulta particularmente imperioso regular el uso de estos productos en interfaces urbano-rurales, en la cercanía de cuerpos de agua, centros poblados y establecimientos educativos (Capítulo 4.11). Los criterios para establecer las distancias de aplicación deben estar respaldados por información técnica. Existe abundante bibliografía que establece las condiciones en que la aplicación de estos productos puede realizarse con bajo riesgo para la salud e impacto al ambiente (MAGyP, 2013).

Si bien algunas provincias poseen leyes vinculadas con la restricción en la aplicación y la disposición final de envases de agroquímicos, existen divergencias entre ellas, lo que demuestra la necesidad de una ley de base a nivel nacional que establezca buenas prácticas para la gestión integral de su uso. La carencia de normas claras derivó en la judicialización de muchos casos vinculados con daño a la salud de las personas y al ambiente, sentando jurisprudencia. Fue así que a través de medidas cautelares y amparos se establecieron restricciones a la aplicación de estos productos, por vía terrestre y aérea.

Dada la relevancia de esta temática, es necesario abordarla de manera multidisciplinaria e interinstitucional (Bogliani. com. personal), incluyendo en la agenda aspectos ambientales y productivos y la elaboración de estrategias y políticas públicas agropecuarias. En este aspecto toman relevancia la elaboración de programas educativos, de capacitación, información y comunicación sobre buenas prácticas agrícolas y manejo integrado de plagas que alcancen a los sistemas educativos formales y no formales dirigidos a diferentes actores del agroecosistema y que incluyan la formación de formadores para profesionales del sector y red de escuelas rurales, agrotécnicas y terciarias. Finalmente, se deberían desarrollar instrumentos de certificación de la agricultura y sellos de producción sustentable como así también normalizar y unificar legislaciones y regulaciones.

4.8.2. Buenas prácticas en fertilización

Los principios en que se basan las buenas prácticas de manejo de los fertilizantes consisten en asegurar la oferta balanceada de estos productos adaptándose a las propiedades particulares del suelo en cuestión, evaluar la oferta de nutrientes de distintas fuentes, evaluar la demanda del cultivo y las dinámicas de absorción y de abastecimiento del suelo, determinar momentos de riesgo de pér-

didadas, y manejar la variabilidad espacial del lote. En síntesis, las buenas prácticas de manejo de fertilizantes se centran en determinar para cada situación la fuente adecuada, la dosis correcta, el momento más conveniente de aplicación y la forma más ventajosa de aplicarlo (Bruuselma et al., 2008; IPNI, 2012; Echeverría y García, 2014). Una gran parte de la investigación en este tema ha sido enfocada en los fertilizantes nitrogenados, que son los más susceptibles a sufrir pérdidas hacia atmósfera o al agua subterránea.

Como ya se mencionó, los suelos han reducido su capacidad de suministrar nutrientes, por lo que la fertilización tiene un impacto importante en los rendimientos de los cultivos. En este aspecto, la meta para alcanzar es continuar incrementando la productividad y simultáneamente minimizar las pérdidas de nutrientes. Para los sistemas intensivos de Argentina, en los que muchas veces se aplican fertilizantes en exceso, esto implica mejorar las actuales eficiencias de uso de nutrientes. Para los sistemas extensivos del país, caracterizados por baja reposición de nutrientes, será necesario incrementar las dosis de fertilizantes cuando los cultivos lo requieran, evitando excesos y manteniendo o incrementando las actuales eficiencias.

De lo expresado surge la importancia de los análisis de suelo y planta para evaluar la disponibilidad de nutrientes y los requerimientos de fertilizante. Existen métodos de diagnóstico robustos y confiables para cultivos y pasturas basados en análisis de muestras de suelo, de material vegetal (GutierrezBoem et al., 2005; Echeverría et al., 2015; García y Reussi Calvo, 2015) y más recientemente, en sensores de transmitancia y reflectancia del canopeo a distinta escala.

Los umbrales críticos de disponibilidad de N en la siembra o en etapas posteriores del cultivo (suelo más fertilizante) constituyen el método más difundido para determinar las necesidades de fertilización en maíz y trigo (García et al., 2010). La determinación de N mineralizado en incubaciones anaeróbicas cortas (Nan) es una medida promisoría para diferenciar suelos de acuerdo a su capacidad de mineralización de N durante el ciclo del cultivo (Sainz Rozas et al., 2008). Además, los análisis de material vegetal y los sensores de canopeo permiten monitorear el estatus nutricional de los cultivos y remediar eventuales situaciones de “hambre oculto” (Reussi Calvo et al., 2015).

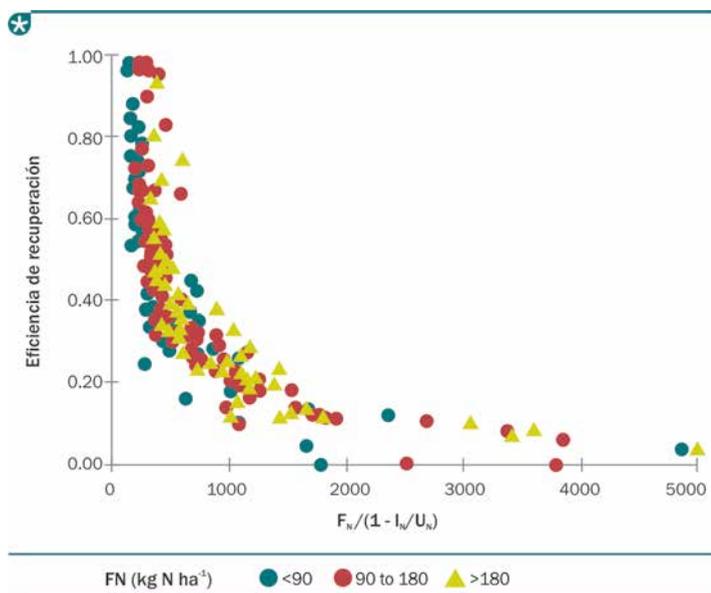
En la actualidad se cuenta con herramientas muy potentes como los sistemas de información geográfica (GIS), que contribuyen a integrar y a sintetizar gran cantidad de información a distinta escala y naturaleza. Esto permite identificar con precisión la potencialidad de cada zona dentro de los lotes de producción. Diferentes capas de información como: serie de suelo, análisis de suelo, profundidad de tosca o napa de agua, altimetría, áreas de

cuenca específica, conductividad eléctrica aparente (CEa), mapas de rendimiento, fotografías aéreas, imágenes espectrales, etc. permiten delinear áreas de aptitud productiva similar y realizar la aplicación de nutrientes necesaria. Es para destacar que las capas de información utilizadas para ambientar un campo en una determinada zona geográfica generalmente no son las mismas para ambientar otros campos ya que la variabilidad no se explica y se distribuye de manera homogénea (Pagani, 2015).

Además, una mayor precisión en los pronósticos climáticos, la estimación del agua disponible en el momento de la siembra, el monitoreo del estado de las plantas y del ambiente a lo largo de la estación de crecimiento posibilitará ajustes de la fertilización y de otras prácticas, con vistas a una mayor producción y a un uso más eficiente de los recursos e insumos. El uso de modelos de simulación es una alternativa de interés para incluir características específicas de suelo, fertilización nitrogenada, manejo de cultivo y de riesgo climático. El software Triguero, y su contraparte Maicero, (Satorre et al., 2005 y 2006) ha sido ampliamente evaluado y puede ser utilizado como una herramienta adicional para la toma de decisión en distintas regiones.

El manejo del fertilizante nitrogenado tiene un efecto importante en la eficiencia de recuperación de nutrientes (Cassman et al., 2003; Doberman, 2007; Echeverría y García, 2015). La eficiencia de recuperación tiende a disminuir con el incremento en la disponibilidad del nutriente y cuanto mayor es la oferta en relación con la demanda del cultivo (Figura 26) (Cassman et al., 2002; Barbieri et al., 2008). Por lo tanto, una mayor sincronía entre los reque-

Figura 26. Eficiencia de recuperación del fertilizante nitrogenado en función de la relación entre oferta y demanda de N (Cassman et al., 2002). Dicha relación es expresada como $F_N / (1 - I_N / U_N)$, donde F_N = nitrógeno del fertilizante, I_N = N aportado por el suelo y U_N = N absorbido por el cultivo.



rimientos por parte del cultivo y la oferta resulta en una menor exposición del N a los mecanismos de pérdidas y, por lo tanto, en una mayor recuperación. En este sentido, la aplicación del fertilizante en estadio 6 hojas del maíz y en macollaje del trigo mejoró la eficiencia de recuperación de nitrógeno en comparación con la fertilización en el momento de la siembra (Sainz Rozas et al., 1997; Melaj et al., 2003). Estos resultados son esperables en situaciones con excesos hídricos a la siembra o con probabilidad de precipitaciones elevadas durante el periodo siembra-encañazón.

Además, el fraccionamiento de la dosis, la localización, la fuente de fertilizante nitrogenado, la aplicación de fertilizantes con el riego, y la utilización de fertilizantes de liberación lenta son otras prácticas que pueden resultar en una mayor eficiencia de recuperación del nutriente, aunque estos efectos interactúan fuertemente con el ambiente (Fageria y Baligar, 2005; IPNI, 2012). Generalmente, la forma de aplicación de N más eficiente es la incorporación. Finalmente, bajo condiciones adecuadas de manejo, las eficiencias de uso por unidad de N suelen ser similares entre las fuentes más difundidas en el país (urea, nitrato de amonio, urea + nitrato de amonio y sulfato de amonio) (Fontanetto et al., 2001).

Dentro de las prácticas de manejo del cultivo, la siembra de maíz con mayor densidad de plantas y con menor espaciamiento entre hileras incrementan la eficiencia de recuperación de N (Barbieri et al., 2008; Pietrobón, 2012). Esto se debería principalmente a una más rápida y mayor exploración del suelo por las raíces con este sistema de cultivo. Además, la eliminación de otros factores limitantes para el crecimiento como deficiencias hídricas, temperaturas no óptimas, baja radiación en manejos de alta producción, adversidades bióticas, inadecuadas prácticas de manejo, etc. puede aumentar la eficiencia de uso del nutriente absorbido, siempre que dichas limitaciones afecten el rendimiento en mayor proporción que la absorción de nutrientes.

Las buenas prácticas en el uso de fertilizantes tienen importantes implicancias ambientales ya que resultan en menor exposición de los nutrientes a procesos de pérdida y, por lo tanto, en menor contaminación de napas con nitrato, menores emisiones de N_2O y mayores eficiencias de uso.

La nutrición vegetal sostenible requiere explotar al máximo los procesos mediados por organismos benéficos como la fijación libre y simbiótica de N (Cassan et al., 2009), el aporte de las micorrizas en la captación y utilización de P (Federman et al., 2010; Covacevich et al., 2012), la degradación de productos xenobióticos (Halan et al., 2012), etc. Las plantas establecen a lo largo de su ciclo de vida múltiples relaciones con microorganismos. El reconocimiento de que los microorganismos edáficos cumplen roles de importancia para la movilización de nutrientes ha permitido

mejorar, a través de la manipulación microbiana, la nutrición y el crecimiento de los cultivos. Generalmente, los beneficios de los organismos benéficos se potencian cuando estos se combinan, por lo que actualmente se recomienda la coinoculación con varios de ellos, lo que generalmente se denomina consorcios de microorganismos (Malusá et al., 2012).

4.9. Buenas prácticas en producción animal

El mejoramiento genético, la sanidad, la nutrición, y las técnicas reproductivas son las vías para aumentar la producción animal y la productividad de recursos e insumos y para obtener productos sanos y de calidad. Las buenas prácticas en producción animal deben orientarse a reducir los impactos negativos de la actividad como el sobrepastoreo, la contaminación en producciones intensivas, las emisiones de gases de efecto invernadero, y el riesgo para la salud por la utilización de productos químicos, entre otros.

El sobrepastoreo surge de aplicar a un potrero una carga ganadera mayor de la que permite su oferta forrajera y la estabilidad del suelo. Esto resulta en la desaparición de los pastos y en procesos de erosión (hídrica y eólica) y desertización al quedar el suelo descubierto, con la consiguiente pérdida de su capacidad productiva (Nakamatsu et al., 2015; Gaitán et al., 2017). Para evitar estos efectos negativos y lograr una producción sostenida en cantidad y calidad de forraje de pastizales naturales se requiere conocer y analizar la oferta forrajera, los requerimientos de los animales, los factores que afectan el consumo, los efectos de la carga animal y del sistema de pastoreo, y la necesidad de tiempos de descanso (Borelli, 2001). En términos generales, los diseños de la ganadería con pastoreo tienen que ser muy respetuosos de la fibra vegetal ya que competir por ella con el suelo (cobertura) pone en riesgo la sostenibilidad de la producción (Pordomingo. Com. personal).

La estrategia para minimizar los problemas de deterioro ambiental derivados de planteos intensivos de producción animal consiste en la elección de la región y del sitio con condiciones adecuadas en cuanto a características hidrológicas, topográficas, económicas y demográficas (Pordomingo, 2003). También deben considerarse la textura del suelo, las pendientes y la profundidad de la napa freática para definir el diseño de los corrales, los tratamientos de pisos y las estructuras de recolección de efluentes y estiércol. El objetivo es maximizar la captura y el procesamiento de estos en superficie y minimizar la contaminación localizada de suelos y aguas subterráneas y superficiales, la contaminación del aire y la degradación del paisaje (Pordomingo, 2003).

La recuperación de energía y de nutrientes son estrategias claves para aumentar la productividad de los sistemas de producción

animal y para reducir la contaminación que estos producen. Reciclar nutrientes a partir del estiércol de producciones lecheras, de animales estabulados o en feedlot, o de cama de pollo (Bouwman et al., 2011) constituye una alternativa poco utilizada en nuestro país. El elevado costo de acondicionar y distribuir los residuos explica en parte su escaso uso. De igual forma, el compostaje, cuyos beneficios son conocidos desde hace varias décadas, tampoco ha sido utilizado y constituye una fuente de nutrientes de particular valor por su lenta liberación en el suelo, lo que permite lograr elevadas eficiencias de utilización. El reciclaje y el empleo de estos subproductos permitirían mejorar el secuestro de carbono en el suelo, reducir contaminaciones de las aguas con nutrientes, y mitigar emisiones de gases de efecto invernadero.

La reducción de las emisiones de gases de efecto invernadero por unidad de producto animal puede lograrse por la mejora de la calidad y digestibilidad del alimento en los rumiantes, y por la genética y la salud animal tanto en rumiantes como en monogástricos (Andeweg y Reisinger, 2016). Avances en los efectos de las dietas, suplementos, tipo de animal, ambiente y manejo sobre las emisiones de N_2O y CH_4 se presentan en Dini et al. (2012), Byrnes et al. (2017) y Priano et al. (2014).

En cuanto a la producción de forrajes y granos destinados a la alimentación animal, son válidos los factores y buenas prácticas indicadas en puntos anteriores para la producción agrícola (Agnusdei, 2013).

Por otro lado, en las últimas décadas se ha incrementado el uso de sustancias que permiten mejorar la asimilación de los alimentos tales como antibióticos, probióticos, enzimas, modificadores del sistema inmunitario, modificadores metabólicos o agentes anabolizantes. Estos productos, sumados a otros utilizados en salud y reproducción animal (antiparasitarios, hormonas, etc.) tienen un impacto en la salud humana y animal, por lo que deben adoptarse prácticas que reduzcan su uso y efectos (Zielinski.com. personal).

Finalmente, entre las buenas prácticas se debe incluir evitar el maltrato de los animales, por razones éticas, y porque el bienestar animal influye directamente en la calidad de la carne (IPCVA, 2006).

Otro aspecto para considerar en la producción animal es la eficiencia energética. La producción de carne basada en grano o en tierras de aptitud agrícola es mucho menos eficiente en términos energéticos y proteicos que la producción vegetal. Es por esto que incrementar el consumo de carne incide fuertemente en la demanda de granos y, por lo tanto, en la presión que ejercemos sobre el delicado ambiente (Andrade, 2016). No obstante, las estrategias de mejoramiento genético, sanidad y nutrición y las

técnicas reproductivas pueden incrementar la eficiencia de conversión de productos vegetales en carne, leche o huevos lo que, junto con un aumento de producción animal sobre tierras no cultivables, contribuye a aliviar los requerimientos de granos.

La ganadería y la producción agrícola deben ser analizadas en forma conjunta explorando las interacciones positivas entre estas actividades (Pordomingo. Com. personal). Los sistemas mixtos presentan ventajas en comparación con los sistemas de cultivos de grano en cuanto a recuperar materia orgánica y estructura de los suelos, recirculación de nutrientes, diversidad agroecológica, diversificación de la producción, control de excesos hídricos y adversidades bióticas, entre otras. Estos beneficios se contraponen con las desventajas enunciadas de la producción animal, principalmente, las derivadas de las ineficiencias energéticas y proteicas, de la contaminación puntual y de las emisiones de GEI.

No es objetivo de este libro desarrollar estos temas de producción animal con mayor profundidad.

4.10. Incrementar la productividad del agua

La mejora de la eficiencia o productividad del agua no solo garantiza una mayor producción de alimentos y reduce la conflictividad entre usos y usuarios del agua, sino que contribuye además al desarrollo socioeconómico de los países generando oportunidades de trabajo en el sector (WWAP, 2016).

En cultivos regados, es necesario aumentar la productividad del agua de riego que es en general muy baja (Wallace y Gregory, 2002). Dicha productividad puede incrementarse mejorando las eficiencias de transporte del agua de la fuente al lote, la eficiencia de aplicación, y la eficiencia de uso del agua evapotranspirada (Tabla 9) (Hsiao et al., 2007). Estos factores son de carácter multiplicativo, por lo que el aumento porcentual de cada uno de ellos incide de manera similar en la productividad general del agua de riego.



Tabla 9. Componentes de la cadena de la productividad del agua de riego para cultivos de grano bajo buenas y malas prácticas y condiciones ambientales. Los componentes incluyen las eficiencias de transporte, de aplicación, de captura, y de uso de agua capturada o evapotranspirada. Adaptado de Hsiao et al. (2007). Se integraron eficiencias multiplicando los valores mínimos por un lado y los máximos por otro. Datos más precisos de eficiencia de aplicación se presentan en la Tabla 10.



