

Capítulo 14

El maíz y la intensificación sostenible

Octavio Caviglia

Roberto Rizzalli

Fernando Andrade

14. El maíz y la intensificación sostenible

Octavio Caviglia, Roberto Rizzalli y Fernando Andrade

14.1. Introducción

En la Argentina, desde la introducción del ganado bovino y de la agricultura extensiva hace unos pocos siglos atrás, la mayoría de los ecosistemas naturales de la región pampeana han experimentado una transición hacia agroecosistemas cada vez más simplificados (Figura 14.1).

Dicha simplificación se aceleró en los últimos 30 años, donde muchos de los hasta entonces sistemas mixtos predominantes de la región pampeana fueron convertidos en sistemas agrícolas, con un aumento progresivo de la frecuencia del cultivo de soja. Este cultivo incorporó, a mediados de la década de 1990, la tolerancia al glifosato, lo que permitió un manejo muy simplificado del control de malezas y la adopción masiva de la siembra directa. Estas prácticas redujeron la necesidad de labores mecánicas mejorando la conservación del suelo y del agua cuando fue acompañada con un adecuado manejo de suelos y cultivos.

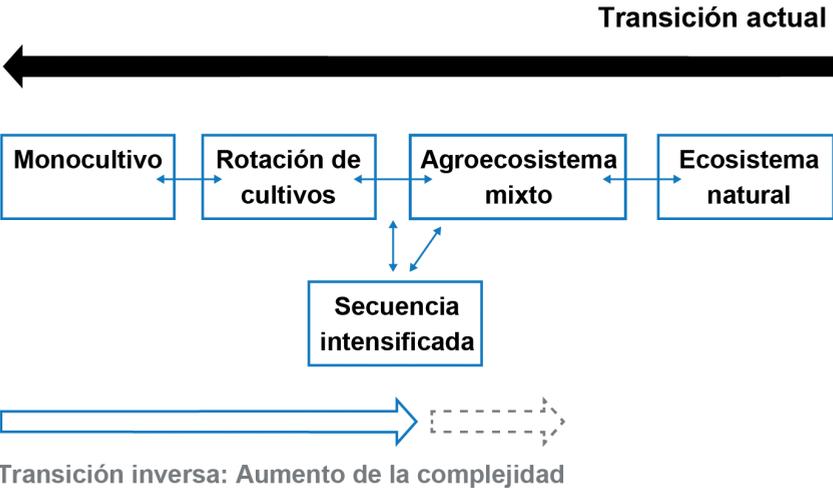


Figura 14.1: Transiciones entre sistemas agroproductivos en la Región Pampeana de Argentina sobre las que se basan la mayor parte de las propuestas de sistemas alternativos al vigente.

Por otro lado, esas secuencias de cultivo simplificadas incluyen una proporción de cereales cercana al 35-40% en total y casi el 20% de cereales de invierno (ReTAA, 2021a), los que reciben una muy baja reposición vía fertilizantes de los nutrientes que se exportan en los granos fuera del sistema (ReTAA, 2021b).

Una combinación de factores a nivel local han llevado a una adopción predominante de estas secuencias agrícolas en la región pampeana, entre las que pueden mencionarse la alta proporción de la producción sobre tierras alquiladas (INDEC, 2021), la corta duración de los contratos de alquiler, la relativa simplicidad en el manejo del control de adversidades del sistema hasta la aparición de resistencia a los herbicidas en numerosas malezas, la plasticidad y estabilidad del cultivo de soja y, fundamentalmente, al bajo costo directo de producción (Videla Mensegue et al., 2022).

Condicionada por todos estos factores, sumados a las características de los suelos y del ambiente, la agricultura en la región pampeana ha adquirido una particular impronta si se la compara con otras regiones productoras de granos del mundo (Andrade et al., 2017; Jobbagy et al., 2021). Dicha impronta está caracterizada por un bajo uso de fertilizantes, un alto uso de herbicidas, altos gravámenes impositivos, destrucción de hábitats para la biodiversidad y alteraciones en el ciclo hidrológico (Jobbagy et al., 2021).

Si bien hay variaciones importantes entre zonas de la región pampeana, una representación esquemática de una secuencia promedio (Figura 14.2) permite valorar la magnitud de la productividad potencial del ambiente, dada por la oferta anual de lluvias y de radiación incidente, que se desperdicia en un sistema basado en cultivos estivales y dotados con un metabolismo C3 con baja eficiencia para transformar los pocos recursos capturados en granos (Caviglia y Andrade, 2010; Caviglia et al., 2013, Andrade et al., 2015). Esta ineficiencia de los actuales sistemas productivos no solo tiene consecuencias sobre la oportunidad de aprovechar los recursos para incrementar la productividad real sino que también conlleva a importantes consecuencias ambientales, ya que los recursos no aprovechados, en especial agua y nutrientes, suelen generar procesos de contaminación u degradación del suelo, agua y aire, los que muy frecuentemente son detectados fuera de los límites del área donde se lleva adelante el proceso productivo.

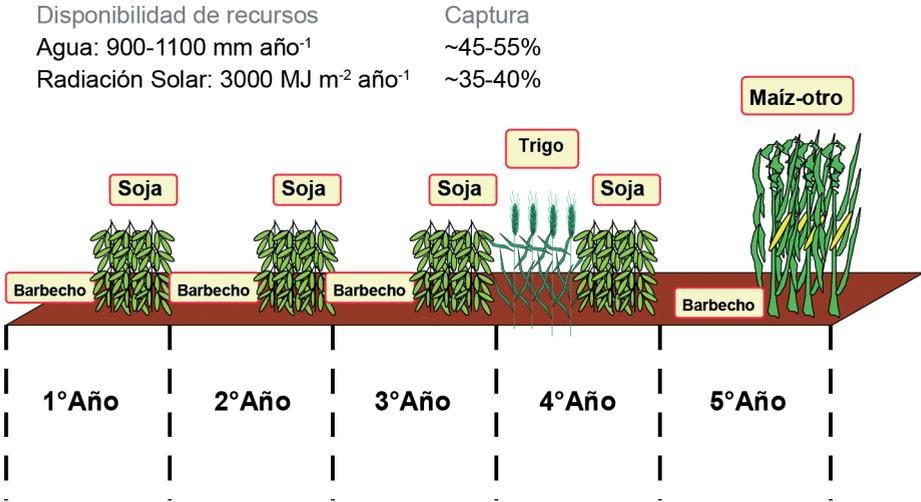


Figura 14.2: Representación esquemática de la secuencia de cultivos promedio de Argentina. Basada en datos la Bolsa de Cereales de Buenos Aires y adaptado de Caviglia y Andrade (2010).

En síntesis, la transición desde ecosistemas naturales hacia las actuales secuencias agrícolas con alto nivel de simplificación ha llevado a una pérdida gradual de servicios ecosistémicos que resultan en consecuencias productivas, económicas y ambientales que ponen en crisis la continuidad de los actuales sistemas de producción de granos.

El principal desafío de la agricultura argentina para los próximos años es desacoplar los incrementos de la producción requeridos para satisfacer las crecientes demandas de alimentos del impacto ambiental (Andrade, 2020). En respuesta a este desafío surgen numerosas propuestas de sistemas productivos alternativos, con diverso grado de basamento científico y/o de factibilidad de adopción. Aunque en general, las propuestas de sistemas productivos alternativos al actual se basan en transiciones inversas, i.e. en el retorno hacia ecosistemas naturales, la intensificación sostenible (Caviglia y Andrade, 2010) con base ecológica (Caviglia, 2020) incluye características de otras propuestas alternativas, considerando no solo aspectos productivos sino también conceptos derivados de la economía y de la ecología. Esta propuesta, que tiene al maíz como uno de sus principales protagonistas, no solo está basada en fuerte evidencia científica y en teorías avanzadas, sino que también tiene una alta factibilidad de adopción ya que surge de procesos de innovación en los que participan productores y asociaciones que los nuclea y otros importantes actores de la producción, tales como empresas de la industria semillera y de fertilizantes. En los últimos años se evidencia un progreso hacia la

intensificación sostenible de la agricultura extensiva a juzgar por una mayor diversidad de cultivos con mayor porcentaje de gramíneas en la rotación, un aumento de la participación del maíz en la superficie agrícola total, una intensificación de la secuencia de cultivos, una mayor frecuencia de cultivos de cobertura, un incremento de las prácticas de agricultura por ambiente y de precisión, un mayor manejo de cultivos con base ecofisiológica y ecológica, una mejor reposición de nutrientes, la digitalización del agro y la utilización de plaguicidas menos tóxicos y persistentes (Satorre y Andrade, 2020).

Los objetivos del presente capítulo son i) introducir los principales conceptos de intensificación sostenible, sus pilares y prácticas agronómicas, ii) describir los aportes a los pilares de la intensificación sostenible de las diversas maneras de inclusión del cultivo de maíz en el agroecosistema, iii) analizar las consecuencias de la inclusión de maíz en el agroecosistema sobre la provisión de servicios ecosistémicos.

14.2. Intensificación sostenible

14.2.1. Definición e interpretaciones

El significado del término “intensificación” está fuertemente asociado con la economía clásica, ya que indica un uso más intenso de los factores de producción, es decir, tierra, trabajo humano y capital (Mortimore y Tiffen, 1995). Más recientemente, se ha propuesto que las tecnologías, tanto las duras como las basadas en conocimientos y procesos, son también factores de producción. Así, se reconocen como sistemas intensivos o intensificados a aquellos que utilizan con alta intensidad alguno/s o todos estos factores.

En la visión tradicional de la intensificación agrícola, se reconoce con mucha frecuencia un aumento en la utilización de insumos de síntesis química y de la especialización o simplificación de la producción, lo que resulta en un mayor riesgo de contaminación y en una reducción en el número de cultivos tendiendo al monocultivo. En esta interpretación de la intensificación está normalmente implícita la falta de compromiso con la sostenibilidad del sistema, con la conservación de los recursos naturales circundantes y con la calidad de vida de la población urbana y rural. Sin embargo, existen otros puntos de vista sobre la intensificación como el de Boserup (1987), quien la definió como el cambio gradual en el uso de la tierra que hace posible el cultivo, en un área determinada, con más frecuencia que antes. Esta definición implica el uso de menos y/o más cortos períodos de barbecho.

En línea con ello, la intensificación sostenible de la agricultura (Caviglia y Andrade, 2010) con base ecológica se puede definir como el proceso que busca: i) aumentar los rendimientos, ii) restaurar los servicios ecosistémicos que se perdieron durante el proceso de simplificación y iii) reducir las externalidades del sistema. Está basada en conocimientos y procesos y orientada a aumentar el rendimiento de los

cultivos por unidad de área a través de una mayor captura y eficiencia de uso de los recursos del ambiente (agua, radiación solar, nutrientes) sobre las tierras de mayor aptitud agrícola para evitar el avance sobre tierras de mayor fragilidad ambiental.

14.2.2. Servicios ecosistémicos

Los servicios ecosistémicos (Millennium Ecosystem Assessment, 2005) son brindados por los ecosistemas o agroecosistemas y están orientados a mejorar el bienestar humano. Se clasifican en servicios de provisión (alimentos, fibras, madera, insumos para la industria); de regulación (del clima, de inundaciones, de enfermedades, de purificación del agua, etc.); culturales (recreación, estéticos, educacionales, etc.); y los de soporte, que son los esenciales para poder brindar los tres servicios precedentes (formación de suelo, reciclado de nutrientes, etc.).

Históricamente, la agricultura ha estado centrada, como es lógico, en el servicio de provisión. Más recientemente, por la incorporación de conceptos derivados de la ecología, se ha revalorizado el rol de la agricultura para proveer otros servicios ecosistémicos. Actualmente, la propuesta de intensificación sostenible con base ecológica se basa no solo en mejorar los rendimientos sino también en restaurar los servicios ecosistémicos que se perdieron en el proceso de simplificación y en reducir externalidades negativas derivadas del proceso productivo.

14.2.3. Pilares de la intensificación sostenible

Para cumplir con las premisas enunciadas en su definición, la intensificación sostenible de la agricultura con base ecológica está basada en cuatro pilares-guía fundamentales (Figura 14.3): la diversidad, la perennidad, la eficiencia y el enfoque sistémico. Estos pilares-guía están sustentados en principios ecológicos que requieren la adaptación del manejo a las condiciones locales de cada ambiente. El uso de conceptos ecológicos en la agronomía introduce herramientas novedosas orientadas a un cambio de paradigma que permita compatibilizar la producción con el cuidado del ambiente y sirve de guía para diseñar sistemas mejorados a través de una transición inversa (Figura 1) que permita recuperar los servicios ecosistémicos y reducir externalidades.



Figura 14.3: Pilares guía de intensificación sostenible con base ecológica y su relación con procesos ecosistémicos/agronómicos. Adaptado de Caviglia (2020).

Enfoque sistémico

El enfoque sistémico es transversal a los otros tres pilares-guía (Figura 14.3) y se basa en incorporar un análisis basado en el sistema más que en un cultivo en particular. Esto requiere de un cambio de paradigma en la manera de abordar la agricultura, desde un enfoque mayormente reduccionista hacia uno más holístico.

La teoría general de sistemas (Von Bertalanffy, 1950) fue desarrollada para sistemas biológicos, aunque su alcance fue extendido a numerosas disciplinas. La teoría se fundamenta en algunas premisas básicas:

- Los sistemas existen dentro de sistemas; cada sistema existe dentro de otro más grande.
- Los sistemas son abiertos (es consecuencia de la premisa anterior). Cada sistema que se examine, excepto el menor o el mayor, algo recibe de y descarga en los otros sistemas.
- Por lo tanto, se deben definir claramente sus límites.
- Las funciones de un sistema dependen de su estructura y ésta, de sus elementos.

En síntesis, un sistema es un conjunto de elementos dinámicamente relacionados para realizar una actividad para el logro de un objetivo dado.

Los ecosistemas naturales, i.e. sin la intervención humana, son sistemas complejos formados por una trama de elementos bióticos y abióticos que mantienen un estado de equilibrio dinámico en los que operan flujos de materia y energía. Se

caracterizan por su estabilidad y resiliencia y su capacidad de proveer servicios ecosistémicos de regulación, de soporte y estéticos/culturales, pero no de provisión, ya que se encuentran en equilibrio dentro de los límites establecidos. Dichas propiedades se atribuyen, en gran medida, a su alta biodiversidad, que permite que algunos elementos cumplan las funciones de algún otro elemento cuando ocurre algún disturbio. La teoría ecológica postula que existe un equilibrio dinámico, i.e. el clímax, para cada ecosistema al cual se tiende a retornar a través de un proceso de sucesión luego de la ocurrencia de un disturbio.

Cuando el ser humano interviene en un ecosistema natural busca obtener un servicio de provisión en el que exporta materia y energía por fuera de los límites del sistema. En este caso, se recurre usualmente a reducir el número de elementos existentes, a introducir nuevos elementos (especies cultivadas o animales domésticos) y a subsidiar el sistema (aporte de nutrientes y/o energía en forma de labores manuales o mecánicas). Es por ello que cuando ocurre esto, el ecosistema se transforma en un agroecosistema, i.e. un ecosistema manejado por el hombre orientado a obtener principalmente un servicio de provisión (productos agrícolas). Los agroecosistemas requieren de la intervención del ser humano y su equilibrio es inestable, debido a la tendencia a retornar al clímax del ecosistema natural.

El entendimiento de estas propiedades básicas de los ecosistemas es clave si se pretende manejar los agroecosistemas en base a conceptos ecológicos. Los cambios que ocurren en las dinámicas de poblaciones de malezas, insectos y patógenos cuando la intervención del ser humano modifica elementos/subsidios en un agroecosistema (e.g. introducción de siembra directa, esquema de manejo de protección de adversidades en base a pocos principios activos, inclusión de cultivos de cobertura) responden a dicha tendencia natural a retornar hacia un nuevo clímax.

El enfoque sistémico definitivamente requiere establecer los límites del sistema que se maneja, pero debe aclararse que dichos límites no son solo espaciales sino también temporales. Por lo tanto, la incorporación del enfoque sistémico para la intensificación sostenible con enfoque ecológico requiere considerar no solo el horizonte temporal de un solo cultivo sino la secuencia de cultivos completa.

Diversidad

Debido a que la definición de diversidad es amplia y compleja en términos de sus alcances espaciales y temporales (diversidad α , β , y γ , Whittaker, 1960) y de sus funciones dentro de un ecosistema (diversidad específica o funcional), por simplicidad en los agroecosistemas se ha difundido el uso del término agrobiodiversidad (Thrupp, 2002). En un contexto de intensificación sostenible, dicho término se refiere al grado de ocupación anual de la tierra con diferentes especies/grupos funcionales de especies (cereales/leguminosas/pasturas). En términos de enfoque sistémico implica aumentar la cantidad de elementos bióticos diferentes.

La agrobiodiversidad se asocia con la estabilidad de la producción agrícola, el

manejo racional de plagas y enfermedades, la conservación del suelo, la diversificación de productos y oportunidades de ingresos, la reducción o difusión del riesgo, la maximización del uso de recursos y la contribución a la conservación de la estructura del ecosistema (FAO, 2015; Thrupp, 2002).

Se ha sugerido que el 'efecto rotación' (Bullock, 1992), i.e. el aumento en el rendimiento de los cultivos que no está relacionado con la mejora en la disponibilidad de nutrientes cuando son rotados, está asociado con una combinación de mejoras producidas en el ambiente, particularmente el edáfico (por ejemplo, mejora la disponibilidad de agua para los cultivos por mayor capacidad de retención de agua e infiltración) (Videla Mensegue et al., 2022), pero también con reducción de adversidades bióticas y posiblemente de efectos tipo alelopáticos derivados del monocultivo (Bullock, 1992).

Perennidad

Se refiere al grado de ocupación anual de la tierra con cobertura verde. Cuanto mayor es la fracción del año ocupada con cobertura verde (no necesariamente cultivos para grano), mayor es el grado de perennidad del sistema.

La mayor perennidad se asocia con mayor actividad biológica (ciclo de nutrientes, detoxificación), mejor aprovechamiento del agua y radiación solar, mayores aportes de biomasa de raíces, y mayor competencia con malezas. En términos de enfoque sistémico implica ampliar los límites temporales y mejorar la continuidad de los flujos de materia y energía.

En la Argentina se ha reportado que el aumento en la perennidad en los sistemas agrícolas, al menos dentro de un rango de variación amplio, está asociado con reducción de excesos hídricos (Caviglia et al., 2013; Videla Mensegue et al., 2021), aporte de rastrojos (Novelli et al., 2017), almacenaje de carbono en el suelo (Novelli et al., 2013, Rimski-Korsakov et al., 2015), reducción de pérdidas nutrientes y plaguicidas por escurrimiento (Sasal et al., 2010a), reducción de pérdidas de suelo (Sasal et al., 2010b), incrementos en la productividad del agua (Caviglia et al., 2013; Andrade et al., 2015; Videla Mensegue et al., 2021), reducción de problemas de malezas y reducción en el uso de plaguicidas.