Eficiencia	Unidad	Condiciones y prácticas	
		Malas	Buenas
Transporte	-	0,20 - 0,42	0,60 - 0,91
Aplicación	-	0,30 - 0,50	0,7 - 0,95
Captura	-	0,85 - 0,92	0,97 - 0,99
Uso agua capturada	kg ha ⁻¹ mm ⁻¹	0,8 - 5,2	11 - 33

Mejorar la eficiencia de uso del agua en los dos sectores bien diferenciados de la agricultura irrigada, el “integral” de las regiones áridas y semiáridas y el suplementario de las regiones húmedas y subhúmedas, requiere de estrategias similares y de algunas acciones específicas por diferencias en los procesos y actores involucrados.

Las eficiencias de conducción y distribución se pueden mejorar reduciendo las pérdidas por evaporación e infiltración durante la conducción del agua de la fuente al lote. La eficiencia de aplicación puede incrementarse aumentando la uniformidad del riego, reduciendo así las pérdidas por escurrimiento superficial e infiltración. Las eficiencias de captura del agua de riego son altas en general y dependen del recurso remanente en la zona de raíces en la cosecha. Finalmente, la eficiencia de uso del agua evapotranspirada por el cultivo se puede incrementar i) mejorando la relación transpiración- evaporación, ii) evitando o controlando deficiencias nutricionales y adversidades bióticas, y iii) seleccionando el manejo del cultivo que garantice un estado fisiológico óptimo durante las etapas más críticas para la determinación del rendimiento. Estos temas requieren conocimientos en hidrología, ingeniería, edafología, ecofisiología, climatología, entre otras disciplinas (Hsiao et al., 2007).

En las regiones áridas y semiáridas, los procesos de captación, conducción y distribución del agua que sirven a un número importante de usuarios (sistemas de riego “colectivos”) son generalmente responsabilidad de instituciones públicas, privadas o mixtas, sobre las cuales los productores individuales tienen un espacio de acción reducido. Contrariamente, estos procesos están totalmente bajo responsabilidad del regante en los sistemas individuales del riego suplementario.

Las estrategias y acciones para mejorar los procesos externos a las fincas en los sistemas de riego colectivos son complejas, no solo por la participación de diferentes actores, sino también por requerirse acciones estructurales (muchas veces de ingeniería civil) y no estructurales (como la organización para la gestión, participación de usuarios, etc.) (Ledivow et al., 2014).

Las estrategias para los dos tipos de riego se igualan a nivel de la aplicación y conducción del riego en finca, donde las acciones pueden estar totalmente bajo la responsabilidad del productor. No obstante, en los sistemas colectivos muchas veces la modalidad de distribución puede condicionar el margen de maniobra del agricultor.

La eficiencia de aplicación del agua de riego puede incrementarse a través de mejoras en el diseño y gestión de los riegos de superficie (1.500.000 ha) (Schilardi, 2010; Morábito et al., 1998) y de los presurizados (Olguín, 2016) y por la migración a sistemas presurizados en sistemas de producción específicos que sustenten la

inversión y dispongan de las fuentes de energía necesaria. Al igual que en el caso de los riegos por superficie, la eficiencia alcanzable con estos sistemas depende de un correcto diseño y de un buen mantenimiento y operación.

La Tabla 10 muestra las eficiencias de aplicación alcanzables con cada uno de los sistemas. Por un lado, la eficiencia de aplicación es baja para el riego por superficie, media para los riegos presurizados y alta para el riego por goteo (Lamm y Trooien, 2003). No obstante, la operación y mantenimiento de estos últimos es fundamental para mantener en el tiempo las altas eficiencias (Olguín, 2016). Por otro lado, los métodos de riego por superficie tecnificados y bien diseñados y operados pueden alcanzar eficiencias similares a las de los riegos presurizados.

Método de riego	Eficiencia (%)
Riego por gravedad con nivelado de precisión	
Surco	65 - 85
Fajas	70 - 85
Canteros	70 - 90
Riego por gravedad tradicional	
Surcos	40 - 70
Fajas	45 - 70
Canteros	45 - 70
Riego de arroz, canteros en inundación permanente	25 - 70
Riego por aspersión	
Sistemas estacionarios de cobertura total	65 - 85
Sistemas estacionarios desplazables manualmente	65 - 60
Laterales con ruedas	65 - 80
Cañón enrollador o con cable	55 - 70
Laterales móviles, con pivot central	65 - 85
Microriego (riego localizado)	
Goteros, 3 emisores por planta	85 - 95
Goteros, < 3 emisores por planta	80 - 90
Micro-aspersores y "difusores" (frutales)	85 - 95
Línea continua de emisores gota a gota	70 - 90

Tabla 10. Eficiencias de aplicación alcanzables por los diferentes sistemas de riego (Pereira et al., 2010).

El incremento de la productividad del agua azul no solo depende de los aspectos ingenieriles que determinan la eficiencia de manejo del riego. La eficiencia de uso del agua evapotranspirada por parte de los cultivos puede contribuir considerablemente a dicho incremento.

Las estrategias para mejorar la productividad incluyen integrar el riego al manejo sitio específico de los suelos, cultivos y pasturas, el aprovechamiento de la lluvia en caso de riego suplementario o de capas freáticas no salinas de poca profundidad, e intervenciones a nivel de cultivo. Entre estas últimas se destacan la elección de cultivares por sus características como tolerancia a sequía, profundidad de enraizamiento y arquitectura del sistema radical, la fecha de siembra, la densidad de plantas y la fertilización, entre otros. Queda claro entonces, que la mejora de la productividad del agua no puede enfocarse en el manejo del agua como el único factor del proceso (Scheeirling y Treguer, 2016).

Las estrategias relacionadas con potenciar las interacciones riego-manejo de cultivos y suelos son amplísimas y entre ellas se incluyen muchas de las descritas en los puntos anteriores. También incluyen el cambio del viejo paradigma de cubrir las necesidades potenciales de agua de los cultivos por un planteo más agronómico que contempla el riego estratégico en áreas de riego suplementario y el riego a déficit continuo o controlado para áreas de regadío según el déficit se aplique durante todo o parte del ciclo. Estas estrategias incrementan la productividad del agua de riego (Prieto et al., 2013; Puertas et al., 2011) y requieren conocer no solo las necesidades de agua de los cultivos por fases fenológicas (Della Maggiora et al., 2002), sino también su respuesta al déficit durante dichas etapas (Andrade y Sadras, 2000).

Las brechas de rendimientos son importantes en muchas regiones y el agua es uno de los factores responsables de estas existiendo mucho margen para implementar estrategias y acciones sitio-específicas para lograr una mayor producción de la agricultura (Sadras, et al., 2015; Aramburu Merlos et al., 2015a; Gulpart et al., 2017).

En los cultivos regados, la brecha de rendimiento ha sido estudiada preferentemente en casos de riego suplementario (Grassini et al., 2009) y muy poco en regiones áridas y semiáridas (Angella et al., 2016). En estas últimas, las brechas son importantes y el rango de mejora de la productividad del agua es muy amplio con medidas de manejo de suelos, cultivos y riego sitio-específicos.

Finalmente, es necesario implementar estrategias para el manejo de la salinidad, la sodificación y la toxicidad de iones específicos (principales externalidades negativas del riego) para asegurar la viabilidad y productividad a largo plazo de los sistemas irrigados (Hillel, 2000).

Las sales están presentes en todas las aguas de riego aunque son más abundantes en las subterráneas. En las zonas áridas y semiáridas el proceso de salinización dominante es producto de la presencia de una capa freática salina cercana a la zona de raíces (salinización secundaria). La salinización por riego con agua salina se produce en algunos casos en estas regiones y es la mayor

causa de los procesos de salinización y sodificación en las regiones de riego suplementario.

La estrategia para el uso de este tipo de aguas requiere en todos los casos de un monitoreo anual de la salinidad y la sodicidad de los suelos y de la aplicación de una lámina de riego que cubra las necesidades del cultivo y que contemple, además, la necesaria para mantener el equilibrio salino del suelo. Esta lámina extra (requerimiento de lavado) es función de la salinidad del agua de riego y de la tolerancia del cultivo y puede aplicarse en cada riego o concentrada en algún periodo del año si los niveles de salinidad del suelo durante la etapa de crecimiento no alcanzan el umbral de reducción de rendimiento del cultivo. En las zonas de riego suplementario, la lluvia cubre normalmente estas necesidades.

En el caso de que el principal peligro sea la sodificación por el alto contenido de sodio en el agua de riego, puede ser necesaria la aplicación de alguna enmienda cálcica en las cantidades requeridas para reemplazar el sodio del complejo de intercambio de suelo.

En riego suplementario, el problema de sodificación también requiere especial atención. La baja calidad del agua de los acuíferos y el lavado de sales con el agua poco ionizada de las lluvias son las condiciones más favorables para la acumulación de sodio en el complejo de intercambio.

El efecto del uso del agua de alto contenido salino, no solo depende del contenido de sales (CE) y de la relación de absorción de sodio (RAS), sino de numerosos factores que van desde las condiciones climáticas del ambiente, tipo de suelo, contenido de materia orgánica, tipo de cultivo, entre otros factores. Por esta razón es aconsejable descartar el uso de la clasificación de aguas para riego de Riverside (Richard, 1957) tan extendida aún en el país (Génova, 2006). En las zonas áridas y semiaridas es aconsejable aplicar las normas sugeridas por FAO (1998) mientras que en las áreas de riego suplementario se recomienda utilizar las propuestas por INTA (1999), Rampoldi (2010) y Génova (2011) basadas en estudios de Costa (1999), Costa y Aparicio (2015), Torres Duggan (2017) y Génova (2011).

La producción argentina depende en mayor medida de las precipitaciones o agua verde (Punto 3.3). La productividad del agua verde puede incrementarse a través de mejoras en la eficiencia de captura de las lluvias y en la eficiencia de uso del agua evapotranspirada (Andrade y Caviglia, 2015).

Por un lado, la eficiencia de captura de agua, definida como la relación entre el consumo de agua por el cultivo y la precipitación anual, puede ser mejorada reduciendo las pérdidas de este recurso por escurrimiento superficial (Fererres y González Dugo, 2009; Rost et al., 2009). El consumo de agua por el cultivo puede ser

incrementado i) aumentando el agua disponible en el suelo a través de prácticas de manejo como el barbecho, las labranzas conservacionistas y otras técnicas de captura de agua y ii) alargando el ciclo del cultivar y aumentando el número de cultivos por año. Mejorar la eficiencia de captura de agua reduce excesos hídricos y, por lo tanto, los riesgos de erosión, de contaminación de cursos de agua y napas y de salinización e inundación (Punto 3.1).

Por otro lado, la eficiencia de uso del agua evapotranspirada o consumida se puede mejorar aumentando la relación entre agua transpirada y evaporada (Fereres y González Dugo, 2009). Prácticas como la siembra directa, altas densidades de plantas, espaciamientos entre hileras reducidos, cultivares de alto vigor inicial, etc. pueden reducir las pérdidas por evaporación, incrementando así la eficiencia. No obstante, la utilidad de estas prácticas depende del tipo, frecuencia y distribución de las precipitaciones. Rost et al. (2009) estiman aumentos de 19 % en la producción de cultivos por reducir 25 % la evaporación y por recolectar y utilizar un 25 % de las pérdidas por escurrimiento. Además, ubicar a los cultivos en periodos o áreas de menor déficit de presión de vapor (menores demandas hídricas) aumenta la eficiencia de uso de agua transpirada (Abbate et al., 2004). Dicha eficiencia puede también mejorarse por medio de la eliminación de otros factores limitantes de los rendimientos como deficiencias nutricionales, adversidades bióticas, temperaturas no óptimas, o inadecuadas prácticas de manejo del cultivo (Correndo et al., 2012; Alvarez et al., 2016).

En capítulos anteriores se presentaron ejemplos de aumentos en la productividad del agua a través del manejo de cultivos con base ecofisiológica (Figura 23), los doble cultivos (Figura 19) y el mejoramiento genético (Figura 22) que brindan una idea de las posibles mejoras en esta variable de relevancia para la producción agrícola.

4.11. Estrategias de intensificación ecológica

La intensificación ecológica es un concepto centrado en el desarrollo de sistemas sustentables de alta producción con mínimo impacto en los ecosistemas. Busca generar, implementar y combinar prácticas agronómicas que respondan a la necesidad de una mayor producción, mayor productividad o eficiencia de los recursos agua, tierra y nutrientes, con mínimo impacto posible sobre el ambiente (Tittonell, 2013; Tittonell, 2014). A diferencia de la intensificación basada en tecnologías de insumos, la intensificación ecológica y la agroecología se centran en tecnologías de procesos y de conocimientos pues requieren de un profundo entendimiento de las complejas interacciones presentes en los di-

ferentes ecosistemas (Altieri, 1994; Altieri, 1999; Shennan, 2008; Sarandón y Flores, 2014).

Las prácticas más comunes de las producciones ecológicas buscan reducir la utilización de energía fósil, fertilizantes y plaguicidas, reciclar nutrientes, usar eficientemente los recursos e insumos, conservar el suelo, diversificar la producción, mantener la biodiversidad a través de refugios, zonas riparias y corredores, fomentar la producción local, etc. Incluyen técnicas o procesos como la fijación biológica de N, abonos orgánicos, utilización de micorrizas, retornos de residuos locales, rotaciones, cultivos consociados, cultivos de cobertura, labranzas reducidas, siembra directa, técnicas de captura de agua, manejo integrado de plagas, etc. Muchas de estas prácticas han sido incluidas dentro de las buenas prácticas agrícolas descritas en los capítulos anteriores.

Estas técnicas y procesos intensivos en conocimientos pueden contribuir a incrementar los rendimientos de los productores familiares o de subsistencia (intensificación sustentable) y a reducir la dependencia de insumos en los sistemas de producción más desarrollados (Tittonell, 2013).

Las estrategias para atenuar y en lo posible revertir los problemas de pérdida de biodiversidad y de servicios ecosistémicos que acompañó al proceso de expansión e intensificación de la agricultura en Argentina pueden plantearse en los siguientes términos:

- a) Evitar nuevas expansiones agrícolas sobre ecosistemas naturales y tierras ganaderas.
- b) Reconponer tierras degradadas, particularmente aquellas con suelos no aptos o escasamente aptos para la agricultura, mediante tecnologías combinadas de descanso, manejo de la vegetación natural y siembra de pasturas perennes en los casos que lo requieran.
- c) Diversificar la matriz ambiental rural a través de un rediseño del paisaje con criterios agroecológicos y de protección de áreas proveedoras de servicios ecosistémicos críticos. Esto debe planificarse para cada paisaje en particular, pero en términos generales deben protegerse especialmente: los bosques y pastizales de alta cuenca, nacientes de cursos de agua y zonas de recarga de acuíferos; la vegetación ribereña a lo largo de los cursos de agua y alrededor de lagos y lagunas; los bañados y humedales en general; los fragmentos remanentes en buen estado de conservación de ecosistemas naturales que han sufrido retrocesos severos; las áreas de amortiguación alrededor de poblaciones y escuelas rurales; las áreas de amortiguación de áreas naturales protegidas; los espacios verdes empleados para recreación y para toma de agua para consumo humano tanto en zonas periurbanas como rurales.
- d) En las tierras bajo uso agropecuario, equilibrar y cuando sea posible reemplazar el empleo de tecnologías de insumos por tec-

nologías de procesos, promoviendo criterios y prácticas orientadas a conservar y potenciar los procesos ecológicos naturales que otorgan sostenibilidad y resiliencia a los agroecosistemas.

Los puntos a, b y c implican, en la práctica el desarrollo y aplicación de planes de ordenamiento territorial rural, que complementen y robustezcan la base mínima generada a través de la ley de bosques, extendiéndola para incluir toda la matriz territorial. El concepto general que debería guiar esta planificación es el de la optimización de la provisión de servicios ecosistémicos en el territorio. La optimización de SE es una manera más integral de definir el desarrollo sustentable de un territorio ya que implica ordenar el uso y la ocupación de la tierra de modo de garantizar la combinación más adecuada de los SE de provisión (de granos, carne, maderas), de regulación (hídrica, climática), de soporte (hábitat para la biodiversidad y para las poblaciones humanas) y culturales (recreación, turismo, herencia cultural, identidad y costumbres locales) para satisfacer la demanda social de ese territorio desde una perspectiva integral (Phalam et al., 2011; Griggs et al., 2013; Maceira et al., 2015).

No todos los ecosistemas, sitios y combinaciones de especies son igualmente relevantes para la provisión de cada SE. Por ejemplo, la vegetación que cubre las costas de ríos y arroyos, así como los bañados y lagunas, provee ambientes críticos para la provisión de los SE de regulación hídrica y de provisión de agua limpia en una cuenca (Anbumozhi et al., 2005; Daigneault et al., 2012). También lo son, claramente, los bosques y pastizales naturales que cubren las tierras altas o con pendientes importantes de una cuenca, determinando una proporción importante de los SE de regulación hídrica y de protección de suelos de la cuenca (Fu et al., 2011). A su vez, la vegetación espontánea que cubre los bordes de alambrados y caminos en tierras cultivadas, o las terrazas en tierras sistematizadas según curvas de nivel son ambientes críticos para la provisión de los SE de control de erosión y de control biológico de plagas de cultivos por enemigos naturales.

El ítem d incluye el ordenamiento predial para optimizar la provisión de SE dentro del agroecosistema (mantenimiento de bordes de caminos y alambrados con vegetación natural, combinación espacial de usos y cultivos) y el empleo de prácticas de manejo basadas en los principios de intensificación ecológica o agroecológicos: incremento de la biodiversidad, cobertura permanente del suelo, empleando por ejemplo cultivos de cobertura entre cultivos de cosecha, rotaciones, cultivos mixtos, disminución progresiva de agroquímicos, entre otras. Estos temas fueron tratados en profundidad en puntos anteriores.

Por último, la agricultura orgánica y los alimentos ecológicos representan un sector en rápido crecimiento en países desarrolla-

dos y por su valor constituyen una oportunidad adicional para el país. Para ello es necesario cumplir con las normas reglamentarias para la producción e industria orgánica en cuanto a procesamiento de alimentos, certificación y comercio. La agricultura orgánica es definida como un modelo sostenible que economiza recursos naturales y minimiza problemas ambientales. Los valores éticos, como el bienestar de los seres humanos y los animales, ocupan un lugar destacado, por lo que la nutrición orgánica es un ideal para los estilos de vida modernos (Niggli et al., 2008). Adecuar el manejo de los cultivos y de los nutrientes a los requerimientos de no utilización de productos de síntesis química exigidos por la agricultura orgánica es todo un desafío que amerita ser enfrentado.