Para medir la perennidad, inicialmente se utilizó un índice muy sencillo que se calculaba como el número de cultivos por año en una secuencia dada (Caviglia y Andrade, 2010). Debido a los problemas que presentaba cuando se incluían cultivos de servicio, cultivos perennes o intercultivos, se propuso un nuevo índice de intensificación de la secuencia (IIS) basado en la relación entre el número de semanas (o días) con cobertura de cultivo verde y la duración total de la secuencia del cultivo (Novelli et al., 2013; Caviglia, 2020).

Eficiencia

Es una medida de los servicios de provisión por unidad de recurso disponible, que involucra el índice de captura de los recursos disponibles y la eficiencia de uso de los recursos capturados. Cuando los recursos, como el agua y los nutrientes, no son capturados por los cultivos se producen consecuencias ambientales negativas. Por lo tanto, el aumento de la captura de recursos disponibles es un objetivo muy deseable para la intensificación sostenible con enfoque ecológico. En términos de enfoque sistémico implica reducir la pérdida de recursos/insumos por fuera de los límites establecidos (excepto los exportados en los productos agrícolas).

Por otro lado, una medida de eficiencia de uso de los recursos capturados en los sistemas agrícolas se refiere a la cantidad de grano producido (output) por unidad de recurso capturado (input capturado) durante el ciclo de un cultivo. Así, la eficiencia en el uso del agua (EUA), de radiación (EUR) y de nutriente (EUn) se definen como la cantidad de grano producido por unidad de evapotranspiración, de radiación interceptada y de nutriente absorbido, respectivamente.

Esta definición suele aplicarse desde la siembra/emergencia de un cultivo hasta la madurez fisiológica/cosecha, sin considerar lo que sucede con los recursos disponibles fuera de la estación de crecimiento de los cultivos y sin tener en cuenta la relación entre los recursos capturados y los disponibles. Es por esto que cuando se utiliza un enfoque sistémico es necesario recurrir a otras métricas que permitan evaluar, por un lado, la eficiencia de uso de los recursos y, por otro, la eficiencia de captura de los recursos disponibles en base anual, i.e. ampliando los límites temporales por fuera de la estación de crecimiento de los cultivos.

La productividad anual de los recursos, una métrica desarrolla para evaluar secuencias de cultivos con límites temporales más amplios que los de un cultivo individual, ha sido definida como la cantidad de grano producido por unidad de recurso disponible en base anual (Caviglia et al., 2004).

$$\frac{G \text{ [kg ha}^{-1}\text{]}}{Rec_{anual} \text{ [unidad]}} = \frac{Rec_{capturado} \text{ [unidad]}}{Rec_{anual} \text{ [unidad]}} \times \frac{G \text{ [kg ha}^{-1}\text{]}}{Rec_{capturado} \text{ [unidad]}}$$

$$\frac{\text{Productividad del recurso [kg ha}^{-1}\text{unidad}^{-1}\text{]}}{\text{recurso [kg ha}^{-1}\text{unidad}^{-1}\text{]}} = \text{Eficiencia de captura [unidad unidad}^{-1}\text{]} \times EU_{rec} \text{ [kg ha}^{-1}\text{unidad}^{-1}\text{]}$$

Donde G es el rendimiento en granos anualizado, Rec_{anual} es la cantidad anual de recurso disponible, $Rec_{capturado}$ es la cantidad anual de recurso capturado por los cultivos, y EU_{rec} es la eficiencia en el uso del recurso (estimada como la cantidad de grano producido por unidad de recurso capturado).

Esta aproximación permite estimar mecanísticamente tanto la eficiencia de uso de los recursos (EU_{rec}) de los cultivos del sistema como la habilidad de capturar recursos de la configuración utilizada.

Debido a que las estimaciones de captura de recursos son dificultosas de realizar a nivel de lote de producción, existen otras métricas simples que pueden ser buenos indicadores de la productividad de los recursos. Las más frecuentemente utilizadas son la productividad de las precipitaciones (Ppp) y la productividad parcial del factor fertilización (PPFF = Rendimiento por unidad de nutriente aplicado). La Ppp es equivalente a la productividad del agua, aunque en su expresión más simple no permite discriminar entre eficiencia de uso y de captura. Por otro lado, la PPFF es una estimación de la productividad de la práctica de fertilización. En general, en sistemas con alto nivel de uso de fertilizantes este índice tiende a ser bajo, debido a que altas dosis de fertilizantes no se traducen en respuestas lineales en rendimiento (Andrade et al., 2017).

Una descripción detallada de las métricas de diversidad, perennidad y eficiencia a nivel de sistema puede encontrarse en Caviglia (2020).

Reducción de externalidades

Una externalidad es el costo (o beneficio) que afecta a una parte de la sociedad que no eligió incurrir en ese costo (o beneficio). Las externalidades repercuten indirectamente en las oportunidades de consumo y producción de terceros, pero el precio del producto no las refleja. Por ende, las rentabilidades y los costos privados son diferentes de los que asume la sociedad en su conjunto. Pueden ser positivas (e.g. apicultura) o negativas (e.g. contaminación, emisión de gases de efecto invernadero [GEI]). Uno de los objetivos clave de la intensificación sostenible con base ecológica es la reducción de externalidades negativas.

Para una evaluación integral del impacto ambiental de la intensificación de las secuencias se deberían considerar los efectos desde una perspectiva amplia que tome en cuenta los posibles riesgos sobre el agotamiento de los recursos no renovables, el uso de la tierra, el cambio climático global, la toxicidad sobre el ecosistema y la salud humana, la acidificación de la atmósfera y suelo y la eutrofización terrestre y acuática. Una aproximación que permite considerar muchos de estos aspectos es la del análisis del ciclo de vida (LCA, del inglés Life Cycle Assessment) de un producto, proceso o actividad (ISO 2006a,b). Sin embargo, existen muy pocos ejemplos de aplicación de esta metodología en la producción agrícola siendo más frecuentemente utilizada para el estudio de procesos industriales.

Una metodología disponible para evaluar el impacto de la aplicación de plaguicidas y poder comparar entre diferentes sistemas, que se está comenzando a utilizar cada vez más debido a su sencillez, es el cociente de impacto ambiental (EIQ, por sus siglas en inglés Environmental Impact Quotient) (Kovach et al., 1992). Este índice integra, para cada plaguicida aplicado, los impactos sobre el trabajador rural, sobre el consumidor y sobre el ambiente. A diferencia de la clasificación de los plaguicidas en bandas según su toxicidad aguda, el EIQ considera también la toxicidad crónica y la dosis utilizada.

14.3. Prácticas agronómicas de intensificación sostenible

Las prácticas agronómicas de intensificación sostenible son de dos tipos (I y II), las que se diferencian en el nivel de organización (cultivo y sistema, respectivamente) en el que se toman las decisiones. Las prácticas Tipo I (Figura 14.4) consisten en aplicar un conjunto de procedimientos de manejo a nivel de cultivo como la fertilización balanceada, el manejo de adversidades bióticas, la elección del cultivo y del genotipo a utilizar, la correcta elección de fecha, densidad y distanciamiento entre hileras de siembra, el uso de prescripción variable de insumos a nivel de cultivo, entre otros. Las prácticas Tipo II se basan en aplicar procedimientos a nivel de sistema, tales como incrementar el número de cultivos por unidad de tiempo en las secuencias, el uso de agricultura por ambientes, las terrazas para la conservación del suelo y del agua, la siembra directa, las rotaciones, el manejo de rastrojos y del barbecho y las estrategias de fertilización de nutrientes basadas en criterios de construcción y mantenimiento de niveles.

14.3.1. Prácticas Tipo I

Las prácticas tipo I, resultan similares a lo definido como “buenas o mejores prácticas de manejo” (BMP, por sus siglas en inglés Best Management Practices) ya que “incluyen prácticas agronómicas y acciones sociales que son desarrolladas para una región en particular como herramientas efectivas de protección ambiental” (Sharples et al., 2006). Sin embargo, las prácticas tipo I no sólo contemplan una dimensión ambiental, buscando reducir las externalidades, sino que también están orientadas a mejorar la eficiencia de uso de recursos e insumos y a cerrar la brecha entre el potencial de rendimiento limitado sólo por agua (RPsec; Capítulo 7) y el rendimiento real (Cassman, 2017; Monzon et al., 2018).

Implicancias de las prácticas Tipo I para la prestación servicios ecosistémicos y reducción de externalidades

Debido al nivel de organización en el que aplican las prácticas Tipo I, i.e. el cultivo, las mejoras están centradas en incrementar los rendimientos y en reducir las externalidades negativas con foco en el pilar-guía de eficiencia, particularmente en la eficiencia de uso de los recursos.

En efecto, la aplicación de las prácticas Tipo I ha demostrado ser útil para incrementar los rendimientos (servicio de provisión) del maíz (35% en promedio) y en menor medida en trigo en comparación con el manejo promedio del productor en ensayos de largo plazo realizados en el marco de la iniciativa Global Maize en Balcarce y Paraná (Figura 14.4) (Caviglia et al., 2019). Las principales prácticas de Tipo I implementadas en el cultivo de maíz fueron la elección de genotipos de rendimien-

tos altos y estables y con genes Bt, adecuado manejo de la fertilización en cuanto a diagnóstico validado localmente, consideración de los RPsec para determinar la dosis de fertilización nitrogenada, sincronización de oferta y demanda de nutrientes, ajuste de la densidad de plantas y del espaciamiento entre hileras para garantizar elevada eficiencia de recuperación del fertilizante, consideración de umbrales de daño para el tratamiento de adversidades bióticas, etc.)(Caviglia et al., 2019).

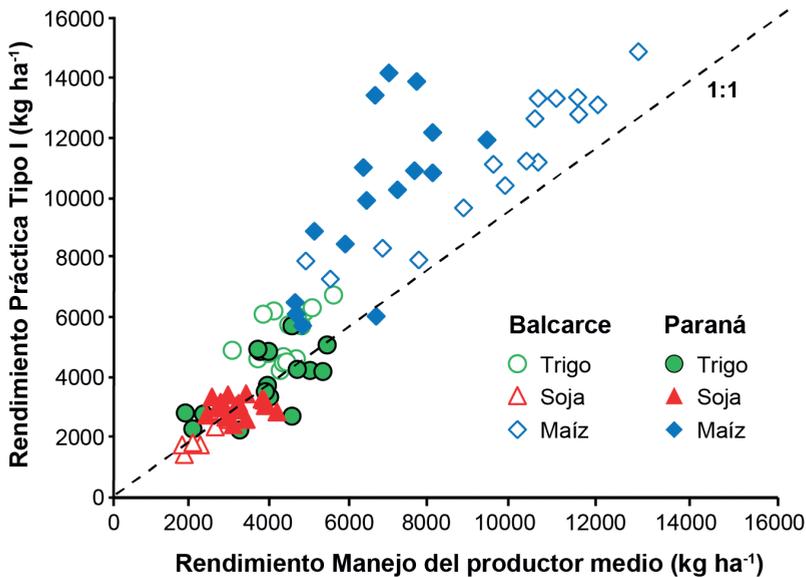


Figura 14.4: Rendimientos con la aplicación de prácticas Tipo I vs. Práctica del productor para maíz, trigo y soja en Balcarce y Paraná. Adaptado de Caviglia et al. (2019).

Similares resultados se encontraron en un estudio de caso realizado en el sudeste bonaerense, en el cual, para cada una de las diferentes zonas delimitadas por características ambientales relativamente homogéneas dentro de un establecimiento de Tandil, se tomaron decisiones de manejo del cultivo que incluyeron la elección del genotipo y las prácticas agronómicas de acuerdo a principios ecofisiológicos como la sensibilidad relativa del crecimiento del cultivo y el rendimiento a la profundidad del suelo, a las heladas y al suministro de agua durante la ventana crítica específica de la especie para la determinación del rendimiento (Capítulo 4), i.e. prácticas de Tipo I. Los resultados demostraron que fue posible incrementar entre 20 y 33% los rendimientos en los cultivos de trigo, soja de primera, cebada, girasol y 51% en maíz en comparación con el manejo promedio de los productores (Monzon et al., 2018) (Tabla 14.1). La productividad promedio de una hectárea se incrementó 54% con dicho manejo en comparación con el manejo promedio de los productores de la zona.

Colectivamente, los resultados obtenidos en la región pampeana sugieren una

más alta respuesta del cultivo de maíz a las prácticas Tipo I que de los otros cultivos.

Tabla 14.1: Rendimiento real de cebada, trigo, maíz, soja de primera, soja de segunda y girasol en el partido de Tandil y en el establecimiento San Lorenzo donde se aplican prácticas Tipo I. Los valores entre paréntesis indican el rango de Ya obtenido. Adaptado de Monzon et al. (2018).

Cultivo	Rendimiento (kg ha ⁻¹)		Relación de rendimientos
	Tandil	San Lorenzo	
Cebada	4757 (4380-5320)	5877 (5307-6396)	1,24
Trigo	4678 (3950-5254)	5724 (4723-6418)	1,22
Maíz	6380 (4800-7647)	9651 (8770-10801)	1,51
Soja de primera	2369 (2160-2580)	2845 (2514-3233)	1,20
Soja de segunda	1371 (1160-1500)	1147 (885-1447)	0,84
Girasol	2300 (2140-2580)	3052 (2742-3321)	1,33

En los mismos experimentos de la iniciativa Global Maize, se encontró que las emisiones de óxido nitroso (N₂O), un potente GEI (externalidad negativa), no difirieron entre las prácticas Tipo I y las prácticas promedio del productor, pero la emisión por unidad de grano producido de maíz fue menor utilizando las prácticas Tipo I (Tabla 14.2) (Piccone et al., 2021). Similares resultados fueron informados por Casanave Ponti et al. (2022). Estos resultados se explican por un manejo adecuado de la fertilización, que consistió en i) considerar las estimaciones de los RPsec para el diagnóstico de las necesidades de fertilización, ii) el fraccionamiento de la dosis para lograr mayor sincronía entre oferta y requerimiento del nutriente por parte del cultivo y iii) aumentar la densidad de plantas y reducir el espaciamiento entre hileras para incrementar la eficiencia de captura de N.

Tabla 14.2: Emisiones acumuladas de óxido nitroso durante el ciclo de maíz, rendimiento y emisiones por unidad de rendimiento obtenido en tratamientos con aplicación de las prácticas Tipo I y el manejo promedio del productor en Balcarce. Adaptado de Piccone et al. (2021).

Tratamiento	Emisiones de N ₂ O acumuladas	Rendimiento en granos	Emisiones por unidad de grano producido
	g N ₂ O-N	kg ha ⁻¹	g N ₂ O-N kg grano ⁻¹ ha ⁻¹
2011-2012			
Práctica Tipo I	494	6560 a	0,075 b
Manejo del productor	523	4570 c	0,115 a
2012-2013			
Práctica Tipo I	622	8120 a	0,077 a
Manejo del productor	633	7560 a	0,085 b

Letras diferentes dentro de una misma columna indican diferencias significativas (P<0.05)

En un sistema agrícola como el de Argentina, con bajo uso de fertilizantes nitrogenados (Andrade, 2020; Jobbagy et al., 2021), las dosis de N utilizadas con la aplicación de las mencionadas prácticas de Tipo 1 fueron mayores que el promedio del manejo del productor, lo que puede derivar en una menor eficiencia de uso del N y productividad parcial del factor N (PPFN). Sin embargo, los resultados obtenidos en los experimentos de la iniciativa Global Maize demuestran que, a pesar de que las dosis de N fueron más altas (18-47% en Balcarce y 41-110% en Paraná) aplicando las prácticas Tipo I en comparación con el manejo promedio del productor, la EUN de los cultivos no se redujo y la PPFN se redujo de manera menos que proporcional al aumento de las dosis (Figura 14.5). Esto refleja que cuando el aumento de las dosis de N es acompañado de otros ajustes de manejo (elección del genotipo, ajuste de la densidad de plantas y del espaciamiento entre hileras, adecuado manejo de la fertilización en cuanto a diagnóstico validado localmente, sincronización de oferta y demanda, etc.), hay una reducción menor a la esperada en las métricas de eficiencia de uso de N.

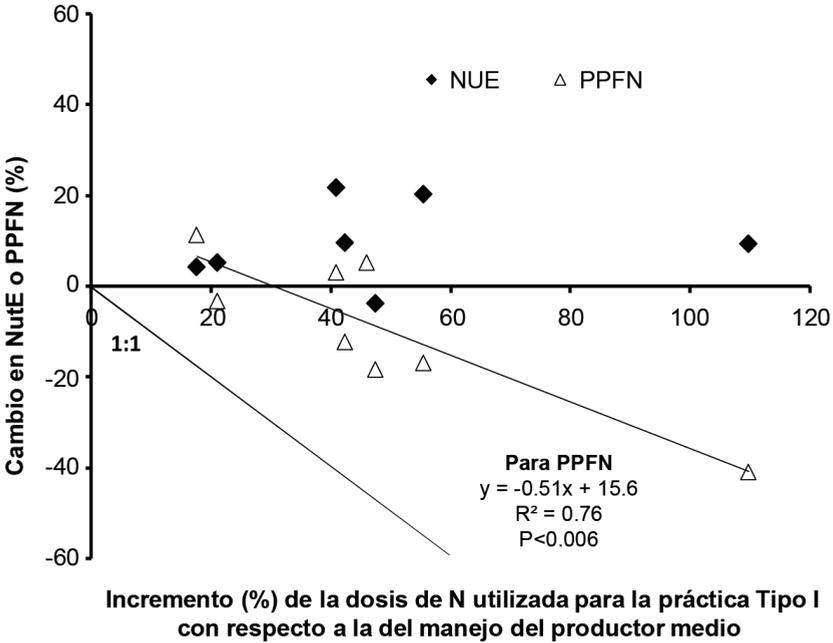


Figura 14.5: Cambio en la productividad parcial del factor N (PPFN) y en la eficiencia en el uso del N (NutE) en función del aumento en la dosis de fertilizante nitrogenado de los tratamientos basados en prácticas Tipo I con respecto al manejo promedio del productor. Datos agregados de maíz y trigo. Adaptado de Caviglia et al. (2019).

La evolución histórica de rendimientos de maíz y uso de fertilizantes en Estados Unidos, refleja una situación similar a la documentada en estos experimentos en Argentina (Figura 14.6). En dicha evolución se pueden identificar tres etapas: i) desde inicios de la década de 1950 hasta fines de la década de 1960 en la cual las dosis de N se incrementaron más que los rendimientos, con una reducción marcada en la PPFN, ii) desde inicios de las década de 1970 hasta inicios de la década de 1990 en la que las dosis de N se incrementaron de manera similar a los rendimientos, con una estabilización de la PPFN, iii) desde la década de 1990 a la actualidad caracterizada por escasos incrementos de las dosis de N y marcados aumentos de los rendimientos y de la PPFN. Los aumentos de rendimientos obtenidos en la etapa iii) no pueden ser asociados con los aumentos en las dosis de N sino con la combinación de procesos de manejo agronómico, entre los que se destaca el uso de genotipos mejorados y el ajuste asociado de densidad de plantas al ambiente. Esto refleja que es posible incrementar los rendimientos mediante las prácticas Tipo I manteniendo o aun mejorando las métricas de eficiencia.