5. LOS DESAFÍOS

Por un lado, la agricultura argentina presenta ventajas en comparación con otros sistemas de producción mundiales. La siembra directa y otras prácticas de agricultura conservacionista han contribuido a frenar procesos de erosión grave, a reducir las emisiones de CO₂ por maquinaria agrícola y a ahorrar energía. El país también produce con bajo uso de fertilizantes y, por lo tanto, bajas emisiones de N₂O, aunque a expensas del agotamiento de los suelos. Por otro lado, si bien los plaguicidas utilizados actualmente son menos tóxicos y persistentes que los de épocas pasadas, el incremento de su uso por unidad de superficie resulta en una mayor presencia de plaguicidas en el aire, agua, suelos y alimentos, lo que constituye un riesgo para la salud humana y animal, los insectos benéficos y las comunidades microbianas. Además, el avance de la agricultura a través de la deforestación ha producido degradación de los suelos, pérdida de biodiversidad, excesos hídricos y emisiones de gases de efecto invernadero. Por último, la predominancia del cultivo de soja en la rotación no es favorable para la materia orgánica y las propiedades físicas de los suelos.

Es evidente entonces la necesidad de realizar ajustes en la agricultura argentina para asegurar una producción sostenible, o sea aquella que permita satisfacer de manera continua y equitativa las crecientes necesidades de la población mundial, pero haciendo un uso rentable, eficiente y seguro de los recursos naturales y de los insumos externos, de tal manera que se aseguren los servicios ecosistémicos para las generaciones presentes y futuras, se contribuya a la equidad social, y al desarrollo equilibrado de todos los territorios (Ikerd, 1990; Tilman et al., 2002; INTA, 2017).

Debemos enfocar nuestra capacidad creativa e innovadora en adaptar, transferir y desarrollar tecnologías que resulten en mayores producciones y menor impacto ambiental. Tendremos que

satisfacer las futuras demandas de productos del agro, pero a través de tecnologías que contribuyan además a i) reducir la erosión y degradación de los suelos, ii) evitar la contaminación química del aire, suelo, agua y alimentos, iii) reducir los excesos hídricos y la salinización, iv) un uso más eficiente de recursos e insumos, v) el mantenimiento de la biodiversidad, hábitats y servicios ecosistémicos, vi) disminuir el consumo no sustentable del agua especialmente donde este recurso es demandado para otros usos y vii) mitigar las emisiones de gases de efecto invernadero (Viglizzo et al., 2001; Foley et al., 2011).

Como ya fuera argumentado en capítulos anteriores, los aumentos de la producción no pueden basarse en la expansión de la superficie cultivada como ocurrió en el pasado ya que esto resulta en pérdida de biodiversidad y hábitats, calentamiento global, inundaciones y degradación de los suelos. Los mayores esfuerzos para incrementar la producción deben enfocarse en la intensificación del uso de la tierra, pero basada en gran medida en tecnologías de procesos y conocimientos que permitan detener o revertir el deterioro de los suelos y la contaminación química y hacer un uso más responsable y eficiente de los recursos e insumos (Satorre, 2004; Andrade, 2016). Toda innovación y tecnología que contribuya a estos fines debe ser analizada y considerada. En este trabajo se han presentado ejemplos de tecnologías funcionales a estos objetivos, entre las que se destacan el mejoramiento genético, las rotaciones, la intensificación de cultivos por año, el manejo con base ecofisiológica (ej. agricultura por ambiente), la intensificación ecológica, el manejo integrado de plagas, el manejo de insumos con buenas prácticas agrícolas, etc. A partir de la información presentada y analizada, estas tecnologías pueden resultar en mayores rendimientos por unidad de superficie, mayores productividades o eficiencias de uso de recursos e insumos y menor impacto ambiental por el cuidado y mejora de los suelos, por el uso más seguro de insumos y por el reemplazo de estos últimos por prácticas ecológicas. Muchas de las técnicas requeridas ya han sido desarrolladas y utilizadas; otras necesitan de un mayor esfuerzo en investigación, adaptación tecnológica, transferencia y extensión. Finalmente, las tecnologías deben ser consideradas en conjunto, dentro de un sistema de producción, contemplando las interacciones existentes.

Las tecnologías duras novedosas como satélites, sensores, drones, robotización, automatismo de maquinaria agrícola, nanotecnología, inteligencia artificial, equipamiento para procesamiento de información y para comunicaciones, big data, etc., tienen un gran potencial para el desarrollo de la agricultura del país y para el logro de los objetivos indicados. No obstante, en este trabajo se remarca el notable aporte al incremento de la productividad y a las soluciones de los problemas ambientales por

parte de tecnologías basadas en procesos y en el conocimiento del ambiente, del funcionamiento de los cultivos, de la biología de plagas, y de las interacciones en el agroecosistema. Este conocimiento orienta el desarrollo de los procesos de la producción (manejo del suelo, rotaciones, manejo de los cultivos, manejo de plagas, etc.), guía el mejoramiento genético y la biotecnología, y nos permite un mayor aprovechamiento de las tecnologías duras y novedosas mencionadas.

Los conceptos enunciados en los capítulos anteriores se basan en sistemas de producción convencionales. Sistemas de producción alternativos como urbanos y periurbanos, silvopastoriles, agroforestales, entre otros, pueden aportar considerablemente a la futura producción sustentable de alimentos si son adecuadamente desarrollados y mejorados. También se pueden explorar y desarrollar sustentablemente nuevas fuentes de alimentos y proteínas como algas, nuevos cultivos de plantas, insectos, acuicultura, acuaponía, hidroponía, cultivo de tejidos, productos nutraceuticos, etc. (UNEP, 2014; EU, 2015). Además, la generación de nuevas actividades económicas y productos basados en la utilización de la biomasa como materia prima industrial ofrece un importante espacio para la aplicación y desarrollo de conocimiento cuya base se encuentra en la producción agropecuaria tradicional de nuestro país. Una descripción de las amplias y variadas oportunidades de desarrollo en esta área puede verse en Bisang y Anlló (2015).

En la Argentina, la productividad de los factores, o sea la capacidad de producción del conjunto de recursos e insumos disponibles, se ha incrementado notablemente durante las últimas décadas. Esta variable ha aportado más que el incremento en el uso de los factores e insumos al crecimiento de la producción nacional (Punto 2). Debemos continuar con esta tendencia considerando además las externalidades en pos de mitigar los impactos ambientales con la finalidad de generar en última instancia beneficios para la sociedad en su conjunto (INTA, 2017). La información presentada en este escrito reafirma el rol del conocimiento para incrementar la productividad de los factores de producción y para mejorar simultáneamente el cuidado del ambiente.

Para compatibilizar los aspectos productivos y ambientales en un contexto de desarrollo sostenible será necesario recurrir a información con sólido respaldo científico y validada en la práctica para poder superar los obstáculos que actualmente limitan la adopción de propuestas innovadoras. Se requieren además indicadores confiables y actualizados. Viglizzo et al. (2006) presentaron una serie de indicadores del desempeño ambiental para su aplicación en establecimientos agropecuarios del país. Los indicadores básicos propuestos fueron el uso y eficiencia de uso de energía fósil, el balance de nutrientes (N y P), el riesgo de contaminación con N, P

y plaguicidas, el riesgo de erosión del suelo, el cambio de carbono en el suelo y el balance de gases de efecto invernadero.

Algunas de las técnicas de producción sostenible descritas son accesibles y económicamente favorables para el productor. En caso contrario, la investigación y el desarrollo pueden abaratarlas y tornarlas más factibles. La adopción se favorece si una parte importante de los excedentes logrados por la utilización de dichas tecnologías son apropiables por el productor. Esto es generalmente lo que acontece en el caso de las tecnologías de procesos. No obstante, como muchas de ellas requieren mayores conocimientos y habilidades para su aplicación, se precisan acciones de formación y capacitación de productores, asesores y otros actores. La adopción de las tecnologías de producción sostenible también se promueve si se establecen barreras paraarancelarias en el comercio mundial para la agricultura que no contempla las externalidades negativas. Si las técnicas precisan mayor esfuerzo y dedicación para su implementación (no completamente gratificados por resultado económico) o resultan más caras, se requerirán incentivos o regulaciones que las promuevan siempre que las externalidades lo justifiquen. Dichas políticas del estado son necesarias, además, porque los daños pueden ser irreversibles cuando el productor percibe menores ingresos a causa del impacto ambiental. Pero sin lugar a dudas, lo más importante para alcanzar una producción sustentable es el compromiso social-ambiental de los productores y de la población en general (Raskin et al., 2002) aspecto en el cual la educación cumple un rol fundamental.

El concepto de sostenibilidad incluye como punto central al desarrollo inclusivo y equitativo (INTA, 2017). Estos aspectos no son tratados en profundidad en este escrito. No obstante, cabe mencionar que en los aspectos sociales se deberá avanzar en i) el desarrollo equitativo e inclusivo de los territorios, ii) promover procesos de transformación y agregado de valor a la producción primaria para favorecer la generación de beneficios económicos y de empleo, iii) el ordenamiento territorial tendientes al uso del territorio según las características agroecológicas y sociales de cada región.

Los productores del agro argentino son muchos en cantidad y variedad. No necesariamente deben elegirse estrategias únicas, como por ejemplo bajo volumen y alto valor (productos “premium” o con “valor agregado”) o mucho volumen de bajo valor (productos básicos no diferenciados). La Argentina puede producir todo tipo de alimentos y puede hacerlo en diversas escalas y no hay un modelo único para recomendar. A lo largo y ancho del territorio las diversas estrategias conviven exitosamente. Argentina puede ser desde una fábrica ecológica a cielo abierto de granos, fibras y energía hasta la góndola de alimentos para el mundo,

otorgando cada vez mayores ingresos y mejor calidad de vida a sus habitantes. El país no se desarrollará solamente con el sector agropecuario, agroalimentario y agroindustrial, pero solo lo hará si se aprovechan las ventajas comparativas que dicho sector ofrece, fortalecidas por la incorporación de tecnología y las mejoras sistemáticas de productividad y eficiencia, en un marco de sostenibilidad. El sector tiene relevancia estratégica para el país por su contribución al desarrollo regional y nacional, por su aporte al PBI, a la generación de divisas y de empleo, a la producción de alimentos y al progreso tecnológico (INTA, 2017).

Los modelos de producción varían en función de condiciones sociales, económicas y ambientales. En la región pampeana predomina el modelo de agricultura industrial (Manuel-Navarrete et al., 2009), mientras que en el norte del país predomina la pequeña agricultura familiar (Ramilo y Prividera 2013). Estos modelos pueden coexistir, aunque deberían todos apuntar a los objetivos indicados de desarrollo sostenible.

Por un lado, el modelo de agricultura industrial no debe limitarse a una concepción productivista, sino que debe contemplar, además, las externalidades ambientales y sociales resultantes de la agricultura con la finalidad de alcanzar una producción sostenible. Las estrategias indicadas de mejoramiento genético, manejo con base ecofisiológica, agricultura conservacionista, manejo integrado de plagas, buenas prácticas de fertilización y riego, entre otras, pueden contribuir a dichos objetivos. Además, sobre la base de este modelo de producción, se proveen o pueden proveer servicios esenciales a la población a través de la generación de divisas, valor agregado y empleos.

Por otro lado, la intensificación ecológica puede tener un importante impacto en los pequeños productores poco tecnificados (Tittonell, 2013). Por la baja dependencia de insumos externos de estas tecnologías, los productores pueden apropiarse de los excedentes resultantes. Esto tiene relevancia para el país ya que la pequeña agricultura familiar (Ramiro y Prividera, 2013), que ocupa solo el 13 % de las tierras cultivadas, representa alrededor del 65 % de los establecimientos agropecuarios del país, contabiliza unas 220.000 familias rurales y periurbanas y contribuye con el 54 % del empleo rural. La agricultura familiar puede beneficiarse además a través de la diferenciación y el agregado de valor en origen.

En el mismo sentido, el enfoque agroecológico y el cuidado de los servicios ecosistémicos tiene mayor relevancia en determinadas áreas. No todos los ecosistemas, sitios y combinaciones de especies son igualmente relevantes para la provisión de cada servicio ecosistémico. Es necesario ordenar el uso y ocupación de la tierra de modo de garantizar la combinación más adecuada de dichos servicios para satisfacer la demanda social de cada territorio des-

de una perspectiva integral (Punto 4.11). Por ejemplo, ambientes como los pastizales pampeanos pueden ser aptos para una mayor intensificación agrícola, mientras que otros considerados de mayor vulnerabilidad en cuanto a la provisión de servicios ecosistémicos (ej. bosques, humedales) deben ser protegidos, o su uso más regulado (Viglizzo y Frank, 2006).

En síntesis, la agricultura industrial y la agricultura familiar pueden contribuir a satisfacer demandas y necesidades, reducir el impacto ambiental, y ser funcionales a los objetivos de desarrollo sustentable fijados por las Naciones Unidas (UN, 2017) o de desarrollo equitativo e inclusivo establecido por el Plan Estratégico Institucional del INTA (INTA, 2017). El desarrollo de los territorios no debe limitarse al crecimiento económico; debe centrarse en seguridad alimentaria, reducción de la pobreza y de la desigualdad, educación, salud, empleo, paz y bienestar, cultura, etc. (Encíclica Laudato SI, 2015; UN, 2017). Los modelos de producción deben entonces ser evaluados en función de su contribución a los objetivos de desarrollo que contemplan aspectos productivos, ambientales y sociales.

Los objetivos establecidos pueden ser alcanzados valiéndonos de nuestra capacidad de innovación y de colaboración. Ambas características, inherentes a nuestra especie, jugaron un rol fundamental en la evolución de la humanidad y son insoslayables en el análisis de los desafíos que hoy enfrentamos.

La innovación consiste en el desarrollo de ideas hechas realidad a través de un beneficio para la sociedad. La innovación humana es inevitable, acumulativa progresiva y exponencial (Oppenheimer, 2014; Andrade, 2016). Es inevitable, pues ser innovadores es parte de nuestra naturaleza. Es consecuencia de nuestra gran capacidad cerebral que a lo largo de nuestra evolución nos proveyó ventajas adaptativas asombrosas. Es acumulativa y progresiva pues actúa como trinquete tecnológico-cultural. Cuando un individuo desarrolla una técnica de utilidad o encuentra una forma más adecuada de hacer algo en el entorno en que se encuentra, los otros la copian y aprenden rápidamente, lo cual a su vez puede estimular la creatividad de estos individuos para generar algo aún más útil o novedoso, que entonces los demás adoptan y así, sucesivamente (Tomasello, 2010). En contraste con la evolución de la población mundial, que se estabilizará durante el siglo XXI en muchas regiones del planeta, la tendencia de eventos de creatividad e innovación es exponencial, sin desaceleración, debido a que los productos de nuestra capacidad innovadora retroalimentan y potencian dicha capacidad (Andrade, 2016).

Los modelos del proceso de innovación han tenido una marcada evolución (Rothwell y Zegveld, 1985; Jaramillo, 2001). El primer modelo fue el de la ciencia que empuja y genera las innovaciones.

Pero los conocimientos generados por la ciencia en el laboratorio o en la estación experimental no necesariamente resultan en innovaciones debido a la atenuación de factores y magnificación de interacciones al trepar en la escala de complejidad. Este modelo de innovación no contempla adecuadamente la realidad del productor, que es mucho más compleja que lo que el laboratorio o el campo experimental pueden abarcar. En respuesta a estas limitaciones surgió el segundo modelo de innovación, motorizado por la demanda que tracciona. Pero si dicho proceso se centra en, o limita a identificar demandas del medio o de la comunidad sin prestar la debida atención a la investigación de calidad, es altamente probable que las soluciones lleguen tarde, sean inadecuadas o no incluyan innovaciones radicales. Emergió entonces un modelo más interactivo de la innovación (Kline y Rosemberg, 1986) basado en la articulación de investigación, extensión y comunidad. La comunidad incluye a productores, instituciones, empresarios, decisores políticos, trabajadores del agro y la sociedad en su conjunto. Se conforman así sociedades que aprenden aprovechando el sinergismo de la interacción entre actores, visiones y disciplinas, que aporta en un orden de magnitud superior a la suma de los efectos individuales. Las aproximaciones deben ser multidisciplinarias e integradoras ya que los problemas que enfrentamos son sistémicos y complejos (Wollenweber et al., 2005; García, 2006; Godfray et al., 2010; Morín, 2011). Si se logra gestionar investigación de calidad, extensión de calidad y espacios de articulación de calidad, se conforma un territorio dinámico que aprende y se adapta, y donde la innovación es inevitable, acumulativa y exponencial. Por lo tanto, la innovación requiere espacios colaborativos. Los problemas globales que enfrentamos (cambio climático, pobreza, desnutrición, degradación ambiental) también requieren de la colaboración entre las naciones para su solución (Andrade, 2016).

La inclinación hacia la colaboración es una característica inherente al ser humano. Recientemente, Tomasello et al. (2005), basado en consistentes experimentos con niños muy pequeños, concluyen que la intencionalidad por cooperar es un móvil intrínseco de nuestra especie para trabajar en confianza, tolerancia y respeto en pos de un propósito común. Dicha intencionalidad se basa en procesos psicológicos exclusivos del ser humano que resultan en una evolución cultural y en la creación de instituciones sociales con normas y reglas ampliamente aceptadas (Tomasello, 2010). Poseemos inclinación natural para colaborar basada

en un conjunto de habilidades cooperativas y motivaciones que deben estar dirigidas a alcanzar los objetivos indicados.

Los avances tecnológicos experimentados son notables. No obstante, los principales problemas sociales, económicos y ambientales persisten e incluso se agudizan al menos en algunas regiones a pesar de las tecnologías disponibles. Surge entonces un sentido de responsabilidad por utilizar para el bien las técnicas que disponemos y las muchas más, incluso inimaginables, que dispondremos en el futuro.

La capacidad tecnológica creciente, producto de la innovación humana, no debe estar al servicio de unos pocos, ni de los paradigmas del consumo, de los excesos y del descarte; no debe ser funcional a la explotación irracional de los recursos, ni a los objetivos de corto plazo que responden a planificaciones sectoriales con ausencia de compromiso social y ambiental. La tecnología tiene que servir al bienestar de la población (Raskin et al., 2002; Andrade, 2016; Tugore Ques, 2016).

Las técnicas y estrategias deben ser evaluadas en función de los aportes que realizan para alcanzar los objetivos de desarrollo sostenible. Esto requiere evitar posturas ambientalistas extremas que no valoran adecuadamente dicha capacidad innovadora, tanto como posiciones tecnocéntricas extremas que no toman total conciencia de que la tecnología no es neutra, sino que puede presentar riesgos para nuestro entorno por lo que debe ser controlada y sus potenciales efectos estudiados (Andrade, 2016). Alcanzar las metas de producción sostenible requerirá una sólida estructura científico tecnológica, políticas, incentivos y regulaciones adecuadas, inversiones en infraestructura, transferencia tecnológica, monitoreo ambiental, desarrollo de indicadores claros, precisos y efectivos, cambios organizacionales y, sobre todo, vigorosos esfuerzos por la educación y la capacitación de la población en materia de sostenibilidad.

Las notables capacidades de innovación y colaboración, inherentes al ser humano, pueden brindarnos las soluciones necesarias para satisfacer las futuras demandas de alimentos, aprovechar la oportunidad que tiene el país para promover el desarrollo equitativo de los territorios y, paralelamente, reducir el impacto ambiental para asegurar una producción sostenible. Estos desafíos requerirán del esfuerzo y compromiso de todos los actores involucrados en los procesos productivos y de la sociedad en su conjunto.

BIBLIOGRAFÍA

AAPRESID. 2016. Sistemas Chacras Pergamino. Hacia una producción sustentable real. Resumen resultados 2011-2016. Sistemas Chacras Aapresid.

ABBATE, P.; F. ANDRADE. 2015. Los nutrientes del suelo y la determinación del rendimiento de los cultivos de granos. Capítulo 6 (pp. 155-185) en H. Echeverría y F. García (ed.): Fertilidad de suelos y fertilización de cultivos. Ediciones INTA.

ABBATE, P.; J. DARDANELLI; M. CANTARERO; E. SUERO. 2004. Climatic and water availability effects on water use efficiency in wheat. *Crop Sci.* 44: 474-483.

ABROL, I.; J. YADAV; F. MASSOUD. 1988. Salt affected soils and their management. Food and Agricultural Organization of the United Nations (FAO). *Soils Bulletin* 39.

ACQUAAH, G. 2007. Principles of plant genetics and breeding. Blackwell Ed. Malden, MA. EUA. p. 569.

ACQUAAH, G. 2012. Principles of plant genetics and breeding. 2nd Edition. Wiley-Blackwell. p. 758.

AGNUSDEI, M. 2013. Rol de la ecofisiología en el diseño de manejos especializados de pasturas. *Archivos Latinoamericanos de Producción Animal* 21: 63-78.

AGUIRREZÁBAL, L.; F. ANDRADE. 1998. Calidad de productos agrícolas. Bases ecofisiológicas, genéticas y de manejo agronómico. Unidad Integrada Balcarce INTA, FCA UNMP. p. 315.

AGUIRREZÁBAL, L.; P. MARTRE; G. IRUJO; N. IZQUIERDO; V. ALLARD. 2009. Management and breeding strategies for the improvement of grain and oil quality. Capítulo 16 en V. Sadras y D. Calderini (ed.). *Crop Physiology. Applications for genetic Improvement and agronomy.* Academic Press. Elsevier. Ámsterdam.

ALEXANDRATOS, N.; J. BRUINSMA. 2012. World agriculture towards 2030/2050. The 2012 revision ESA working paper N.o 12-03. FAO. Roma.

ALLARD, R. 1999. Principles of plant breeding. J. Wiley. Hoboken, NJ. EUA, p. 264.

ALLEN, R.; L. WILLARDSON; H. FREDRIKSEN. 1997. Water use definitions and their use for Assessing the Impacts of Water Conservation. Irrigation and Drainage Commission, Oxford, Reino Unido.

ALTIERI, M. 1994. Bases agroecológicas para una producción agrícola sustentable. *Agricultura Técnica* 54:371-386.

ALTIERI, M. 1999. The ecological role of biodiversity in agroecosystems. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 74: 19-31.

ALVAREZ, A.; J. MORÁBITO; C. SCHILARDI. 2016. Huellas hídricas verde y azul del cultivo de maíz (*Zea mays*) en provincias del centro y noreste argentino. *Rev. Fac. Cienc. Agrar., Univ. Nac. Cuyo* vol. 48 n.o 1 Mendoza.

- ALVAREZ, C.; A. QUIROGA. 2012. Avances en aportes de los cultivos de cobertura en la región agrícola Argentina. En: C. Alvarez (ed.) Contribución de los cultivos de cobertura a la sustentabilidad de los sistemas de producción. 1.a Ed. La Pampa, Ediciones INTA. pp. 186-195
- ALVAREZ, C.; M. TABOADA; F. GUTIÉRREZ BOEM; A. BONO; P. FERNÁNDEZ; P. PRYSTUPA. 2009. Topsoil properties as affected by tillage systems in the Rolling Pampa region of Argentina. *Soil Science Society of America Journal* 73: 1242-1250.
- ALVAREZ, C.; A. COSTANTINI; C. ALVAREZ; B. ALVES; C. JANTALIA; E. MARTELLOTTI; S. URQUIAGA. 2012. Soil nitrous oxide emissions under different management practices in the semiarid region of the Argentinian Pampas. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 94: 209-220.
- ALVAREZ, C.; A. QUIROGA; D. SANTOS; M. BODRERO. 2013. Contribuciones de los cultivos de coberturas a la sostenibilidad de los sistemas de producción. Ediciones INTA. p. 198.
- ALVAREZ, C.; M. TABOADA; S. PERELMAN; H. MORRÁS. 2014. Topsoil structure in no-tilled soils in the Rolling Pampas, Argentina. *Soil Research* 52: 533-542.
- ALVAREZ, C.; C.R. ALVAREZ; A. COSTANTINI; Y.M. BASANTA. 2014. Carbon and nitrogen sequestration in soils under different management in the semi-arid Pampa (Argentina). *Soil and Tillage Research* 142: 25-31.
- ALVAREZ, R.; M. RUSSO; P. PRYSTUPA; J. SCHEINER; L. BLOTTA. 1998. Soil carbon pools under conventional and no-tillage systems in the Argentine Rolling Pampa. *Agron. J.* 90:138-143.
- AMARAL SOBRINHO, N.; C. CHAGAS; E. ZONTA. 2016. Impactos ambientais provenientes da produção agrícola: experiências Argentinas e Brasileiras. Ed. Livre Expressao. São Paulo, Río de Janeiro, Brasil. p. 642.
- AMDAN, M.; R. ARAGÓN; E. JOBBÁGY; J. VOLANTE; J. PARUELO. 2013. Onset of deep drainage and salt mobilization following forest clearing and cultivation in the Chaco plains (Argentina). *Water Resources Research* 49: 6601-6612.
- ANBUMOZHI, V.; J. RADHAKRISHNAN, E. YAMAJI. 2005. Impact of riparian buffer zones on water quality and associated management considerations. *Ecol. Eng.* 24: 517-523. doi: 10.1016/j.ecoleng.2004.01.007
- ANDEWEG, K.; A. REISINGER. 2016. Reduciendo las emisiones de gases de efecto invernadero de la ganadería: Mejores prácticas y opciones emergentes. *New Zealand Agricultural Greenhouse Gas Research Centre*. p.41.
- ANDRADE, F. 2016. Los desafíos de la agricultura. INTA, FCA UNMP, CONICET, IPNI. Ediciones International Plant Nutrition Institute. p. 135.
- ANDRADE, F.; V. SADRAS. 2000. Bases para el manejo del maíz, el girasol y la soja, INTA Balcarce, Facultad de Ciencias Agrarias, UNMP, Buenos Aires, Argentina. p. 450.
- ANDRADE, F.; O. CAVIGLIA. 2015. Incrementando la productividad de los recursos. Productividad del agua. Actas IV Simposio Nacional de Agricultura, Uruguay. Paysandú, octubre de 2015. pp. 123-130.

ANDRADE, F.; V. SADRAS; C. VEGA; L. ECHARTE. 2005. Physiological determinants of crop growth and yield. Applications to crop management and modeling. *Journal of Crop Improvement* 14:51-101. The Haworth Press. Inc. New York. Paper review.

ANDRADE, F.; P. ABBATE; M. OTEGUI; A. CIRILO; A. CERRUDO. 2010. Ecophysiological basis for crop management. *The Americas Journal of Plant Science & Biotechnology* 4:23-34.

ANDRADE, F.; R. SALA; A. PONTAROLI; A. LEÓN; S. CASTRO. 2015a. Integration of biotechnology, plant breeding and crop physiology. Dealing with complex interactions from a physiological perspective. Capítulo 19 en V. Sadras y D. Calderini. *Crop Physiology: Applications for Genetic Improvement and Agronomy*. 2.a Edición. Elsevier, Academic Press.

ANDRADE, J.; E. SATORRE. 2015. Single and double crop systems in the Argentine Pampas: Environmental determinants of annual grain yield. *Field Crops Res.* 177: 137-147.

ANDRADE, J.; A. CERRUDO; R. RIZZALLI; J. MONZON. 2012. Sunflower-soybean intercrop productivity under different water conditions and sowing managements. *Agron.J.* 104:1049-1055.

ANDRADE, J.; S. POGGIO; M. ERMÁCORA; E. SATORRE. 2015b. Productivity and resource use in intensified cropping systems in the Rolling Pam-pa, Argentina. *European J. of Agron.* 67: 37-51.

ANGELLA, G.; D. PRIETO; R. SALGADO; J. SALVATIERRA; C. WINTTEN; A. LOZANO; C. SARRIA; C. YBARRA. 2011. Evaluación de desempeño de los sistemas de riego como herramienta para mejorar su gestión. Congreso Nacional del Agua, del 22 al 25 de junio de 2011. Resistencia, Chaco, Argentina.

ANGELLA, G.; M. GARCÍA VILA; J. LÓPEZ; G. BARRAZA; R. SALGADO; S. PRIETO ANGUEIRA; P. TOMSIK; E. FERERES. 2016. Quantifying yield and water productivity gaps in an irrigation district under rotational de-livery Schedule. *Irrigation Science* 34: 71-83.

APARICIO, V. 2015. Pesticidas en Argentina. En C. Leonardi (ed.). Hacia una agricultura sustentable situada en el territorio. INTA. (Disponible: <http://inta.gob.ar/documentos/coloquio-sobre-sustentabilidad> verificado: mayo 2017).

APARICIO, V.; J. COSTA; M. ZAMORA. 2008. Nitrate leaching assessment in a long-term experiment under supplementary irrigation in humid Argentina. *Agricultural Water Management* 95: 1361-1372.

APARICIO, V.; E. DE GERÓNIMO; D. MARINO; J. PRIMOST; P. CARRIQUI-RIBORDE; J. COSTA. 2013. Environmental fate of glyphosate and amino-methylphosphonic acid in surface waters and soil of agricultural basins. *Chemosphere* 93: 1866-1873.

APARICIO, V.; A. BARBACONE; J. COSTA. 2014. Impacto de la calidad de agua para riego suplementario en las propiedades químicas de suelos de regiones húmedas-subhúmedas. *Ciencia del Suelo* 32: 95-104.

APARICIO, V.; E. DE GERÓNIMO; K. HERNÁNDEZ GUIJARRO; D. PÉREZ; R. PORTOCARRERO; C. VIDAL. 2015. Los plaguicidas agregados al suelo y su destino en el ambiente. INTA Ediciones. Buenos Aires, Argentina. p. 74.

- ARAMBURU MERLOS, F.; J. MONZON; J. MERCAU; M. TABOADA; F. ANDRADE; A. HALL; E. JOBBAGY; K.G. CASSMAN; P. GRASSINI. 2015a. Potential for crop production increase in Argentina through closure of existing yield gaps. *Field Crops Research* 184: 145-154.
- ARAMBURU MERLOS, F.; J. MONZÓN; F. ANDRADE; P. GRASSINI. 2015b. Rendimientos potenciales y brechas de rendimiento. *Visión Rural* 107:24-28.
- AUER, A.; N. MACEIRA; L. NAHUELHUAL. 2017. Agriculturisation and trade-offs between commodity production and cultural ecosystem services: A case study in Balcarce County. *Journal of Rural Studies* 53: 88-101. <https://doi.org/10.1016/j.jrurstud.2017.05.013>
- AVILA-VAZQUEZ, M.; E. MATURANO; A. ETCHEGOYEN; F. DIFILIPPO; B. MACLEAN. 2017. Association between cáncer and environmental exposure to glyphosate. *International Journal of Clinical Medicine* 8: 73-85.
- BARBIERI, P.; H. SAINZ ROZAS; H. ECHEVERRÍA; F. ANDRADE. 2008. Nitrogen use efficiency in maize as affected by nitrogen availability and row spacing. *Agron. J.* 100: 1094-1100.
- BARRAL, P.; J. REY BENAYAS; P. MELI; N. MACEIRA. 2015. Quantifying the impacts of ecological restoration on biodiversity and ecosystem services in agroecosystems: A global meta-analysis. *Agric. Ecosyst. Environ.* 202: 223-231. doi: 10.1016/j.agee.2015.01.009
- BECERRA, V. 2013. Programa Nacional Frutales. Integrador1105071. Desarrollo de estrategias de intervención sistémicas que aseguren sanidad, inocuidad, competitividad y sustentabilidad de la producción frutícola argentina. INTA.
- BEDMAR, F. 2011. ¿Qué son los plaguicidas? *Ciencia hoy* 21: 10-16.
- BEDMAR, F.; J. EYHERABIDE, E. SATORRE. 2002. Bases para el manejo de malezas. Capítulo 10, en: F.H. Andrade y V.O. Sadras (ed.). Bases para el manejo del maíz, el girasol y la soja. Unidad Integrada INTA Balcarce FCA UNMP. pp. 450.
- BISANG, R.; G. ANLLÓ. 2015. Bioeconomía. La diversidad como motor del progreso” en Integración y Comercio, INTAL-BID, N.º 39: 150-161.
- BOGLIANI, M.; J. HILBERT; L. BULACIO. 2005. Aplicar eficientemente los agroquímicos. Ediciones INTA.
- BOGLIANI, M. 2012. Guía de buenas prácticas para la aplicación terrestre de fitosanitarios en cultivos extensivos para espacios periurbanos: uso responsable y eficiente de agroquímicos. 1.a ed. Buenos Aires. Ediciones INTA. p. 36.
- BONAN, G. 2008. Forests and climate change: forcings, feedbacks, and the climate benefits of forests. *Science* 320: 1444-1449.
- BOOMAN, G. 2013. Impacto de la agriculturización del paisaje sobre propiedades y servicios ecosistémicos de humedales de la cuenca Mar chiquita (Prov. de Bs. As.). Universidad Nacional de Mar del Plata.
- BOOMAN, G.; M. CALANDRONI; P. LATERRA; F. CABRIA; O. IRIBARNE; P. VAZQUEZ. 2012. A real changes of lentic water bodies within an agricultural basin of the Argentinean pampas. Disentangling land management from climatic causes. *Environ. Manag.* 50: 1058-1067.

- BOOTE, K.; J. JONES; J. MISHOE; R. BERGER. 1983. Coupling pests to crop growth simulators to predict yield reductions. *Phytopathology* 73: 1581-1587.
- BORRELLI, P. 2001. Producción animal sobre pastizales naturales. Capítulo 5. pp. 129-160. En: P. Borrelli y G. Oliva (ed.). *Ganadería Sustentable en la Patagonia Austral*. INTA Reg. Pat. Sur. p. 269.
- BOSCH MAYOL, M.; J. COSTA; F. CABRIA; V. APARICIO. 2012. Relación entre la variabilidad espacial de la conductividad eléctrica y el contenido de sodio del suelo. *Ciencia del Suelo* 30:95-106.
- BOURNE, J. 2009. El fin de la abundancia. *National Geographic* 439-59. (Disponible: espanol.com/2009/.../el-fin-de-la-abundancia-la-crisis-alimentaria-mundial-articulos verificado: mayo 2017).
- BOUWMAN, L.; K. GOLDEWIJK; K. VAN DER HOEK; A. BEUSEN; D. VAN VUUREN; J. WILLEMS; M. RUFINO; E. STEHFEST. 2011. Exploring global changes in nitrogen and phosphorus cycles in agriculture induced by livestock production over the 1900–2050 period. *Proc. Nat. Acad. Sci.* 110: 20882–20887.
- BRINGEZU, S.; M. O'BRIEN; W. PENGUE; M. SWILLING; L. KAUPPI. 2010. Assessing global land use and soil management for sustainable resource policies. Scoping Paper. International Panel for Sustainable Resource Management. UNEP.
- BROOKES, G.; O. BARFOOT. 2013. GM crops: global socio-economic and environmental impacts 1996-2011. p. 191.
- BRUINSMA, J. 2009. The Resource Outlook to 2050: By how much do land, water, and crop yields need to increase by 2050? Paper presented at the FAO Expert Meeting, 24-26 June 2009, Rome on "How to Feed the World in 2050".
- BRUUSELMA, T.; C. WITT; F. GARCIA; S. LI; T.N. RAO; F. CHEN; S. IVANOVA. 2008. A Global Framework for Fertilizer BMPs. *BetterCrops* 92: 13-15. IPNI. Norcross, EE. UU.
- BURT, C.; S. STYLES. 1999. Modern Water Control and Management Practices in Irrigation. Impact on performance. FAO Water Reports N.º19. FAO, Roma, Italia.
- BYRNES, R.; J. NUÑEZ; L. ARENAS; I. RAOI; C. TRUJILLO; C. ALVAREZ; J. ARANGO; F. RASCHE; N. CHIRINDA. 2017. Biological nitrification inhibition by *Brachiaria* grasses mitigates soil nitrous oxide emissions from bovine urine patches. *Soil Biology and Biochemistry* 107: 156-163.
- CALVIÑO, P.; F. ANDRADE; V. SADRAS. 2003. Maize Yield as Affected by Water Availability, Soil Depth, and Crop Management. *Agron. J.* 95:275-281.
- CARREÑO, L.; F. FRANK; E. VIGLIZZO. 2012. Tradeoffs between economic and ecosystem services in Argentina during 50 years of land-use change. *Agr Ecosyst Environ* 154:68-77.
- CASAFE. 2013. Base de datos. Informe anual del mercado de productos fitosanitarios.
- CASAS, R.; M. ALBARRACÍN. 2015. El Deterioro del Suelo y del Ambiente en la Argentina. PROSA. Centro para la Promoción de la Conservación del Suelo y del Agua. Editorial FECIC. Buenos Aires. p. 608.