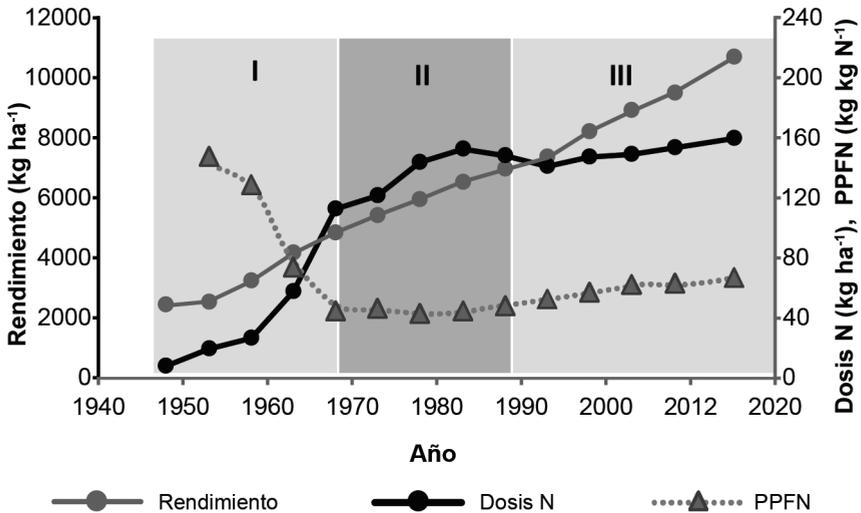


Figura 14.6: Evolución a través de los años de los rendimientos de maíz, dosis de fertilizante nitrogenado aplicado y productividad parcial del factor N (PPFN) en Estados Unidos. Adaptado de Fisher y Connor (2018).

Las prácticas Tipo I también fueron efectivas para mejorar la productividad del agua (eficiencia) en una secuencia Trigo/soja-Maíz en comparación con las prácticas promedio del productor (Tabla 14.3). Sin embargo, la mejora en dicha productividad estuvo asociada con una mayor eficiencia en el uso del agua que con una mayor captura del recurso. Un resultado similar fue reportado para la productividad de la radiación solar (Caviglia et al., 2019). Así, las prácticas de Tipo I generalmente tienen más impacto sobre la eficiencia de uso que sobre la captura de recursos, tal como lo reflejan diversos trabajos realizados en Argentina (Caviglia et al., 2004, 2013, 2019; Van Opstal et al., 2011, Andrade et al., 2015, Videla Menesegue et al., 2021).

Tabla 14.3: Evapotranspiración anual (ET), captura (Ca), Productividad (PA) y eficiencia en el uso del agua (EUA) de la secuencia Trigo/Soja-Maíz en tratamientos basados en prácticas Tipo I y el manejo promedio del productor para Balcarce y Paraná. Adaptado de Caviglia et al. (2019).

Tratamiento	ET	C _a	PA	EUA
	mm	mm mm ⁻¹	g m ⁻² mm ⁻¹	
Balcarce				
Práctica Tipo I	1079,5	0,60	8,8	14,8
Manejo del productor	1078,7	0,59	7,4	12,5
Paraná				
Práctica Tipo I	1212,5	0,54	6,4	12,0
Manejo del productor	1240,2	0,55	4,9	8,9

Finalmente, el manejo de cultivo con base ecofisiológica y la elección del genotipo son prácticas de Tipo I que han tenido fuerte impacto en los rendimientos y en la productividad de recursos e insumos del maíz. El conocimiento del funcionamiento del maíz en interacción con el ambiente orientó la selección de la fecha de siembra y de la densidad de plantas en diferentes zonas del país, lo que tuvo un gran impacto en la adaptación del cultivo a la oferta edafo-climática y en la productividad. Estos temas son tratados en los Capítulos 9 y 12. Además, el mejoramiento genético del cultivo de maíz en Argentina ha producido genotipos de rendimiento altos y estables (Capítulos 13, 16 y 17).

14.3.2. Prácticas Tipo II

Las prácticas tipo II se basan en una serie de acciones aplicadas a nivel de sistema (enfoque sistémico) para mejorar la diversidad y perennidad con el objetivo de capturar una mayor cantidad del agua de las lluvias y de la radiación solar incidente (eficiencia de captura).

Si bien la siembra directa, las rotaciones y el incremento de la cantidad de cultivos por unidad de tiempo son las prácticas de Tipo II más difundidas; otras se están volviendo cada vez más usuales como el manejo por zonas homogéneas, la construcción y mantenimiento de niveles de nutrientes y las obras para la conservación del suelo y el agua.

El doble cultivo trigo/soja y el uso de cultivos de cobertura invernales previos a un cultivo estival, en esquemas de siembra directa, son las dos prácticas de Tipo II más usuales en la Región Pampeana Argentina para incrementar la cantidad de cultivos por unidad de tiempo. Sin embargo, existen otras múltiples posibles configuraciones de cultivos que amplían las opciones para las prácticas Tipo II como las combinaciones de diversos cultivos invernales (colza, arveja, garbanzo y cebada)

con cultivos estivales de segunda (soja, maíz, sorgo y girasol) (Andrade et al., 2015, 2017), así como combinaciones de diferentes especies de cultivos de cobertura con cultivos estivales realizados en su fecha óptima o retrasada (Enrico et al., 2020). La inclusión de cultivos perennes (alfalfa, festuca, tréboles, etc.) para la producción de forraje dentro de un sistema agrícola también es considerada una práctica Tipo II, con mayor impacto que los cultivos dobles para cumplir con el pilar-guía de perennidad (Ojeda et al., 2018).

Estos sistemas intensificados han sido implementados en muchas regiones del mundo (Fischer et al., 2014; Andrade, 2020), logrando así incrementos en la productividad de la tierra, del agua, de la radiación y de los nutrientes.

Los cultivos de cobertura invernales que brindan algún servicio necesario para un sistema dado (fijar N, aportar Carbono al suelo, controlar malezas, consumir agua de la napa, capturar nutrientes remanentes, descompactar el suelo, etc.) y que no generan un servicio de provisión han sido denominados cultivos de servicio (Piñeiro et al., 2014).

Implicancias de las prácticas Tipo II para la prestación de servicios ecosistémicos y reducción de externalidades

Debido a que las prácticas de Tipo II se aplican al nivel de organización del sistema, sus objetivos están centrados en incrementar los rendimientos por unidad de área y tiempo, en aumentar la captura de recursos y en reducir las externalidades. Dichas prácticas, por lo tanto, ponen el foco en los pilares-guía de perennidad, diversidad y eficiencia, particularmente en la eficiencia de captura de los recursos.

En esta sección el énfasis está puesto en el impacto de la mejora del grado de perennidad sobre la productividad de los recursos y sobre el balance de Carbono en el suelo.

Productividad de los recursos

Los beneficios del incremento del grado de perennidad en la productividad del agua y la radiación se han establecido claramente para la región pampeana argentina húmeda (Andrade et al., 2017; Caviglia et al., 2013; Van Opstal et al., 2011) y subhúmeda (Videla Mensegue et al., 2021). Dichas mejoras en la productividad de los recursos son, en general, más atribuibles a las mejoras en la eficiencia de captura que en la eficiencia en el uso de recursos (Caviglia y Andrade, 2010; Andrade et al., 2015). El incremento en la eficiencia de captura está asociado con una reducción de las externalidades, en especial por la disminución de las pérdidas de agua por escurrimiento y percolación con la consecuente reducción de erosión hídrica, la contaminación de aguas superficiales y subterráneas y la depresión del nivel de la napa freática.

Los resultados de Andrade et al. (2017) de la zona núcleo demuestran que, en los cultivos dobles, una de las principales prácticas de Tipo II, la captura de agua (evapotranspiración) se incrementó en comparación con los cultivos individuales (Figura 14.7). En ese trabajo también se refleja la utilidad de combinar prácticas para mejorar la productividad de los recursos. La inclusión en la rotación de un cultivo con alta eficiencia como el maíz, asociada con el incremento de la ocupación de la tierra, permitió una notable mejora en la productividad del agua.

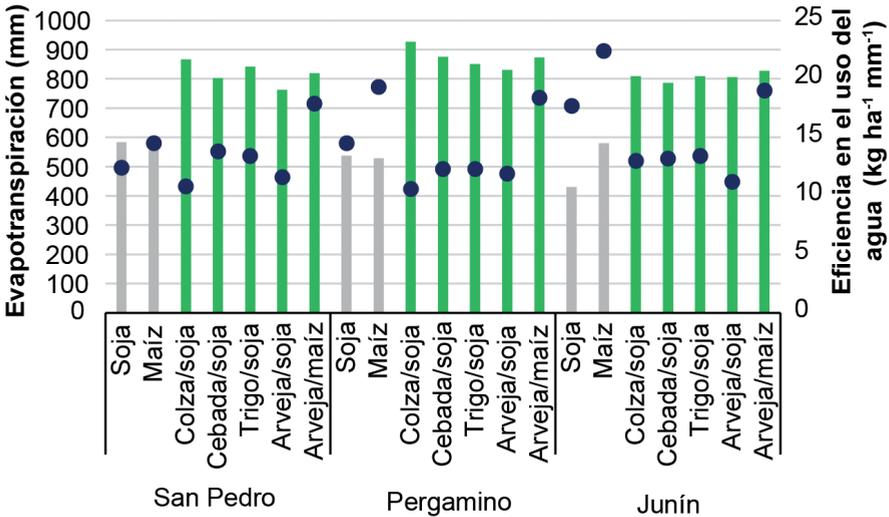


Figura 14.7: Evapotranspiración (captura de agua) (barras) y eficiencia en el uso del agua (círculos) en los cultivos individuales de soja y maíz y en cultivos dobles en la zona Núcleo de la región Pampeana. Adaptado de Andrade et al (2015).