- CASSÁN, F.; D. PERRIG; V. SGROY; O. MASCIARELLI; C. PENNA; V. LUNA. 2009. Azospirillum brasilense Az39 and Bradyrhizobium japonicum E109, inoculated singly or in combination, promote seed germination and early seedling growth in corn (*Zea mays* L.) and soybean (*Glycine max* L.). *Eur. J. Soil Biol.* 45:28-35.
- CASSMAN, K.; A. DOBERMAN; D. WALTERS. 2002. Agroecosystems, nitrogen-use efficiency and nitrogen management. *Ambio* 2: 132-140.
- CASSMAN, K.; A. DOBERMAN; D. WALTERS; H. YANG. 2003. Meeting cereal demand while protecting natural resources and improving environmental quality. *Annu. Rev. Environ. Resour.* 28: 315-358.
- CASTRO, S. 2013. Estabilidad de rendimiento y mecanismos ecofisiológicos asociados con la fijación de granos en híbridos de maíz y en sus líneas parentales. Tesis de Magister Scientiae, UNMP.
- CATTIVELLI, L.; F. RIZZA; F. BADECK; E. MAZZUCOTELLI; A. MASTRANGELO; E. FRANCIA; C. MARÈ; A. TONDELLI; A. STANCA. 2008. Drought tolerance improvement in crop plants: An integrated view from breeding to genomics. *Field Crops Res.* 105: 1-14.
- CAVIGLIA, O.; F. ANDRADE. 2010. Sustainable intensification of agriculture in the Argentinean Pampas. Capture and use efficiency of environmental resources. *The Americas Journal of Plant Science and Biotechnology* 3:1-8.
- CAVIGLIA, O.; V. SADRAS; F. ANDRADE. 2013. Modelling long-term effects of cropping intensification reveals increased water and radiation productivity in the South-eastern Pampas. *Field Crops Research* 149: 300-311.
- CAVIGLIA, O.; V. SADRAS; F. ANDRADE. 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.
- CERRUDO, A.; J. MONZON; J. DIMATTEO; F. ARAMBURU; R. RIZZALLI; F. ANDRADE. 2013. Manejo del cultivo de maíz en ambientes con restricciones hídricas. *Revista Técnica AAPRESID*. N.º 119. Maíz. Siembra Directa. pp. 15-20.
- CHALCO VERA, J.; A. VALEIRO; G. POSSE; M. ACRECHE. 2017. To burn or not to burn: The question of straw burning and nitrogen fertilization effect on nitrous oxide emissions in sugarcane. *Science of the Total Environment* 587: 399-406.
- CHANG, E.; E. DELZELL. 2016. Systematic review and meta-analysis of glyphosate exposure and risk of lymphohematopoietic cancers. *Journal of Environmental Science and Health (Part B)* 51: 402-434.
- CHAPMAN, S.; G. HAMMER; D. PODLICH; M. COOPER. 2002. Linking biophysical and genetic models to integrate physiology, molecular biology and plant breeding. En: M.S. Kang (ed.). *Quantitative genetics, genomics and plant breeding*. CAB International, Wallingford. pp. 167-187.
- CHARTRES, C.; S. VARMA. 2010. *Out of water. From Abundance to Scarcity and How to Solve the World's Water Problems*. FT Press EE. UU.

CICHÓN, L. 1999. Evaluación de la resistencia de *Carpocapsa Cydiapomonella* L. en el Alto Valle de Río Negro y Neuquén y situación actual. En: *Fruticultura Moderna. Tecnología, transferencia, capacitación y organización*. 9 Años de Cooperación Técnica. INTA GTZ. 77-87.

CICHÓN, L. 2016. Una avispa autóctona para el control de plagas. (Disponible: <http://intainforma.inta.gov.ar/?p=30801> verificado: mayo 2017).

CIRILO, A.; M. ACTIS; F. ANDRADE; O. VALENTINUZ. 2011. Crop management affects dry-milling quality of flint maize kernels. *Field Crops Res.* 122:140-150.

CODESIDO, M.; C. GONZALEZ-FISCHER; D. BILENCA. 2011. Distributional Changes of Landbird Species in Agroecosystems of Central Argentina. *Condor* 113, 266-273.

COLL, L.; A. CERRUDO, R. RIZZALLI; J. MONZON; F. ANDRADE. 2012. Capture and use of water and radiation in summer intercrops in the south-east Pampas of Argentina. *Field Crops Res.* 134:105-113.

COLOMBO, C.; S. SARANDÓN. 2015. Relevamiento de la utilización de agroquímicos en la provincia de Buenos Aires. Mapa de situación e incidencia sobre la salud. Defensor del pueblo, provincia de Buenos Aires. Universidad Nacional de La Plata. p. 532.

COMPAGNUCCI, R.; E. AGOSTA. 2008. La precipitación de verano en el centro-oeste de Argentina y los fenómenos interanual El Niño/Oscilación Sur (ENOS) e interdecádico "tipo" ENSO. *GEOACTA* 33: 97-103.

CORRENDO, A.; F. GARCÍA. 2016. Trigo 2016. Pautas para el manejo nutricional del cultivo. IPNI Cono Sur. (Disponible: <http://Lacs.ipni.net> verificado: mayo 2017).

CORRENDO, A.; M. BOXLER; F. GARCÍA. 2012. Oferta hídrica y respuesta a la fertilización en maíz, trigo y soja en el norte de la región pampeana argentina. XXIII Congreso Argentino de La Ciencia del Suelo. Mar del Plata Argentina.

COSENTINO, V.; N. BRUTTI; G. CIVEIRA; M. TABOADA. 2015. Contribution of biological nitrogen fixation to N₂O emission from soil under soybean. *Ciencia del Suelo* 33: 313-321.

COSTA, J. 1999. Effect of irrigation water quality under supplementary Irrigation on soil chemical and physical properties in the «southern humid pampas» of Argentina. *Journal of Crop Production* 2: 85-99.

COSTA, J.; V. APARICIO. 2015. Quality assessment of irrigation water under a combination of rain and irrigation. *Agricultural Water Management* 159: 299-306.

COSTA, J.; H. MASSONE; E. SUERO; M. VIDAL; F. BEDMAR. 2002. Nitrate contamination of a rural aquifer and accumulation in the unsaturated zone. *Agricultural Water Management* 57: 33-47.

COSTA, J.; H. MASSONE; D. MARTINEZ; E. SUERO; M. VIDAL; F. BEDMAR. 2002. Nitrate contamination of a rural aquifer and accumulation in the unsaturated zone. *Agric. Water Manag.* 144: 1-15.

COSTA, J.; V. APARICIO; A. CERDA. 2015. Soil physical quality changes under different tillage management systems after 10 years in Argentinian Humid Pampa. *Solid Earth* 6: 361-371.

- COSTA, J.; V. APARICIO; L. SALLESSES; F. FROLLA. 2016. Effect of tillage and application of gypsum In a No-Till field under supplementary irrigation with sodium bicarbonate waters. *Agricultural Water Management*. 177. pp. 291-297.
- COVACEVICH, F.; M. EYHERABIDE; H. SAINZ ROZAS; H.E. ECHEVERRÍA. 2012. Características químicas determinan la capacidadmicotróficaarbuscular de suelos agrícolas y prístinos de BuenosAires (Argentina). *Ciencia del suelo* 30: 119-128.
- CREUS, C.; M. BAZZALO; M. GRONDONA; F. ANDRADE; A. LEÓN. 2007. Disease expression and ecophysiological yield components in sunflower isohybrids with and without *Verticillium dahliae* resistance. *Crop Sci*. 47:703-710.
- CRISTINI, M.; O. CHISARI; G. BERMÚDEZ. 2009. Agricultural and Macroeconomic Policies, Technology Adoption and Agro-Industrial Development inArgentina: Old and New Facts. *Revista Argentina de Economía Agraria* 11: 95-114.
- CULLINEY T. 2014. Crop losses to arthropods. In Pimentel, D., y Peshin, R. (Eds.). *Integrated pest management: pesticide problems (Vol. 3)*. Springer Science and Business Media.
- DAIGNEAULT, C.; K. NICHOLS; M. HALL. 2012. The Importance of Wetlands in Ecosystem Services: with Special Attention on Flood Attenuation. Carbon Sequestration, Hydrogeology, Water Quality, Biodiversity, and Social and Local Values. ERSC 3160H - Wetl. Final Rep. 1-55.
- DAVIDSON, E.; R. NIFONG; R. FERGUSON; C. PALM; D. OSMONDAND; J. BARON. 2016. Nutrients in the nexus. *J. Environ. Stud. Sci*. 6: 25-38.
- DAVIS, P.; S. COLEMAN. 1997. European corn borer (Lepidoptera: Pyralidae) feeding behavior and survival on transgenic corn containing CryIA(b) protein from *Bacillus thuringiensis*. *Journal of the Kansas Entomological Society* 70: 31-38.
- DE GERÓNIMO, E.; V. APARICIO; S. BÁRBARO; R. PORTOCARRERO; S. JAIME; J. COSTA. 2014. Presence of pesticides in surface water from four sub-basins in Argentina. *Chemosphere* 107: 423-431.
- DE SANTA EDUVIGES, J. 2010. Potencial de rendimiento y tolerancia a sequía en híbridos de maíz. Tesis Magister Scientiae. Facultad de Ciencias Agrarias UNMP. pp.70.
- DEIKMAN, J.; M. PETRACEK; J. HEARD. 2012. Drought tolerance through biotechnology: improving translation from the laboratory to farmers' fields. *Current Opinion in Biotechnology* 23: 243-250.
- DELLA MAGGIORA, A.; J. GARDIOL; A. IRIGOYEN. 2002. Requerimientos hídricos. Capítulo 6, en F. Andrade y V. Sadras (ed.). *Bases para el manejo del maíz, el girasol y la soja*. INTA, Facultad de Ciencias Agrarias UNMP.
- DENISON, R. 2012. *Darwinian Agriculture: How Understanding Evolution Can Improve Agriculture*. Princeton University Press, Princeton, NJ.
- DENT, D. 1995. *Integrated pest management*. Chapman and Hall. Londres. pp. 356.
- DHAWAN A. Y R. PESHIN. 2009. *Integrated Pest Management: Concept, Opportunities and Challenges*. R. Peshin, A.K. Dhawan (eds.), *Integrated*

Pest Management: Innovation-Development Process (Vol. 1). Springer Science and Business Media.

DI MATTEO, J.; A. CERRUDO; J. FERREYRA; L. ECHARTE; F. ANDRADE. 2014. Estabilidad de Rendimiento en Híbridos de Maíz liberados en Argentina entre 1965 y 2010. X Congreso Nacional de Maíz, Maíz HD. Septiembre 2014, Rosario, Santa Fe, Argentina.

DIETRICH, D. 2016. EU safety regulations: Don't mar legislation with pseudoscience. *Nature* 535: 355. doi:10.1038/535355c

DINI, Y.; J. GERE; C. BRIANO; M.M. MANETTI; P. JULIARENA; V. PICASSO; R. GRATTON; L. ASTIGARRAGA. 2012. Methane emission and milk production of dairy cows grazing pastures rich in legumes or rich in grasses in Uruguay. *Animals* 2: 288-300.

DOBERMAN, A. 2007. Nutrient use efficiency. Measurement and management. IFA. International workshop on fertilizar best management practices. 7-9 mayo 2007. Bruselas, Bélgica.

ECHEVERRÍA, H.; F. GARCÍA. 2015. Fertilidad de suelos y fertilización de cultivos. Ediciones INTA. p. 904.

ECHEVERRÍA, H.; H. SAINZ ROZAS; P. BARBIERI. 2015. Maíz y Sorgo. En: H.E. Echeverría y F.O. García (ed.). Fertilidad de Suelos y Fertilización de Cultivos. Ediciones INTA. pp. 435-478.

EDMEADES, G. 2013. Progress in Achieving and Delivering Drought Tolerance in Maize. An Update. International Service for the Acquisition of Agri-biotech Applications (ISAAA). p. 39.

EDMEADES, G.; G. MCMASTER; J. WHITE; H. CAMPOS. 2004. Genomics and the physiologists: bridging the gap between genes and crop response. *Field Crop Res.* 90:5-18.

ELMORE, R.; F. ROETH; R. KLEIN; S. KNEZEVIC; A. MARTIN; L. NELSON; C. SHAPIRO. 2001. Glyphosate-resistant soybean cultivar response to glyphosate. *Agron. J.* 93: 404-407.

ENCÍCLICA LAUDATO SI. 2015. Carta Encíclica del Padre Francisco sobre el cuidado de la casa común. La Santa Sede. Libreria Editrice Vaticana. p. 87.

EU. 2015. The role of research in global food and nutrition security. Expo 2015 European Union Scientific Steering Committee. Fischler, F. Chairman, doi: 10.2788/521449 FAGERIA, N.; V. BALIGAR. 2005. Enhancing nitrogen use efficiency in crop plants. *Advances in Agronomy* 88: 97-185.

FAO, 2003. Report of the consultation on a good agricultural practice approach. Taller de expertos Buenas Prácticas Agrícolas realizado del 10 y 12 de noviembre de 2003, Roma.

FAO. 2015. Estudio del Potencial de Ampliación del Riego en Argentina. Informe final UTF/ARG/017/ARG, Desarrollo Institucional para la Inversión. Buenos Aires.

FAO. 2016. FAOSTAT, Statistical database. Statistics Division. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Roma. (Disponible: <http://www.fao.org/> verificado: mayo, 2017).

FAO. 2016b. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). AQUASTAT. (Disponible: <http://www.fao.org/nr/water/aquastat/data/query/index.html> verificado: mayo, 2017).

FAO. 2017. Voluntary Guidelines for Sustainable Soil Management. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Roma, Italia, p. 16. (Disponible: <http://www.fao.org/3/a-bl813e.pdf> verificado: mayo 2017).

FAO. ITPS. 2015. Status of the World's Soil Resources (SWSR) – Main Report. Food and Agriculture Organization of the United Nations and Intergovernmental Technical Panel on Soils. Roma, Italia. p. 608.

FAO. ITPS. 2017. An assessment at global level of the impact of plant protection products on soil functions and soil ecosystems. Prepared by the Intergovernmental Technical Panel on Soils for the Global Soil Partnership. First Draft. p. 31.

FEDDERMANN, N.; R. ROGER FINLAY; T. BOLLER; M. ELFSTRAND. 2010. Functional diversity in arbuscular mycorrhiza—the role of gene expression, phosphorous nutrition and symbiotic efficiency. *Fungal Ecol.* 3:1-8.

FEDOROFF, N.; D. BATTISTI; R. BEACHY; P. COOPER; D. FISCHHOFF; C. HODGES; V. KNAUF; D. LOBELL; B. MAZUR; D. MOLDEN; M. REYNOLDS; P. RONALD; M. ROSEGRANT; P. SANCHEZ; A. VONSHAK; J. ZHU. 2010. Radically Rethinking Agriculture for the 21st Century. *Science* 327:833-834.

FERERES, E.; V. GONZÁLEZ-DUGO. 2009. Improving productivity to face water scarcity in irrigated agriculture. Capítulo 6 en: V. Sadras y D. Calderini (ed.). *Crop physiology, Applications for genetic improvement and agronomy*. Academic Press. Ámsterdam.

FERNÁNDEZ QUINTANILLA, C. 2015. Hacia el futuro: Aplicaciones de la agricultura de precisión y la robótica a la gestión de malezas. Actas XXII Congreso Latinoamericano de Malezas, 9 y 10 de septiembre de 2015. ALAM, ASACIM. Buenos Aires, Argentina. pp. 11-14.

FERREYRA, J.M. 2015. Efectos del mejoramiento de maíz (1965-2010) sobre la eficiencia en el uso del nitrógeno. Tesis MSc. UNMP.

FISCHER, R.; G. EDMEADES. 2010. Breeding and cereal yield progress. *Crop Sci* 50: 585-598.

FISCHER, R.; D. BYERLEE; G. EDMEADES. 2009. Can technology deliver on the yield challenge to 2050? Paper prepared for expert meeting on “How to Feed the World in 2050.” 24 al26 junio 2009. FAO, Roma.

FISCHER, R.; D. BYERLEE; G. EDMEADES. 2014. Crop yields and global food security. Will yield increase continue to feed the world? *ACIAR Monograph N.º 158*. Australian Centre for International Agricultural Research. Canberra. p. 634.

FISHER, B.; R. TURNERA; P. MORLING. 2009. Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics*. 68. pp. 643-653.

FOLEY, J.; R. DEFRIES; G. ASNER; C. BARFORD; G. BONAN; S. CARPENTER. 2005. Global consequences of land use. *Science* 309: 570-574.

FOLEY, J.; N. RAMANKUTTY; K. BRAUMAN; E. CASSIDY; J. GERBER; M. JOHNSTON; N. MUELLER; C. O'CONNELL; D. RAY; P. WEST; C. BALZER; E. BENNETT; S. CARPENTER; J. HILL; C. MONFREDA; S. POLASKY; J. ROCKSTROM; J. SHEEHAN; S. SIEBERT; D. TILMAN; D. ZAKS. 2011. Solutions for a cultivated planet. *Nature* 478: 337-342.

FONTANETTO, H.; H. VIVAS; O. KELLER; F. LLAMBÍAS. 2001. Volatilización de amoníaco desde diferentes fuentes nitrogenadas aplicadas en trigo con siembra directa. Anuario 2001. *Agronomía*. EEA INTA Rafaela. Santa Fe, Argentina.

FRANZLUEBBERS, A.; J. SAWCHIK; M. TABOADA. 2014. Agronomic and environmental impacts of pasture-crop rotations in temperate North and South America. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 190: 18-26.

FRUTIC. 2016. Portal de producciones frutihortícolas. (Disponible: <http://inta.gob.ar/servicios/frutic-fruticultura-de-precision-o-verificado>: agosto 2017).

FU, B.; Y. LIU; Y. LÜ; C. HE; Y. ZENG; B. WU. 2011. Assessing the soil erosion control service of ecosystems change in the Loess Plateau of China. *Ecol. Complex.* 8, 284-293. doi: 10.1016/j.ecocom.2011.07.003

FUGLIE, K.; S. WANG; E. BALL. 2012. *Productivity Growth in Agriculture: An International Perspective*. CABI, Cambridge, Massachusetts.

FUNDACIÓN INAI. 2016. Escenario de Referencia Agroindustrial Mundial y Argentino (ERAMA) al 2025.

GAITÁN, J.; D. BRAN; G. OLIVA; F. MAESTRE; M. AGUIAR; G. BUONO; D. FERRANTE; V. NAKAMATSU; G. CIARI; J. SALOMONE; V. MASSARA; G. GARCÍA MARTÍNEZ. 2017. Aridity and overgrazing have convergent effects on ecosystem structure and functioning in Patagonian rangelands. *Land Degradation & Development*. doi: 10.1002/ldr.2694

GAITÁN J., M. NAVARRO, L. TENTI, M. PIZARRO, P. CARFAGNO Y S. RIGO. 2017. Estimación de la pérdida de suelo por erosión hídrica en la República Argentina. INTA Ediciones (en prensa).

GALLOWAY, J.; J. ABER; J. ERISMAN; S. SEITZINGER; R. HOWARTH; E. COWLING; J. COSBY. 2003. The nitrogen cascade. *Bioscience* 53: 341-356.

GARCÍA, F.; M. GONZALEZ SANJUAN. 2010. Balances de nutrientes en Argentina. ¿Cómo estamos? ¿Cómo mejoramos? *Informaciones Agronómicas del Cono Sur N.º 48*. IPNI.

GARCÍA, F.; M. BOXLER; J. MINTEGUIAGA; R. POZZI; L. FIRPO; I. CIAMPITTI; A. CORRENDO; F. BAUSCHEN; A. BERARDO; N. REUSSI CALVO. 2010. *La Red de Nutrición de la Región Crea Sur de Santa Fe: Resultados y conclusiones de los primeros diez años 200-2009*. 2.a ed. AACREA. Buenos Aires, Argentina. p. 64.

GARCÍA, F.; M.F. GONZÁLEZ SANJUAN. 2013. La nutrición de suelos y cultivos y el balance de nutrientes: ¿Cómo estamos? *Informaciones Agronómicas de Hispanoamérica*. 9:2-7. IPNI Cono Sur. Acaassu, Buenos Aires, Argentina.

GARCÍA, F.; N. REUSSI CALVO. 2015. Trigo. En: H.E. Echeverría y F.O. García (ed.). *Fertilidad de Suelos y Fertilización de Cultivos*. Ediciones INTA, Buenos Aires, Argentina. Pp. 401-434.

- GARCÍA, F.; M. DÍAZ ZORITA. 2015. La fertilidad de los suelos y el uso de nutrientes en la producción agrícola extensiva de Argentina. p. 12. (Disponible: <http://lacs.ipni.net/ipniweb/region/lacs> verificado: mayo 2017).
- GARCÍA, R. 2006. Sistemas complejos. Editorial Gedisa S.A. Barcelona. España. p. 201.
- GARNETT, T.; M. APPLEBY; A. BALMFORD; I. BATEMAN; T. BENTON; P. BLOOMER; B. BURLINGAME; M. DAWKINS; L. DOLAN; D. FRASER; M. HERRERO; I. HOFFMANN; P. SMITH; P. THORNTON; C. TOULMIN; S. VERMEULEN; H. GODFRAY. 2013. Sustainable Intensification in Agriculture: Premises and Policies. *Science* 341: 33–34.
- GASPARRI, N.; H. GRAU. 2009. Deforestation and fragmentation of Chaco dry forest in NW Argentina (1972–2007). *For. Ecol. Manag.* 258: 913–921.
- GEBBERS, R.; V. ADAMCHUK. 2010. Precision Agriculture and Food Security, *Science* 327: 828–831.
- GELLINGS, C.; K. PARMENTER. 2004. Energy efficiency in fertilizer production and use. En: C. Gellings y K. Blok (ed.). *Efficient use and conservation of energy. Encyclopedia of life support systems.* UNESCO, Eolss Publishers, Oxford, Reino Unido.
- GÉNOVA, L. 2006. Salinidad y sodicidad de suelos regados complementariamente en la región pampeana. Memoria de III Jornada de Riego y Fertirriego, Mendoza, p. 13.
- GÉNOVA, L. 2011. Calidad del agua subterránea para riego complementario en la Pampa Húmeda argentina. *Revista de la Facultad de Agronomía, La Plata.* Vol 110 (2): 63–81. La Plata, Argentina.
- GILETTO, C.; H. ECHEVERRÍA. 2013. Nitrogen balance for potato crops in the southeast pampas region, Argentina. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 95:73–86.
- GIMÉNEZ, R.; J. MERCAU; M. NOSETTO; R. PÁEZ; E. JOBBÁGY. 2016. The ecohydrological imprint of deforestation in the semiarid Chaco: insights from the last forest remnants of a highly cultivated landscape. *Hydrological Processes* 30: 2603–2616.
- GLEICK, P. 2003. Soft path solution to 21st century water needs. *Science* 320:1524–1528.
- GODFRAY, H.; J. BEDDINGTON; I. CRUTE; L. HADDAD; D. LAWRENCE; J. MUIR; J. PRETTY; S. ROBINSON; S. THOMAS; C. TOULMIN. 2010. Food Security: The Challenge of Feeding 9 Billion People. *Science* 327:812–818.
- GOURIAN SHERMAN, D. 2009. Failure to yield. Evaluating the performance of genetic engineered crops. Union of concerned scientists. USC publications. Cambridge.
- GRASSINI, P.; H. YANG; K. CASSMAN. 2009. Limits to maize productivity in Western Corn-Belt: A simulation analysis for fully irrigated and rain-fed conditions. *Agric. Forest Meteorol.* 149: 1254–1265.
- GRIGGS, D.; M. STAFFORD-SMITH; O. GAFFNEY; J. ROCKSTRÖM; M. ÖHMAN; P. SHYAMSUNDAR; W. STEFFEN, G. GLASER; N. KANIE; I. NOBLE. 2013. Policy: Sustainable development goals for people and planet. *Nature* 495: 305–307.

GULPART, N.; P. GRASSINI; V. SADRAS; J. TIMSINA. 2017. Estimating yield gaps at the cropping system level. *Field Crop Research* 206: 21-32.

GUTIÉRREZ BOEM, F.; G. RUBIO; R. ALVAREZ. 2005. Diagnóstico de la disponibilidad de nutrientes. En R. Alvarez (ed.). *Fertilización de Cultivos de Granos y Pasturas. Diagnóstico y Recomendación en la Región Pampeana*. Ed. Facultad de Agronomía (UBA). Buenos Aires, Argentina. pp. 27-36.

HAINES-YOUNG, R.; M. POTSCHIN. 2010. The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. En: D. Raffaelli y C. Frid (ed.). *Ecosystem Ecology: A New Synthesis*. BES Ecological Reviews Series. Cambridge University Press, Cambridge.

HALAN, B.; K. BUEHLER; A. SCHMID. 2012. Biofilms as living catalysts in continuous chemical syntheses. *Trends Biotech.* 30:453-465.

HALL, A.; V. SADRAS. 2009. Whither crop physiology? Capítulo 21 en V. Sadras y D. Calderini (ed.). *Crop Physiology. Applications for genetic Improvement and agronomy*. Academic Press.Elsevier. Ámsterdam. pp. 581.

HALL, A.; R. RICHARDS. 2013. Prognosis for genetic improvement of yield potential and water-limited yield of major grain crops. *Field Crops Research* 143: 18-33.

HALL, A.J.; C.M. REBELLA; C.M. GHERSA; J.P. CULOT. 1992. Field crop systems of the Pampas. En: C.J. Pearson (ed.). *Field crop ecosystems of the World* 18. Elsevier, Ámsterdam. pp. 413-450.

HALLBERG, G. 1987. Agricultural chemicals in ground water: Extent and implications. *American Journal of Alternative Agriculture* 2: 3-15.

HATFIELD, J.; T. SAUER. 2011. Soil management: building a stable base for agriculture. *Am. Soc. Agron., Soil Sci. Soc. Am., Madison, WI, EE. UU.*

HEFNY, M.; E. PEREIRA; P. CHERYL. 2005. Linking Ecosystem Services and Human Well-being. En: M. Hefny; E. Pereira; C. Palm. *Ecosystems and human well-being: multiscale assessments: findings of the Sub-global Assessments Working Group of the Millennium Ecosystem Assessment (MEA)*. MEA series. v.4. Cap.3. pp. 43-60.

HILLEL, D. 2000. Salinity management for sustainable irrigation. Integrating science environment and economics. *The World Bank*. Washington DC. p. 92.

HOBBS, P. 2007. Conservation agriculture: what is it and why is it important for future sustainable food production? *The Journal of Agricultural Science* 145: 127-137.

HSIAO, T.; P. STEDUTO; E. FERERES. 2007. A systematic and quantitative approach to improve water use efficiency in agriculture. *Irrig. Sci.* 25:209-231.

HUANG, J.; C. PRAY; S. ROZELLE. 2002. Enhancing the crops to feed the poor. *Nature* 418: 678-684.

IKERD, J. 1990. Agriculture´s search for sustainability and profitability. *J. Soil Water Cons.* 45: 18-23.

INTA. 1999. Recomendaciones para la utilización de aguas de riego en función de su calidad. Síntesis de los trabajos realizados en las unidades del INTA participantes del proyecto de Intensificación de la Producción

de Granos (IPG). Seminario de capacitación sobre impacto ambiental del riego complementario. Pergamino, Argentina. p. 87.

INTA. 2011. Ejes Conceptuales para un posicionamiento institucional ante el fenómeno de la soja como principal componente del proceso de agriculturización. Documento Interno. p. 81.

INTA. 2017. Plan Estratégico Institucional 2015-2030. INTA Ediciones. p. 56.

IPCC. 2007. Intergovernmental Panel on Climate Change. Climate change 2007: the physical science basis (summary for policy makers). IPCC. Fourth Assessment Report. (Disponible: <http://www.Ipcc.ch>. verificado: agosto 2017).

IPCC. 2014. 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 [Core Writing Team, R.K. Pachauri and L.A. Meyer (eds.)]. IPCC, Ginebra, Suiza. p. 151.

IPCVA, 2006. Bienestar Animal y Calidad de Carne. Buenas Prácticas de manejo de ganado. Cuadernillo Técnico del IPCVA, N.º 1.

IPNI. 2012. 4R Plant Nutrition Manual: A Manual for Improving the Management of Plant Nutrition, en: T.W. Bruulsema; P.E. Fixen; G.D. Sulewski (ed.), International Plant Nutrition Institute. Norcross, GA, EE. UU.

IRIZAR, A.; L. MILESI DELAYE; A. ANDRIULO. 2017. Rotaciones de cultivo bajo siembra directa. ¿Secuestro de carbono asegurado? Actas Simposio Fertilizar 2017. Rosario.

IZQUIERDO, N.; L. AGUIRREZÁBAL; F. ANDRADE; V. PEREYRA. 2002. Night temperature affects fatty acid composition in sunflower oil depending on the hybrid and the phenological stage. *Field Crops Res.* 77:115-126.

IZQUIERDO, N.; L. AGUIRREZÁBAL; F. ANDRADE; C. GEROUDET; M. PEREYRA IRAOLA; O. VALENTINUZ. 2009. Intercepted solar radiation affects oil fatty acid composition in crop species. *Field Crops Res.* 114:66-74.

JAIME, S.; F. ANDRADE; F. BEDMAR; S. BORRACCI; C. LEONARDI; F. MARTENS; E. QUARGNOLO; A. SZCZESNY; G. TITO; M. VIGNA. 2013. Criterios para la gestión de uso de los agroquímicos con un marco de ordenamiento territorial. Cerbas, INTA. Balcarce. p. 50.

JARAMILLO, L. 2001. Aproximación al Concepto de Innovación Tecnológica. Diplomado en Innovación Tecnológica - Centro Estudios OEI.

JOBBÁGY, E.; M. NOSETTO; C. SANTONI; G. BALDI. 2008. El desafío ecológico de las transiciones entre sistemas leñosos y herbáceos en la llanura Chaco-Pampeana. *Ecología Austral* 18: 305-322.

JOHNSON, K. 1987. Defoliation, disease and growth: a reply. *Phytopathology* 77:1495-1497.

KELLER, A.; J. KELLER. 1995. Effective efficiency: a water use efficiency concept for allocating freshwater resources. Discussion paper 22, Center for Economic Policy Studies, Winrock ing., Arlington, VA. EE. UU.

KLINE, S.; N. ROSEMBERG. 1986. An overview of innovation. En: R. Landau y N. Rosenberg (ed.). *The positive sum strategy. Harnessing technology for economic growth.* Washington DC. National Academic Press. pp. 275-305.

LAMM, F.; T. TROOIJEN. 2003. Subsurface drip irrigation for corn production: a review of 10 years of research in Kansas. *Irrigation Science* 22: 195–200.

LARSEN, M.; P. HAMILTON; W. WERKHEISER. 2013. Water quality status and trends in the United States. En: S. Ahuja (ed.) *Monitoring water quality*. Elsevier, NC. EE. UU. pp. 19–57.

LASSALETTA, L.; G. BILLEN; B. GRIZZETTI; J. ANGLADE; J. GARNIER. 2014. 50 year trends in nitrogen use efficiency of world cropping systems: the relationship between yield and nitrogen input to cropland. *Environ. Res. Lett.* 9: 1–9.

LATERRA, P.; E. JOBBAGY; J. PARUELO. 2011. Valoración de servicios ecosistémicos. Conceptos, herramientas y aplicaciones para el ordenamiento territorial. Ediciones INTA. Buenos Aires, Argentina.

LATERRA, P.; M. ORÚE; G. BOOMAN. 2012. Spatial complexity and ecosystem services in rural landscapes. *Agric. Ecosyst. Environ.* 154: 56–67. doi: 10.1016/j.agee.2011.05.013

LAVADO, R.; M. TABOADA. 2009. The Argentinean Pampas: A key region with a negative nutrient balance and soil degradation needs better nutrient management and conservation programs to sustain its future viability as a world agresource. *J. Soil and Water Conservation* 65: 150A–153A.

LEDIVOW, L.; D. ZACCARIA; R. MAIA; E. VIVAS; M. TODOROVIC. 2014. Improving water-efficient irrigation: Prospects and difficulties of innovative practices. *Agricultural Water Management* 146: 84–94.

LEMA, D. 2015. Crecimiento y Productividad Total de Factores en la Agricultura Argentina y Países del Cono Sur. Documentos de trabajo Banco Mundial, Buenos Aires, Argentina.

LEMA, D.; N. GATTI. 2016. Estimación no Paramétrica de los Componentes del Cambio en la Productividad Agrícola de Argentina y Países Del Cono Sur 1961–2012. *Anales de la LI Reunión Anual de la Asociación Argentina de Economía Política*, Tucumán.

LEMAIRE, G.; A. FRANZLUEBBERS; P. DE FACCI CARVALHO; B. DEDIEU. 2014. Integrated crop–livestock systems: Strategies to achieve synergy between agricultural production and environmental quality. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 190: 4–8.

LEONARDI, C.; E. ADLERCREUTZ; F. ANDRADE; V. APARICIO; F. BEDMAR; E. CAMADRO; D. CARMONA; J. ELVERDIN; S. GUIDO; D. HUARTE; H. KRÜGER; N. MACEIRA; J. MANCHADO; M. MANZONI; G. STUDDERT; A. SZCZESNY; G. TITO; L. VIGLIANCHINO; C. VILLAGRA. 2015. Coloquio sobre sustentabilidad. Hacia una agricultura sustentable situada en el territorio. INTA. (Disponible: <http://inta.gov.ar/documentos/coloquio-sobre-sustentabilidad> verificado: mayo 2017).

LEWCZUK, N.; G. POSSE; K. RICHTER; A. ACHKAR. 2017. CO₂ and N₂O flux balance on soybean fields during growth and fallow periods in the Argentine Pampas: A study case. *Soil and Tillage Research* 169: 65–70.

- LOBELL, D.; W. SCHLENKER; J. COSTA-ROBERTS. 2011. Climate trends and global crop production since 1980. *Science* 333: 616-620.
- LOBELL, D.; G. HAMMER; G. MCLEAN; C. MESSINA; M. ROBERTS; W. SCHLENKER. 2013. The critical role of extreme heat for maize production in the United States. *Nature Climate Change* 3:497-501.
- LOOMIS, R.; D. CONNOR. 1992. *Crop Ecology. Productivity and management in agricultural systems*. Cambridge University Press. Nueva York. EE. UU. p. 538.
- LUDLOW, M.; R. MUCHOW. 1990. A critical evaluation of traits for improving crop yields in water-limited environments. *Adv. Agron.* 43: 107-153.
- MACEIRA, N.; J. ELVERDÍN; S. GUIDO. 2015. Ordenamiento Territorial, Servicios Ecosistémicos y Observatorios Ambientales. En Leonardi (ed.). *Hacia una agricultura sustentable situada en el territorio*. INTA. (Disponible: <http://inta.gob.ar/documentos/coloquio-sobre-sustentabilidad> verificado: mayo, 2017).
- MAGRIN, G. 2007. Pronóstico de cambio climático en la región pampeana y extrapampeana. Seminario Taller: Estrategias de mejoramiento frente a nuevas demandas del sistema productivo en cereales y oleaginosas. INTA. Buenos Aires, 30 y 31 de mayo.
- MAGYP. 2013. Pautas sobre aplicaciones de productos fitosanitarios en áreas periurbanas. Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca. p. 34. (Disponible: <http://www.manualfitosanitario.com/InfoNews> verificado: septiembre 2017).
- MALUSÁ, E.; L. SAS-PASZT; J. CIESIELSKA. 2012. Technologies for beneficial microorganisms inocula used as biofertilizers. *The Scientific World Journal*. (Disponible: <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC3324119/pdf/TSWJ2012-491206.pdf> verificado: mayo, 2017).
- MANUEL-NAVARRETE, D.; G. GALLOPÍN. 2007. Integración de políticas, sostenibilidad y agriculturización en la pampa argentina y áreas extrapampeanas. CEPAL. Serie Seminarios y conferencias n.º 50. Naciones Unidas. Santiago de Chile. pp. 1-34.
- MANUEL-NAVARRETE, D.; G. GALLOPIN; M. BLANCO; M. DIAZ-ZORITA; D. FERRARO; H. HERZER; P. LATERRA; M. MURMIS; G. PODESTA; J. RABINOVICH; E. SATORRE; F. TORRES; E. VIGLIZZO. 2009. Multi-causal and integrated assessment of sustainability: the case of agriculturization in the Argentine Pampas. *Environment, Development and Sustainability* 11: 621-638.
- MARTRE, P.; N. BERTIN; C. SALON; M. GÉNARD. 2011. Modelling the size and composition of fruit, grain and seed by process-based simulation models. *New Phytologist* 191:601-618.
- MASTRANGELO, M.; M. GAVIN. 2012. Trade Offs between Cattle Production and Bird Conservation in an Agricultural Frontier of the Gran Chaco of Argentina. *Conservation Biology* 26: 1040-1051.
- MASTRANGELO, M.; M. GAVIN. 2014. Impacts of agricultural intensification on avian richness at multiple scales in Dry Chaco forests. *Biological conservation* 179: 63-71.