El maíz suele consumir más agua que los otros cultivos de verano (Della Maggiora et al., 2002). En efecto, cuando se analiza el impacto sobre una secuencia de cultivos completa, la captura de agua es mayor en las secuencias con similar índice de ocupación que incluyen al maíz (Caviglia et al., 2013; Videla Mensague et al., 2021). En consecuencia, el cultivo puede aportar un importante servicio de regulación en esquemas de manejo adaptativo en ambientes que requieren flexibilizar la rotación de acuerdo a la disponibilidad de agua en el perfil y a la presencia o no de la napa freática (Florio et al., 2014).

Resultados obtenidos en el sur de Córdoba demuestran que, para niveles equivalentes de captura, la productividad del agua fue mayor en las secuencias con mayor proporción de maíz (Videla Mensague et al., 2021). Las secuencias con mayor proporción de maíz presentaron mayores ventajas en productividad del agua cuando la captura de este recurso fue más alta (Figura 14.8).

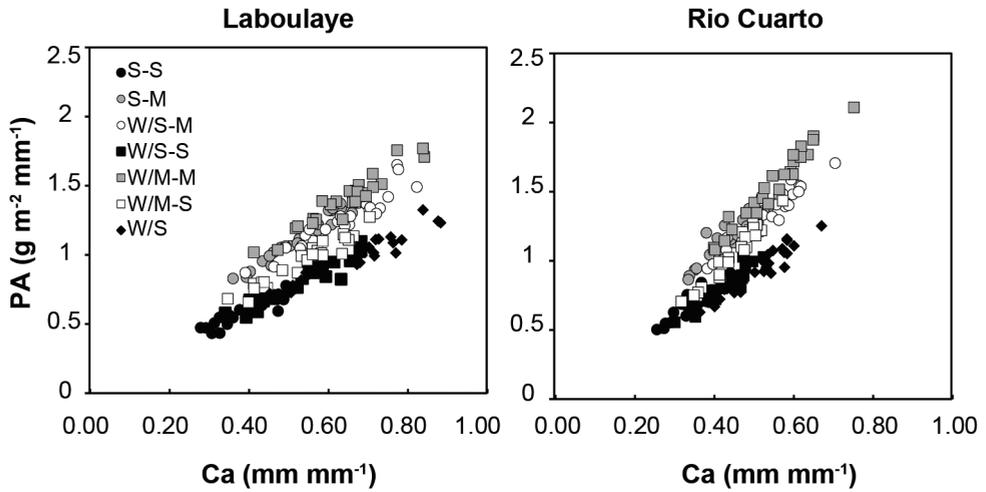


Figura 14.8: Productividad (PA) vs. captura de agua (C_a) en diferentes secuencias de cultivo en la zona sur de Córdoba. Adaptado de Videla Mensegue et al. (2021).

Resulta entonces evidente que, si se incrementa el tiempo de ocupación de la tierra (i.e. el IIS), se capturan más recursos, se mejora la productividad del agua y se pueden reducir los excesos hídricos (Caviglia et al., 2013) (Figura 14.9). Adicionalmente, si se incluye al maíz dentro de la secuencia, se logra maximizar la eficiencia de uso del agua capturada debido a su metabolismo C4 (Capítulo 3).

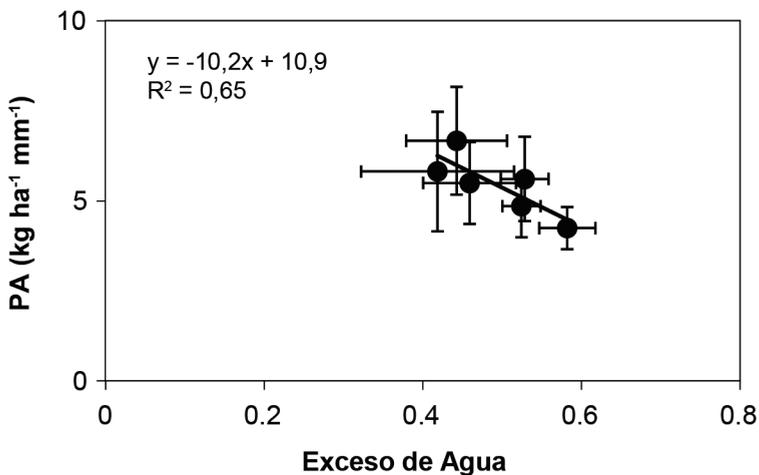


Figura 14.9: Productividad (PA) vs. excesos de agua derivados de la simulación de diferentes secuencias de cultivos en Balcarce para un periodo de 30 años. Adaptado de Caviglia et al. (2013).

Utilizando como marco de análisis la relación entre evapotranspiración (captura de agua) y lluvias anuales de Zhang et al. (2001) y los resultados de simulación de diferentes coberturas vegetales en el sudeste bonaerense, fue posible visualizar el impacto del tiempo de ocupación sobre la captura de agua (Figura 10). Las secuencias con alto grado de ocupación de la tierra, como pasturas perennes y cultivos dobles para grano o en secuencias forrajeras presentaron valores de captura de agua tan altos como los de coberturas vegetales naturales (Caviglia et al., 2013, Ojeda et al. 2018).

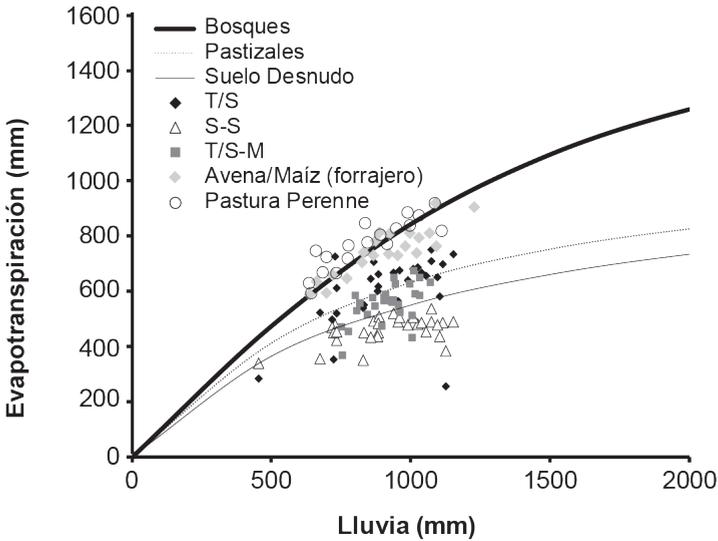


Figura 14.10: Evapotranspiración (captura de agua) vs. Lluvia anual para diferentes coberturas vegetales. Adaptado de Zhang et al. (2001) para las coberturas naturales (Bosque nativo, pastizal natural y vegetación mixta), de Caviglia et al (2013) para las secuencias agrícolas y de Ojeda et al. (2018) para las secuencias forrajeras y pastura perennes.

Cuando se incrementa la perennidad de los sistemas agrícolas, i.e. el tiempo de ocupación de la tierra caracterizado por el IIS, existe un efecto diferencial sobre la captura de agua y de radiación. El agua es un recurso que puede almacenarse en el perfil del suelo durante los períodos de barbecho o durante los períodos con baja capacidad del cultivo para capturar este recurso, es decir, las etapas iniciales de crecimiento o la senescencia del cultivo (Goudriaan y Monteith, 1990). Por otro lado, la radiación solar se recibe como un flujo que no es almacenable, pudiendo solo ser capturada por los órganos verdes cuando están presentes. Debido a la diferente naturaleza de estos recursos, cuando se incrementa el grado de perennidad de los sistemas agrícolas se logra una mayor captura de la oferta anual de radiación que de la oferta anual de agua (Caviglia et al., 2004, 2013, 2019).

La inclusión del maíz en los sistemas intensificados asegura alta eficiencia de

uso de recursos (Caviglia y Andrade, 2010, Caviglia et al., 2013) y elevada producción de biomasa (Monzon et al., 2014). Por eso, cuando es incluido en la secuencia, es el cultivo que mayor contribución realiza al rendimiento agregado, i.e. la suma de los rendimientos de todos los cultivos de la secuencia corregidos por su contenido energético expresado en base anual (Caviglia et al., 2013, 2019; Videla Mensegue et al., 2021).

Asimismo, las variaciones en el rendimiento del cultivo de maíz explican la mayor parte de la variación de los rendimientos agregados de las secuencias de cultivo. Tal como se comentó previamente, el rendimiento del maíz parece ser el que más responde a las prácticas de Tipo I, por lo que su adecuado manejo agronómico orientado al cierre de brechas resulta clave para mejorar el rendimiento agregado de las secuencias de cultivo, i.e. servicio de provisión.

Balance de C orgánico en el suelo

La siembra directa, una práctica Tipo II, se incrementó notablemente en Argentina a lo largo de las últimas tres décadas alcanzando más del 90% de la superficie sembrada de cultivos extensivos (Satorre y Andrade, 2020). Esta práctica contribuyó de manera importante a detener los procesos graves de erosión (Casas y Albarracín, 2015) y a reducir o evitar la pérdida de C orgánico de los suelos (Steinbach y Alvarez, 2006; Alvarez et al., 2014). Para evitar el deterioro de los suelos, las labranzas reducidas y la siembra directa deben estar acompañadas por otras prácticas necesarias como, por ejemplo, rotaciones con mayor diversidad de cultivos y más gramíneas en la rotación o producciones integradas de agricultura y ganadería (AAPRESID, 2016; Franzluebbers et al., 2014; Peyraud et al., 2014; Irizar et al., 2017, Franco et al., 2021). En efecto, un meta-análisis realizado en base a datos de varias regiones productivas del planeta revela que el incremento del C orgánico del suelo por efecto de la siembra directa fue significativo sólo cuando esta práctica fue acompañada por una mayor frecuencia de cultivos, i.e. mayor IIS, y cuando se incluyeron cultivos de cobertura leguminosos, i.e. mayor diversidad (Nicoloso y Rice, 2021). En línea con esto, el reciente aumento de la intensidad de cultivos en la secuencia y un mejor balance de grupos funcionales de cultivos, i.e. oleaginosos y cereales (Videla Mensegue et al., 2022), en la zona núcleo pampeana incrementó el aporte de C al suelo (Satorre y Andrade, 2021). Esto ha resultado en aumentos del C 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 (Studdert y Echeverría, 2002; AAPRESID, 2016; Irizar et al., 2017; Novelli et al., 2017).

Los efectos positivos sobre el balance de C orgánico por la inclusión de maíz en las secuencias (Oelbermann y Echarte, 2011; Novelli et al., 2017), debido a su gran aporte de residuos de cosecha con alta relación C/N, tiene su correlato en la mejora en propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo. Para el sureste de la región

pampeana de Argentina, las secuencias de cultivos con maíz tuvieron reducciones menores en el C orgánico del suelo a lo largo de los años en comparación con las secuencias que no incluyeron maíz (Figura 14.11; Studdert y Echeverría, 2002). Estas características les confieren a las secuencias que incluyen al maíz una alta capacidad de brindar servicios de regulación y de soporte.

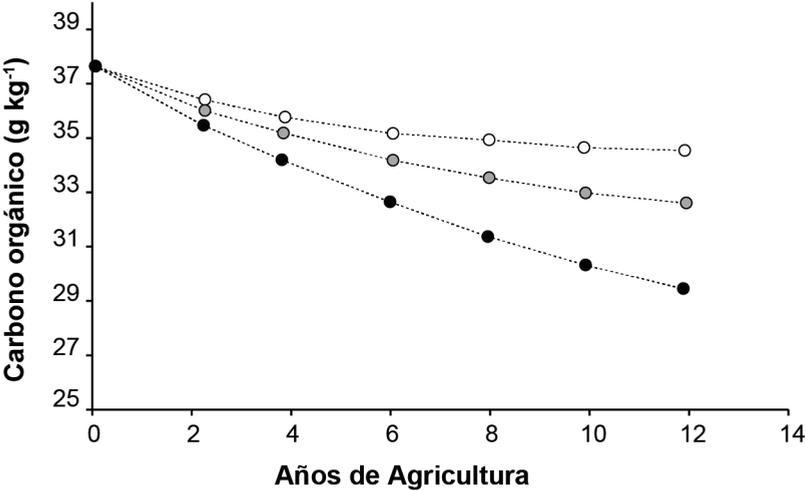


Figura 14.11: Evolución del Carbono orgánico del suelo en función de los años de agricultura en el sudeste bonaerense para las secuencias Maíz Maíz Trigo (círculos blancos), Girasol Girasol Trigo (círculos grises) y Soja Soja Trigo (círculos negros). Adaptado de Studdert y Echeverría (2002).

El impacto de la inclusión de maíz sobre el C orgánico del suelo depende del ambiente, i.e. de la combinación de prácticas de manejo y del clima, que condiciona la cantidad de rastrojos aportados y su composición (relación C/N). Maíces con altos niveles de fertilización reducen la relación C/N en los rastrojos aumentando su tasa de mineralización, por lo que se requirieron mayores cantidades de aportes de rastrojos para mantener un balance neutral de C orgánico en el suelo (Melchiori et al., 2014), i.e. cuando los aportes de C igualan a las pérdidas. Así, para mantener un balance neutral de C orgánico en el suelo fueron necesarias 4 t ha⁻¹ de aporte de rastrojos (relación C/N = 86) en un testigo sin fertilizar, y 6 t ha⁻¹ (relación C/N = 47) en un tratamiento con alta dosis de fertilización (276 kg N ha⁻¹) (Figura 14.12).

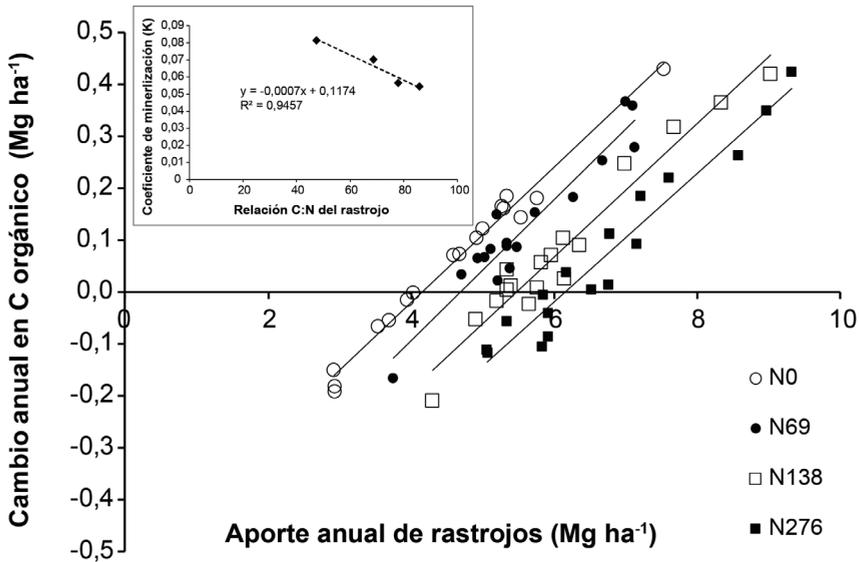


Figura 14.12: Cambio en el stock de Carbono (C) orgánico en el suelo en función de los aportes anuales de residuos de cosecha de maíz en diferentes tratamientos de fertilización nitrogenada. Figura inserta indica la reducción en el coeficiente de mineralización de los residuos en función del aumento en la relación C/N. Adaptado de Melchiori et al. (2014).

Por otro lado, el aporte de residuos de cosecha requerido para mantener un balance neutral de C orgánico en el suelo es cada vez mayor cuanto más alta es la concentración actual de C orgánico, y el balance es menor cuanto mayor es el contenido inicial de C orgánico (Figura 14.13, Lucas y Vitosh, 1978). Asimismo, la capacidad de almacenar carbono en función del aporte de residuos de cosecha realizado también depende de la textura del suelo, del clima y del sistema de labranza utilizado. Así, lejos de requerirse una cantidad fija de aportes de residuos de cosecha para mantener o mejorar el balance de C orgánico en el suelo, los requerimientos pueden ser variables según el ambiente. No obstante, queda claramente establecido que el aporte continuo de residuos por mejora de la perennidad, por la inclusión de maíz en la rotación y por la elección de un sistema de labranza de bajo disturbio (siembra directa o labranza reducida) es clave para mantener o mejorar el balance de C orgánico del suelo.

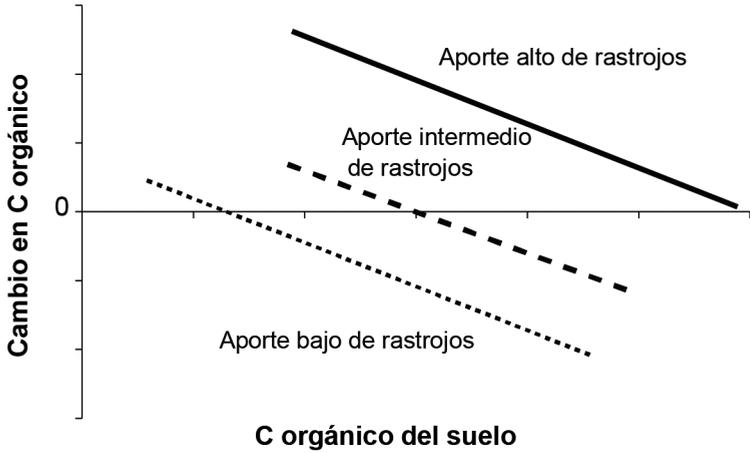


Figura 14.13: Representación esquemática del cambio anual en el stock de Carbono (C) orgánico en el suelo en función de la concentración de C orgánico del suelo para tres niveles de aportes de rastrojos, asociados directamente con los rendimientos de maíz obtenidos. Adaptado de Lucas y Vitosh (1978).

Expansión del maíz e intensificación sostenible

El conocimiento de las bases ecofisiológicas del maíz permitió adecuar el cultivo al ambiente y expandir la zona de producción.

En el estudio realizado en el sudeste bonaerense en el cual se delimitaron zonas relativamente homogéneas en características ambientales dentro de un establecimiento de Tandil (Monzon et al., 2018) se seleccionó la rotación más adecuada para cada ambiente físico caracterizado por la profundidad del suelo, las heladas y la presencia de napa, i.e. prácticas de Tipo II, ubicando al cultivo de maíz en las zonas homogéneas apropiadas.

El ajuste de la densidad de plantas y de la fecha de siembra asociado con las características de plasticidad de los genotipos (Ross et al., 2020; Rotili et al., 2020, 2021) y la mejora genética (Parra et al., 2020) (prácticas Tipo I) posibilitó incorporar el cultivo de maíz en la rotación (práctica Tipo II) en regiones donde antes no se lo cultivaba por ser los rendimientos inestables a causa de precipitaciones escasas y variables y/o suelos poco profundos (Capítulos 9, 12, y 13). Así, los nuevos conocimientos y el desarrollo de tecnologías, combinando prácticas de intensificación sostenible con base ecológica, permiten aprovechar los beneficios de la inclusión del maíz sobre una superficie agrícola cada vez más amplia.