MASTRANGELO, M.; P. LATERRA. 2015. From biophysical to social-ecological trade-offs: integrating biodiversity conservation and agricultural production in the Argentine Dry Chaco. *Ecology and Society* 20(1): 20.

MASTRANGELO, M.; F. WEYLAND; S. VILLARINO; P. BARRAL; L. NAHUELHUAL; P. LATERRA. 2013. Concepts and methods for landscape multifunctionality and a unifying framework based on ecosystem services. *Landsc. Ecol.* 29: 345-358. doi:10.1007/s10980-013-9959-9

MAYDS. 2017. Inventario de Gases de Efecto Invernadero de Argentina.

MC DONALD, G.; G. GILL. 2009. Improving crop competitiveness with weeds: adaptations and trade offs. Capítulo 18 en: V. Sadras y D. Claderini (ed.). *Crop Physiology. Applications for genetic Improvement and agronomy*. Academic Press. Elsevier. Ámsterdam. p. 581.

MEADOWS, D.; J. RANDERS; D. MEADOWS. 2012. Los límites del crecimiento. *Tauros*. Buenos Aires. p. 424.

MELAJ, M.; H. ECHEVERRÍA; S. LÓPEZ; G. STUDDERT; F. ANDRADE; N. BÁRBARO. 2003. Timing of nitrogen fertilization in wheat under conventional and no-tillage system. *Ag. Journal* 95:1525-1531.

MESNAGE, R.; N. DEFARGE; J. SPIROUX DE VENDÔMOIS; G. SÉRALINI. 2015. Review. Potential toxic effects of glyphosate and its commercial formulations below regulatory limits. *Food and Chemical Toxicology* 84: 133-153.

MINASNY, B.; B. MALONE; A. MCBRATNEY; D. ANGERS; D. ARROUAYS; A. CHAMBERS; V. CHAPLOT; Z. CHEN; K. CHENG; B. DAS; D. FIELD; A. GIMONA; C. HEDLEY; S. HONG; B. MANDAL; B. MARCHANT; M. MARTIN; B. MCCONKEY; V. MULDER; S. O'ROURKE; A. RICHER-DE-FORGES; I. ODEH; J. PADARIAN; K. PAUSTIAN; G. PAN; L. POGGIO; I. SAVIN; V. STOLBOVOY; U. STOCKMANN; Y. SULAEMAN; C. TSUI; T. VÅGEN; B. VAN WESEMAEL; L. WINOWIECKI. 2017. Soil carbon 4 per mille. *Geoderma* 292: 59-86.

MMADSN. 2015. 3.a comunicación Nacional sobre cambio climático. Informes Finales Componente Aprovechamiento del Potencial Nacional para la Mitigación del Cambio Climático. Ministerio de medio ambiente y desarrollo sustentable de la nación. (Disponible: <http://ambiente.gov.ar/wp-content/uploads/2>. Inventario verificado: agosto 2017).

MOLDEN, D. 2007. Water for food, Water for life: A Comprehensive Assessment of Water Management in Agriculture. Earthscan/IWMI.

MONZON, J.P.; J. MERCAU; J. ANDRADE; A. CERRUDO; O. CAVIGLIA; A. CIRILO; C. VEGA; F. ANDRADE; P. CALVIÑO. 2014. Maize-soybean intensification alternatives for the Pampas of Argentina. *Field Crops Res.* 162: 48-59.

MONZÓN, J.; P. CALVINO; J. ZUBIAURRE; F. ANDRADE. 2017. Crop physiology based zone management supports two decades of steady improvement in yield and profit. A case study in Argentina. Enviado a evaluación.

MORÁBITO, J.; M. BOS; S. VOS; R. BROUWER. 1998. The quality of service provided by the Irrigation department to the users associations, Tunuya System. Mendoza, Argentina. *Irrigation and Drainage Systems* 12:49-65.

MORIN E. 2011. La voie. Pour l'avenir de l'humanite, Fayard, Francia.

- MOSIER, A.; C. KROEZE; C. NEVISON; O. OENEMA; S. SEITZINGER; O. VAN CLEEMPUT. 1998. Closing the global N₂O budget: nitrous oxide emissions through the agricultural nitrogen cycle. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 52: 225-248.
- MURGIDA, A.; M. TRAVASSO; S. GONZALEZ; G. RODRIGUEZ. 2014. Evaluación de impactos del cambio climático sobre la producción agrícola en la Argentina. CEPAL - Serie Medio Ambiente y Desarrollo N.º 155.
- MURRAY D. Y P. TAYLOR. 2007. Pesticide reduction: Strategies. In Pimentel, D. Ed. *Encyclopedia of Pest Management* Vol. II. CRC Press.
- NAGORE, M.; L. ECHARTE; A. DELLA MAGGIORA; F. ANDRADE. 2010. Rendimiento, consumo y eficiencia de uso del agua del cultivo de maíz bajo estrés hídrico. IX Congreso Nacional de Maíz, Simposio Nacional de Sorgo. 17 al 19 de noviembre de 2010, Rosario, Santa Fe, Argentina.
- NAKAMATSU, V.; J. GAITÁN; G. BONVISSUTTO. 2015. Degradación de Pastizales y Desertificación en la Patagonia Argentina. En: R. Casas (ed.). *Degradación de Tierras en la República Argentina*. Tomo I: 519-536.
- NEIFF, N.; S. TRACHSEL; O. VALENTINUZ; C. BALBI; F. ANDRADE. 2016. High temperatures around flowering in maize: effects on photosynthesis and grain yield in three genotypes. *Crop Sci* 56:1-11.
- NIGGLI, U.; A. SLABE; O. SCHMID; N. HALBERG; M. SCHLÜTER. 2008. Vision for an Organic Food and Farming Research Agenda to 2025. Disponible: www.ifoam-eu.org Mayo, 2017.
- NOGUÉS, J. 2015. Barreras Sobre las Exportaciones Agropecuarias: Impactos Económicos y Sociales de su Eliminación. Documentos de trabajo Banco Mundial, Buenos Aires, Argentina.
- OERKE, E. 2006. Crop losses to pests. *Journal of Agricultural Science* 144: 31-43.
- OLGUIN, A. 2016. Evaluación Integral del Método de Riego por Goteo en Vid (*Vitis Vinifera* L.) en la Zona Este y Norte del Oasis de Tulum, San Juan Argentina. Tesis Maestría de Riego y Drenaje. Fac. Ciencias Agrarias, Univ. Cuyo, Mendoza.
- OPPENHEIMER, A. 2014. Crear o morir. La esperanza de latinoamérica y las cinco claves de la innovación. *Vintage Español*. p. 315.
- ORUE, M.; G. BOOMAN; L. PEDRO. 2011. Uso de la tierra, configuración del paisaje y el filtrado de sedimentos y nutrientes por humedales y vegetación ribereña, en: P. Laterra; E.G. Jobbagy; J.M. Paruelo (ed.). *Valoración de Servicios Ecosistémicos: Conceptos, Herramientas Y Aplicaciones Para El Ordenamiento Territorial*. INTA. pp. 237-264.
- OTEGUI, M.; F. ANDRADE. 2000. New relationships between light interception, ear growth and kernel set in maize. En: M. Westgate; K. Boote, (ed.). *Physiology and modeling kernel set in maize*. Crop Science Society of America special publication N.º 29. pp. 89-102.
- PAGANI, A. 2015. Manejo sitio-específico de nutrientes. En: H.E. Echeverría; F.O. García (ed.). *Fertilidad de Suelos y Fertilización de Cultivos*. Editorial INTA, Buenos Aires, Argentina. pp. 839-870.
- PARUELO, J.; M. TEXEIRA; L. STAIANO; M. MASTRÁNGELO; L. AMDAN;

F. GALLEGO. 2016. An integrative index of Ecosystem Services provision based on remotely sensed data. *Ecological Indicators* 71: 145-154.

PASSIOURA, J. 2012. Phenotyping for drought tolerance in grain crops: when is it useful to breeders? *Functional Plant Biology* 39: 851-859.

PEREIRA, L.; T. OWEISS; A. ZAIRI. 2002. Irrigation management under water scarcity. *Agricultural Water Management* 57: 175-206.

PEREIRA L. 2010. El Riego y sus Tecnologías. CREA-UCLM Centro Regional de Estudios del Agua. Albacete, España. pp. 117-127. (Disponible: www.crea.uclm.es verificado: agosto 2017).

PESHIN R., R. BANDRAL, W. ZHANG, L. WILSON Y A. DHAWAN. 2009. Integrated Pest Management: A Global Overview of History, Programs and Adoption. R. Peshin, A.K. Dhawan (eds.), *Integrated Pest Management: Volume 1: Innovation-Development Process (Vol. 1)*. Springer Science and Business Media.

PETIT, J.; J. JOUZEL; D. RAYNAUD; N. BARKOV; J. BARNOLA; I. BASILE; M. BENDER; J. CHAPPELLAZ; M. DAVIS; G. DELAYGUE; M. DELMOTTE; V. KOTLYAKOV; M. LEGRAND; V. LIPENKOV; C. LORIUS; L. PEPIN; C. RITZ; E. SALTZMAN; M. STIEVENARD. 1999. Climate and atmospheric history of the past 420,000 years from the Vostok ice core, Antarctica. *Nature* 399:429-436.

PEYRAUD, J.; M. TABOADA; L. DELABY. 2014. Integrated crop and livestock systems in Western Europe and South America: A review. *European Journal of Agronomy* 57: 31-42.

PHALAN, B.; M. ONIAL; A. BALMFORD; R. GREEN. 2011. Reconciling Food Production and Biodiversity Conservation: Land Sharing and Land Sparing Compared. *Science* 333: 1289-1291.

PIETROBÓN, M. 2012. Densidad de plantas en el cultivo de maíz y su efecto sobre la eficiencia de uso de nitrógeno. Tesis MSc. Facultad de Ciencias Agrarias UNMP.

PIMENTEL D. Y R. PESHIN. 2014. Integrated pest management: pesticide problems (Vol. 3). Springer Science and Business Media.

PINARES-PATIÑO, C.; J. GERE; K. WILLIAMS; R. GRATTON; P. JULIARENA; P.G. MOLANO; S. MACLEAN; E. SANDOVAL; J. KOOLAARD. 2012. Extending the collection duration of breath samples for enteric methane emission estimation using the SF6 tracer technique. *Animals* 2: 275-287.

PIÑEIRO, G.; P. PINTO; S. ARANA; J. SAWCHIK; J. DIAZ; F. GUTIERREZ; R. ZARZA. 2014. Cultivos de servicio. Integrando la ecología con la producción agrícola. Actas XXVI Reunión argentina de Ecología. Comodoro Rivadavia; Argentina.

PITMAN, A.; G. NARISMA; R. PIELKE; R. HOLBROOK. 2004. Impact of land cover change on the climate of Southwest Western Australia. *J. Geophys. Res. Atmos.* 109 D18.

PITTELKOW, C.; B. LINQUIST; M. LUNDY; X. LIANG; K. VAN GROENINGEN; J. LEE; N. VAN GESTEL; J. SIX; R. VENTEREA; C. VAN KESSEL. 2015. When does no-till yield more? A global meta-analysis. *Field Crops Res.* 183:156-168.

- PONTAROLI, A. 2012. How can we foster crop improvement? *Journal of Basic and Applied Genetics* 23: 4-6.
- PORDOMINGO, A. 2003. Gestión ambiental en el feedlot. Guía de buenas prácticas. Programa Nacional de Gestión Ambiental del INTA. INTA Anguil, La Pampa, Argentina. p. 99.
- PORR, U.; V. BROVKIN; M. CLAUSEN. 2012. The influence of vegetation dynamics on anthropogenic climate change. *Earth Systems Dynamics* 3: 233-243.
- POSSE, G; N. LEWCZUK; K. RICHTER; P. CRISTIANO. 2016. Carbon and water vapor balance in a subtropical pine plantation. *Forest* 9: 736-742.
- POSTEL, S. 1998. Water for Food Production: Will There Be Enough in 2025? *BioScience* 48: 629-637.
- POSTGATE, J. 1998. Nitrogen Fixation, 3rd Edition. Cambridge University Press, Cambridge, Reino Unido.
- POWER, A. 2010. Ecosystem services and agriculture: tradeoffs and synergies. *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.* 365: 2959-2971.
- PRIANO, M.; V. FUSÉ; J. GERE; A. BERKOVIC; K. WILLIAMS; S. GUZMÁN; R. GRATTON; M. JULIARENA. 2014. Strong differences in the CH₄ emission from feces of grazing steers submitted to different feeding schedules. *Animal Feed Science and Technology* 194: 145-150.
- PRIETO, D. 2006. Modernization and evolution of irrigation practices in the Rio Dulce Irrigation System, Santiago del Estero, Argentina. Una tarea de todos. Tesis Doctoral, Universidad de Wageningen, Holanda.
- PRIETO, D.; R. SANCHEZ; R. MARTINEZ. 2015. Las áreas de riego y el deterioro de los Suelos. En: R. Casas (ed.). *El Deterioro de los Suelos en Argentina*. R. Fundación para la Ciencia, la Educación y la Cultura (FECIC). Buenos Aires, Argentina.
- RAIMONDI, P.; C. CREUS; S. FEINGOLD; E. CAMADRO. 2002. Las plantas transgénicas. ¿Constituyen un riesgo para el ambiente? *Nexos* 15:15-20.
- RAMILO, D.; G. PRIVIDERA. 2013. *La Agricultura Familiar en la Argentina*. Diferentes abordajes para su estudio. Ediciones INTA.
- RAMPOLDI, E.; M. BOCCARDO; C. ALVAREA; E. MARTELLOTTO; A. SALINAS; E. LOVERA; J. GIUBERGIA; V. BUSTOS. 2010. Calidad de las aguas subterráneas utilizadas para riego suplementario en la Provincia de Córdoba. INTA Manfredi. p. 20.
- RASKIN, P.; T. BANURI; G. GALLOPIN; P. GUTMAN; A. HAMMOND; R. KATES; R. SWART. 2002. Great Transition. The Promise and Lure of the Times Ahead. A report of the Global Scenario Group. Stockholm Environment Institute, Boston.
- REARTE, D.; A. PORDOMINGO. 2014. The relevance of methane emissions from beef production and the challenges of the Argentinean beef production platform. *Meat Science* 98: 355-360.
- RESTOVICH, S.; A. ANDRIULO; C. AMÉNDOLA. 2011. Introducción de cultivos de cobertura en la rotación soja-maíz: efecto sobre algunas propiedades del suelo. *Ciencia del Suelo* 29: 61-73.

REUSSI CALVO, N.; H. SAINZ ROZAS; H. ECHEVERRÍA; N. DIOVISALVI. 2015. Using canopy indices to quantify the economic optimum nitrogen rate in springwheat. *Agron. J.* 107: 459–465.

ROBERTSON, G. 2014. Soil greenhouse gas emissions and their mitigation. *Encyclopedia of Agriculture and Food Systems* 5: 185–196.

ROBLES, M.; A. CERRUDO; J. DI MATTEO; P. BARBIERI; R. RIZZALLI; F. ANDRADE. 2011. Nitrogen use efficiency of maize hybrids released in different decades. *ASA Congress*. San Antonio, Texas, EE. UU.

ROCKSTRÖM, J.; W. STEFFEN; K. NOONE; Å. PERSSON; F. STUART CHAPIN; E. LAMBIN; T. LENTON; M. SCHEFFER; C. FOLKE; H. SCHELLNHUBER; B. NYKVIST; C. DE WIT; T. HUGHES; S. VAN DER LEEUW; H. RODHE; S. SÖRLIN; P. SNYDER, R. COSTANZA; U. SVEDIN; M. FALKENMARK; L. KARLBERG; R. CORELLI; V. FABRY; J. HANSEN; B. WALKER; D. LIVERMAN; K. RICHARDSON; P. CRUTZEN; J. FOLEY. 2009a. A safe operating space for humanity. *Nature* 461: 472–475.

ROCKSTRÖM, J.; M. FALKENMARK; L. KARLBERG; H. HOFF; S. ROST; D. GERTEN. 2009b. Future water availability for global food production: The potential of green water for increasing resilience to global change. *Water resources research* 45. doi: 10.1029/2007WR006767

RODRÍGUEZ, J.; T. BEARD; E. BENNETT; G. CUMMING; S. CORK; J. AGARD; A. DOBSON; G. PETERSON. 2006. Trade-offs across Space, Time, and Ecosystem Services. *Ecol. Soc.* 11.

RONCO, A.; D. MARINO; M. ABELANDO; P. ALMADA; C. APARTIN. 2016. Water quality of the main tributaries of the Paraná Basin: glyphosate and AMPA in surface water and bottom sediments. *Environmental Monitoring and Assessment* 188: 458. doi:10.1007/s10661-016-5467-0

ROSEGRANT, M.; J. KOO; N. CENACCHI; C. RINGLER; R. ROBERTSON; M. FISHER; C. COX; K. GARRETT; N. PEREZ; P. SABBAGH. 2014. Food security in a world of natural resource scarcity. The role of agricultural technologies. *International Food Policy Research Institute*. Washington, DC.

ROST, S.; D. GERTEN; H. HOFF; W. LUCHT; M. FALKENMARK; J. ROCKSTROM. 2009. Global potential to increase cropproduction through water management inrainfed agriculture. *Environ. Res. Lett.* 4 044002, p. 9. doi:10.1088/1748-9326/4/4/044002

ROSTAGNO, C.; G. DEGORGUE. 2011. Desert pavements as indicators of soil erosion on aridic soils in north-east Patagonia (Argentina). *Geomorphology* 134: 224–231.

ROTHWELL, R.; W. ZEGVELD. 1985. *Reindustrialization and Technology*. New York: M.E. Sharpe, Inc.

RUSSELL, W. 1986. Contribution of breeding to maize improvement in the United States, 1920s–1980s. *Iowa State Journal of Research* 61: 5–34.

SADRAS, V. 2002. Plagas y cultivos. Una perspectiva fitocéntrica. Capítulo 12, en: F. Andrade; V. Sadras (ed.). *Bases para el manejo del maíz, el girasol y la soja*. Unidad Integrada INTA Balcarce FCA UNMP. p. 450.

SADRAS, V.; K. CASSMAN; P. GRASSINI; A. HALL; W. BASTGIAANSEN; A. LABORTE; A. MILNE; A. SILESHE; P. STEDUTO. 2015. Yield gap

analysis of field crops: Method and case studies. FAO Water Reports N.º 41. FAO, Roma, Italia.

SAHRAWAT, K.; A. KASSAM. 2013. Conservation agriculture: Global prospects and challenges. CABI, Wallingford Oxfordshire OX10 8DE, Reino Unido.

SAINI, R. 2014. Pest and pesticide management. Challenges and future prospects. P 1-11. En K. Saini; G. Yadav; B. Kumari (ed.). Novel approaches in pest and pesticide management in agroecosystem. CCS Haryana Agricultural University. Hisar. India.

SAINZ ROZAS, H.; H. ECHEVERRÍA; F. ANDRADE; G.A. STUDDERT. 1997. Efecto del inhibidor de la ureasa y momento de fertilización sobre la absorción de nitrógeno y rendimiento del cultivo de maíz bajo siembra directa. Rev. Fac. Agron. La Plata. 102: 129-136.

SAINZ ROZAS, H.; P. CALVIÑO; H. ECHEVERRÍA; P. BARBIERI; M. REDO-LATTI. 2008. Contribution of Anaerobically Mineralized Nitrogen to the Reliability of Planting or Presidedress Soil Nitrogen Test in Maize. Agron J. 100: 1020-1025.

SAINZ ROZAS, H.; H. ECHEVERRÍA; H. ANGELINI. 2011. Niveles de materia orgánica y de pH en suelos agrícolas de la región pampeana y extra-pampeana Argentina. Ciencia del Suelo 29: 29-37.

SAINZ ROZAS, H.; M. PURICELLI; M. EYHERABIDE; P. BARBIERI; H. ECHEVERRÍA; N. REUSSI CALVO; J. MARTÍNEZ. 2015. Available zinc levels in soils of Argentina. Internacional Journal of Agronomy and Agricultural Research 7: 59-71.

SALAZAR, A.; G. BALDI; M. HIROTA; J. SYKTUS; C. MCALPINE. 2015. Land use and land cover change impacts on the regional climate of non-Amazonian South America: A review. Global and Planetary Change 128: 113-119.

SÁNCHEZ, E. 2011. Documento del Programa Nacional Frutales. (Disponible: <http://inta.gob.ar/documentos/documento-base-del-programa-nacional-frutales> verificado: agosto 2017).

SANCHEZ, R.; L. DUNEL; GUERRA; M. SCHERGER. 2016. Evaluación de las áreas bajo riego afectadas or salinidad y/o sodicidad en Argentina. Ediciones INTA. (Disponible: http://inta.gob.ar/sites/default/files/inta_h_ascasubi-estimacion-areas-salinas-argentina_2016.pdf verificado: agosto 2017).

SARANDÓN, S.; C. FLORES. 2014. La Agroecología: un paradigma emergente para el logro de un Desarrollo Rural Sustentable. En: V. Hernández; F. Goulet; D. Magda; N. Girard (ed.). La Agroecología en Argentina y en Francia. Miradas cruzadas. INTA Ediciones. Buenos Aires, Argentina. pp. 53-70.

SASAL, M.C.; A. ANDRIULO; M. TABOADA. 2006. Soil porosity characteristics on water dynamics under direct drilling in Arguidolls of the Argentinean Rolling Pampas. Soil and Tillage Research 87: 9-18.

SASAL, M.C.; H. BOIZARD; A. ANDRIULO; M. WILSON; J. LEONARD. 2016. Platy structure development under non-tillage in the northern

humid Pampas of Argentina and its impacts on runoff. *Soil and Tillage Research* (en prensa).

SATORRE, E. 2004. Marco conceptual de la sostenibilidad. Seminario: Sustentabilidad de la producción agrícola. JICA-INTA. Bs. As.

SATORRE, E. 2015. Los sistemas de producción agrícola y el problema de malezas. Oportunidades y limitaciones para su manejo integrado. Actas XXII Congreso Latinoamericano de Malezas. 9 y 10 de septiembre. ALAM, ASACIM. Buenos Aires, Argentina. pp. 20-22.

SATORRE, E.; R. BENECH ARNOLD; G. SLAFER; E. DE LA FUENTE; D. MIRALLES; M. OTEGUI; R. SAVIN. 2003. Producción de granos. Bases funcionales para su manejo. Editorial Facultad de Agronomía. Universidad Nacional de Buenos Aires. p. 783.

SATORRE, E.; F. MENÉNDEZ; G. TINGHITELLA. 2005. El modelo Triguero: Recomendaciones de fertilización nitrogenada en trigo. Simposio "Fertilidad 2005: Nutrición, Producción y Ambiente". Rosario, 27-28 Abril. INPOFOS Cono Sur-Fertilizar A.C. pp. 3-11.

SATORRE, E.; J. MICHELOUD; J. BELLIGOI; J. CAVASASSI. 2006. MAICERO: Nuevos Criterios para el Diagnóstico y Manejo de la Fertilización del Cultivo de Maíz en Argentina. Convenio AACREA y PROFERTIL S.A., software de aplicación agronómica.

SBARBATI NUDELMAN, N. 2011. Uso Sustentable de Agroquímicos. Debates a nivel nacional e internacional. *Anales de la Academia Nacional de Agronomía y Veterinaria*. Tomo LXV: 471-482.

SCHEIRELING, S.; D. TREGUER. 2016. Enhancing Water Productivity in Irrigated Agriculture in the Face of Water Scarcity. *Choices* 31: 1-10.

SCHERR, S. 1999. Soil Degradation. A Threat to Developing-Country Food Security by 2020? *International Food Policy Research Institute. 2020 Vision. Food, Agriculture, and the Environment. Discussion Paper 27*. p. 63.

SCHILARDI C. 2010. Desempeño del riego de superficie en el área de regadío de la Cuenca del Río Tunuyán Superior, Mendoza, Argentina. Tesis Maestría de Riego y Drenaje. Fac. Ciencias Agrarias, Univ. Cuyo, Mendoza.

SCHROEDER, J.; E. DELHAIZE; W. FROMMER; M. GUERINOT; M. HARRISON; L. HERRERA-ESTRELLA; T. HORIE; L. KOCHIAN; R. MUNNS; N. NISHIZAWA; Y. TSAY; D. SANDERS. 2013. Using membrane transporters to improve crops for sustainable food production. *Nature* 497: 60-66.

SCIAN, B.; J. LABRAGA; W. REIMERS; O. FRUMENTO. 2006. Characteristics of large-scale atmospheric circulation related to extreme monthly rainfall anomalies in the Pampa Region, Argentina, under non-ENSO conditions. *Theor. Appl. Climatol.* 85: 89. doi:10.1007/s00704-005-0182-8

SEKHOM, B. 2014. Nanotechnology in agri-food production: an overview. *Nanotechnol Sci Appl.* 7: 31-53.

SENASA, 2014. Guía de buenas prácticas agrícolas. (Disponible: www.senasa.gov.pe/wp-content/uploads/2014/12/01-Guia-de-Buenas-Practicas-Agricolas.pdf verificado: agosto 2017).

- SHARMA, H.; K. SHARMA; J. CROUCH. 2004. Genetic transformation of crops for insect resistance: Potential and limitations. *Crit. Rev. Plant Sci.* 23, 47-72.
- SHARPLEY, A.; H. JARVIE; A. BUDA; L. MAY; B. SPEARS; P. KLEINMAN. 2013. Phosphorus legacy: overcoming the effects of past management practices to mitigate future water quality impairment. *Journal of Environmental Quality* 42: 1308-1326.
- SHIKLOMANOV, I. 2000. Appraisal and Assessment of World Water Resources. *Water International* 25: 11-32.
- SIMS, J.; R. SIMARD; B. JOERN. 1998. Phosphorus loss in agricultural drainage: Historical perspective and current research. *Journal of Environmental Quality* 27: 277-293.
- SINCLAIR, T.; L. PURCELL. 2005. Is a physiological perspective relevant in a 'genocentric' age? *J. Exp. Bot.* 56: 2777-2782.
- SMITH, P. 2013. Delivering Food Security without Increasing Pressure on Land. *Global Food Security* 2: 18-23.
- STAFFORD, J. 2005. Precision agriculture. Wageningen Academic Publishers, Wageningen, The Netherlands. p. 1005.
- STEINBACH, H.; R. ALVAREZ, R. 2006. Changes in soil organic carbon contents and nitrous oxide emissions after introduction of no-till in Pampean agroecosystem. *Journal of Environmental Quality* 35: 3-13.
- STEWART, W.; D. DIBB; A. JOHNSTON; T. SMYTH. 2005. The contribution of commercial fertilizer nutrients to food production. *Agron. J.* 97: 1-6.
- STUDDERT, G.; H. ECHEVERRÍA; E. CASANOVAS. 1997. Crop-pasture rotation for sustaining the quality and productivity of a Typic Argiudoll. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 61:1466-1472.
- STUDDERT, G.; H. ECHEVERRÍA. 2000. Crop rotations and nitrogen fertilization to manage soil organic carbón dynamics. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64:1496-1503.
- STUDDERT, G.; H. ECHEVERRÍA. 2002. Soja, girasol y maíz en los sistemas de cultivos en el sudeste bonaerense. Capítulo 14 en: F. Andrade; V. Sadras (ed.). Bases para el manejo del maíz el girasol y la soja. 2.a edición. INTA, FCA UNMP. p. 450.
- SUTTON, M.; A. BLEEKER; C. HOWARD; M. BEKUNDA; B. GRIZZETTI; W. DE VRIES; H. VAN GRINSVEN; Y. ABROL; T. ADHYA; G. BILLEN; E. DAVIDSON; A. DATTA; R. DIAZ; J. ERISMAN; X. LIU; O. OENEMA; C. PALM; N. RAGHURAM; S. REIS; R. SCHOLZ; T. SIMS; H. WESTHOEK; F. ZHANG. 2013. Our nutrient world. The challenge to produce more food and energy with less pollution. *Global Overview of Nutrient Management*. Centre for Ecology and Hydrology, Edinburgh on behalf of the Global Partnership on Nutrient Management and the International Nitrogen

Initiative.GPNM, UNEP, INI. (Disponible: www.unep.org verificado: mayo 2017).

TABOADA, M.; F. DAMIANO. 2017. Inundaciones y manejo de suelos en la Argentina. En: Inundaciones y manejo de cuencas. CADIA, Buenos Aires. (en prensa).

TARDIEU, F. 2012. Any trait or trait-related allele can confer drought tolerance: just design the right drought scenario. *J. Exp. Bot.* 63: 25-31.

TESTER, M.; P. LANGRIDGE. 2010. Breeding Technologies to increase crop production in a changing World. *Science* 327: 818-822.

TILMAN, D.; K. CASSMAN; P. MATSON; R. NAYLOR; S. POLASKY. 2002. Agricultural sustainability and intensive production practices. *Nature* 418: 671-677.

TITTONELL, P. 2013. Farming systems ecology. Towards ecological intensification of world agricultura. Wageningen University. p. 40.

TITTONELL, P. 2014. Ecological intensification of agriculture—sustainable by nature. *Current Opin Environ Sust* 8:53-61. doi: 10.1016/j.cosust.2014.08.006

TOLLENAAR, M.; E. LEE. 2002. Yield potential, yield stability and stress tolerance in maize. *Field Crops Res.* 75: 161-169.

TOMASELLO, M. 2010. ¿Por qué cooperamos? Katz Editores. Buenos Aires.

TOMASELLO, M.; M. CARPENTER; J. CALL; T. BEHNE; H. MOLL. 2005. Understanding and sharing intentions: the origin of cultural cognition. *Behavioral and Brain Sciences* 28: 675-691.

TORRES DUGGAN, M.; C. ALVAREZ; H. RIMSKI KORSAKOV. 2017. Evaluación de la calidad del agua y del suelo regado en forma complementaria en la región pampeana argentina. *IAH N.º 25*, 17-23.

TOWNSEND, A.; R. HOWARTH. 2010. Human acceleration of the global nitrogen cycle. *Scientific American* 302: 32-39.

TUGORE QUES, J. 2016. Los ganadores y perdedores de la globalización. Editorial RBA Barcelona. p. 142.

UN. 2017. Agenda de desarrollo sostenible de la Organización de las Naciones Unidas. Objetivos de desarrollo sostenible. Agenda 2030.

UNEP. 2013. United Nations Environment Programme. Global chemicals Outlook. Towards sound management of chemicals. UNEP, p. 245.

UNEP. 2014. Assessing global land use: balancing consumption with sustainable supply. A report of the Working Group on Land and Soils of the International Resource Panel. United Nations Environmental Programme. UNEP.

VANDENBYGAART, A. 2016. The myth that no-till can mitigate global climate change. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 216: 98–99.

VIGLIZZO, E. 2001. La trampa de Malthus. *Agricultura, competitividad y medio ambiente en el siglo XXI*. Eudeba. Universidad de Buenos Aires. p. 190.

VIGLIZZO, E.; F. FRANK. 2006. Land-use options for Del Plata Basin in South America: Tradeoffs analysis based on ecosystem service provision. *Ecological Economics* 57: 140-151.

VIGLIZZO, E.; F. FRANK; J. BERNARDOS; D. BUSCHIAZZO; S. CABO. 2006. A rapid method for assessing the environmental performance of commercial farms in the Pampas of Argentina. *Environmental Monitoring and Assessment* 117:109-134.

VIGLIZZO, E.; L. CARREÑO; H. PEREYRA; F. RICARD; J. CLATT; D. PINCÉN. 2010. Dinámica de la frontera agropecuaria y cambio tecnológico. En: E.F. Viglizzo; E. Jobbágy (ed.). *Expansión de la frontera agropecuaria en Argentina y su impacto ecológico-ambiental*. Ediciones INTA. Buenos Aires. p. 102.

VIGLIZZO, E.; F. FRANK; L. CARREÑO; E. JOBBAGY; H. PEREYRA; J. CLATT; D. PINCE; M. RICARD. 2011. Ecological and environmental footprint of 50 years of agricultural expansion in Argentina. *Global Change Biology* 17:959-973.

VILLAMIL, M.; N. AMIOTTI; N. PEINEMANN. 2001. Soil degradation related to overgrazing in the semi-arid southern caldenal area of Argentina. *Soil Science* 166: 441-452.

VILLARINO, S.; G. STUDDERT; P. BALDASSINI; M. CENDOYA; L. CIUFFOLI; M. MASTRÁNGELO; G. PIÑEIRO. 2016. Deforestation impacts on soil organic carbon stocks in the Semiarid Chaco Region, Argentina. *Science of The Total Environment* 575: 1056-1065.

VIOLINI, S. 2009. Evaluación del riesgo de mortandad de aves por el uso de pesticidas en el noreste de la provincia de La Pampa. Tesina, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de La Pampa.

VOLANTE, J.; D. ALCARAZ-SEGURA; M. MOSCIARO; E. VIGLIZZO; J. PARUELO. 2012. Ecosystem functional changes associated with land clearing in NW Argentina. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 154: 12-22.

WALLACE, J. 2000. Increasing agricultural water use efficiency to meet future food production. *Agric Ecosyst Environ* 82:105-119.

WALLACE, J.; P. GREGORY. 2002. Water resources and their use in food production systems. *Aquatic Sci.* 64:1–13.

WATSON, J.; F. CRICK. 1953. Molecular Structure of Nucleic Acids: A Structure for Deoxyribose Nucleic Acid. *Nature* 171: 737-738.

WHEELER, T.; J. VON BRAUN. 2013. Climate Change Impacts on Global Food Security. *Science* 341: 508-513.

WOLANSKY, M. 2011. Plaguicidas y salud humana. *Ciencia Hoy* 21: 23-29.

WOLLENWEBER, B.; J. PORTER; T. LUBBERSTEDT. 2005. Need for multidisciplinary research towards a second green revolution. *Current Opinion in Plant Biology* 8:337-341.

WRI. 2017. Water Stress by Country 2040. (Disponible: <http://www.wri.org/blog/2015/08/ranking-world%E2%80%99s-most-water-stressed-countries-2040> verificado: mayo 2017).

WRIGHT, A.; F. HONS. 2005. Soil carbon and nitrogen storage in aggregates from different tillage and crop regimes. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 69: 141-147.

WWAP. 2016. United Nations World Water Assessment Programme. The United Nations World Water Development Report: Water and Jobs. UNESCO, París, Francia.

WWDR. 2003. World Water Development Report. United Nations.

ZACCAGNINI, M.E. 2006. ¿Por qué monitoreo ecotoxicológico de diversidad de aves en sistemas productivos? En: D. Larrea (ed.). INTA Expone 2004, Conferencias presentadas en el Auditorio Ing. Agr. Guillermo Covas. Volumen III. Ediciones INTA. pp. 69-89.

ZAMUNER, E.; J. LLOVERAS; H. ECHEVERRÍA. 2015. Métodos agronómicos y ambientales de determinación de fósforo en Arjudoles del sudeste bonaerense. *Ciencia del Suelo* 33: 55-63.



La agricultura tiene una importancia estratégica en la economía argentina y la creciente demanda de productos agropecuarios constituye una gran oportunidad para el desarrollo equitativo de los territorios del país a través de la producción primaria y, principalmente, del agregado de valor y de la agroindustria.

Los grandes beneficios producidos por la intensificación y expansión de la agricultura argentina en las últimas décadas estuvieron asociados con significativos impactos sobre el ambiente.

El presente trabajo se focaliza en generar conciencia acerca de la necesidad de romper esta asociación, planificando los agroecosistemas de manera tal de satisfacer las futuras demandas de productos de la agricultura y reducir paralelamente el impacto ambiental de la actividad, asegurando la provisión de servicios ecosistémicos y beneficios esenciales para la sociedad.

En este escrito se presenta, en primer lugar, la evolución de la agricultura argentina y su potencial para satisfacer requerimientos crecientes de productos agropecuarios. Seguidamente, se discute información acerca de los efectos de dicha actividad sobre el ambiente. Posteriormente, se analizan tecnologías de procesos y de conocimientos que permitan satisfacer futuras demandas, alcanzar una mayor productividad o eficiencia de uso de recursos e insumos y reducir el impacto ambiental. Finalmente, se remarca el rol que tienen nuestras capacidades inherentes de innovación y colaboración para alcanzar los objetivos mencionados.



Ministerio de Agroindustria
Presidencia de la Nación