14.5. Principales conceptos prácticos

- El maíz es un cultivo clave para la intensificación sostenible con base ecológica de los sistemas de producción. Su incorporación en la secuencia de cultivos produce ventajas en cuanto a productividad y sostenibilidad de los sistemas de producción.
- El cultivo de maíz muestra una respuesta mayor a prácticas Tipo I en comparación con otros cultivos.
- La inclusión del maíz en la secuencia de cultivos asegura alta eficiencia de uso de recursos, elevada producción de biomasa y una alta contribución al rendimiento agregado de la secuencia.
- La inclusión del maíz en la rotación mejora el balance de C en comparación con otros cultivos, debido a su gran aporte de residuos de cosecha con alta relación C/N.
- La inclusión del maíz en la rotación, asociada con el incremento del tiempo de ocupación de la tierra, permite una notable mejora en la productividad del agua y en otras métricas de eficiencia en el uso de recursos.
- Los nuevos conocimientos y los avances del mejoramiento abrieron la posibilidad de combinar al maíz con otros cultivos invernales para grano (como colza, arveja, garbanzo y cebada) o para cobertura (prácticas Tipo II).
- El ajuste del manejo del cultivo y la mejora genética (prácticas de Tipo I) posibilitan incorporar el cultivo en la rotación (práctica Tipo II) en regiones donde antes no se lo cultivaba por su baja estabilidad de rendimiento en esos ambientes.

14.6. Referencias

- AAPRESID. 2016. Sistemas Chacras Pergamino. Hacia una producción sustentable real. Resumen resultados 2011-2016. Sistemas Chacras AAPRESID.
- Alvarez C.; M. Taboada, S. Perelman y H. Morrás. 2014. Topsoil structure in no-tilled soils in the Rolling Pampas, Argentina. *Soil Research* 52: 533-542.
- Andrade, F. 2020. Los desafíos de la agricultura global. Ediciones INTA. 250 p. <https://repositorio.inta.gob.ar/handle/20.500.12123/9137>
- Andrade F.; M. Taboada, D. Lema, N. Maceira, H. Echeverría, G. Posse, D. Prieto, E. Sánchez, D. Ducasse, M. Bogliani, J. Gamundi, E. Trumper, J. Frana, E. Perotti, F. Fava y M. Mastrángelo. 2017. Los desafíos de la agricultura argentina. Satisfacer las futuras demandas y reducir el impacto ambiental. Ediciones INTA. 120 p.
- Andrade J.F., S.L. Poggio, M. Ermácora, y E.H. Satorre. 2015. Productivity and resource use in intensified cropping systems in the rolling pampa, Argentina. *Eur. J. Agron.* 67: 37–51. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2015.03.001>
- Andrade J.F., S.L. Poggio, M. Ermácora, y E.H. Satorre. 2017. Land use intensification in the

- Rolling Pampa, Argentina: Diversifying crop sequences to increase yields and resource use. *Eur. J. Agron.* 82: 1–10. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2016.09.013>
- Boserup E. 1987. Agricultural growth and population change. In: EATWELL J., MILGATE M. and P. NEWMAN (Eds). *The New Palgrave: A Dictionary of Economics*. Macmillan, London and Basingstoke.
- Bullock D.G. 1992. Crop rotation. *Crit. Rev. Plant Sci.* 11: 309–326. <https://doi.org/10.1080/07352689209382349>.
- Casanave Ponti S.M., C.C. Videla, M.G. Monterubbianesi, F.H. Andrade y R.H. Rizzalli. 2020. Crop intensification with sustainable practices did not increase N2O emissions. *Agric. Ecosyst. Environ.* 292: 106828 <https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.106828>.
- Casas R. y 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.
- Cassman, K.G., 2017. Ecological intensification of maize-based cropping systems. *Better Crops* 101: 4–6. [http://www.ipni.net/publication/bettercrops.nsf/0/619D40B5E8D4C-2D585258124006AFEE2/\\$FILE/BC-2017-2.pdf](http://www.ipni.net/publication/bettercrops.nsf/0/619D40B5E8D4C-2D585258124006AFEE2/$FILE/BC-2017-2.pdf)
- Caviglia O.P. 2020. En: Satorre E. (Ed). *Sistemas productivos sostenibles: bases y experiencias para repensar el modelo de producción agrícola y sus relación con la ganadería*. AACREA, Buenos Aires, p. 71-89. Libro digital, PDF. ISBN 978-987-1513-31-4
- Caviglia O.P., R.H. Rizzalli, J.P. Monzon, F.O. García, R.J.M. Melchiori, J.J. Martinez, A. Cerudo, A. Irigoyen, P.A. Barbieri, N.V. Van Opstal y F.H. Andrade. 2019. Improving resource productivity at a crop sequence level. *Field Crop Res.* 235: 129–141. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2019.02.011>.
- Caviglia O.P., V.O. Sadras y F.H. Andrade. 2013. Modelling long-term effects of cropping intensification reveals increased water and radiation productivity in the south-eastern pampas. *Field Crop Res.* 149: 300–311. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2013.05.003>.
- Caviglia O.P. y F.H. 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. ISSN: 1752-3877
- Caviglia O.P., V.O. Sadras y F.H. 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 Research* 87: 117-129. ISSN: 0378-4290
- Della Maggiora A., J. Gardiol y A Irigoyen. 2002. Capítulo 6. Requerimientos hídricos. En: Andrade, F. V. Sadras (Eds.). *Bases para el manejo del maíz, el girasol y la soja*. Facultad de Ciencias Agrarias UNMP, INTA
- Enrico J.M., C.F. Piccinetti, M.R. Barraco, M.B. Agosti, R.P. Ecclesia, y F. Salvagiotti. 2020. Biological nitrogen fixation in field pea and vetch: Response to inoculation and residual effect on maize in the Pampean region. *Eur J Agron.* 115: 126016
- FAO. 2015. *Conservation Agriculture* [www Document. URL <http://www.fao.org/ag/ca/1a.html>, (Accessed 20/12/2021)
- Fischer J., D.J. Abson, V. Butsic, M.J. Chappell, J. Ekroos, J. Hanspach, T. Kuemmerle, H.G. Smith y H. von Wehrden. 2014. Land sparing versus land sharing: moving forward. *Conserv. Lett.* 7: 149–157. <https://doi.org/10.1111/conl.12084>.
- Fischer R.A. y D.J. Connor. 2018. Issues for cropping and agricultural science in the next 20 years. *F. Crop Res.* 222: 121–142. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2018.03.008>.
- Florio E.L., J.L. Mercau, E.G. Jobbágy, y M.D. Nosoetto. 2014. Interactive effects of watertable depth, rainfall variation, and sowing date on maize production in the Western Pampas. *Agric. Water Manag.* 146: 75–83.
- Franco J.G.; M.T. Berti, J.H. Grabber, J.R. Hendrickson, C.C. Nieman, P. Pinto, D. Van Tassel y V.D. Picasso 2021. Ecological intensification of food production by integrating for-

- ges. *Agronomy* 11: 2580. <https://doi.org/10.3390/agronomy11122580>
- Franzluëbbers A., J. SAWCHIK y M. TABOADA. 2014. Agronomic and environmental impacts of pasture-crop rotations in temperate North and South America. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 190: 18-26.
- Goudriaan J. y J.L.Monteith. 1990. A mathematical function for crop growth based on light interception and leaf area expansion. *Anal. Bot.* 66: 695–701. <https://doi.org/10.1093/oxfordjournals.aob.a088084>
- INDEC. 2021. Censo Nacional Agropecuario 2018: resultados definitivos. In: Ciudad Autónoma de Buenos Aires: Instituto Nacional de Estadística y Censos - INDEC, 1aed. INDEC.
- Irizar A., L. Milesi Delaye y A. Andriulo. 2017. Rotaciones de cultivo bajo siembra directa. ¿Secuestro de carbono asegurado? Actas Simposio Fertilizar 2017. Rosario.
- ISO. 2006a. Environmental management – Life cycle assessment: Principles and framework (ISO 14040:2006). European Committee for Standardization, Brussels, Belgium.
- ISO. 2006b. Environmental management – Life cycle assessment: Requirements and guidelines (ISO 14044:2006). European Committee for Standardization, Brussels, Belgium.
- Jobbagy E.G., S. Aguiar, G. Pineiro y L.A. Garibaldi. 2021. Impronta ambiental de la agricultura de granos en Argentina: revisando desafíos propios y ajenos. *Ciencia Hoy* 29: 35–44.
- Kovach J., C. Petzoldt, J. Degni y J. Tette. 1992. A method to measure the environmental impact of pesticides. *N.Y. Food Life Sci. Bull.* 139: 1–8.
- Lucas R. y M. Vitosh. 1978. Soil Organic Matter Dynamics. Michigan State University Agricultural Experiment Station and Cooperative Extension Service. Research Report. Crop and Soil Sciences. 12 p.
- Melchiori R.J.M., L.E. Novelli, V.C. Gregorutti, y O.P. Caviglia. 2014. Stover quality and soil organic carbon in long-term nitrogen-fertilized maize. *Agronomy Journal*. 106: 1709-1716. ISSN: 1435-0645
- Millennium Ecosystem Assessment. 2005. Ecosystems and Human Well-being: Synthesis. Island Press, Washington, DC.
- Monzon J.P., F.H. Andrade, V.O. Sadras, J. Zubiaurre y P.A. Calviño. 2018. Precision agriculture based on crop physiological principles improves whole-farm yield and profit: a case study. *Eur. J. Agron.* 99: 62–71.
- Monzon J.P., J.L. Mercáu, J.F. Andrade, O.P. Caviglia, A.G. Cerrudo, A.G. Cirilo, C.R.C. Vega, F.H. Andrade y P.A. Calviño. 2014. Maize–soybean intensification alternatives for the Pampas. *F. Crop. Res.* 162: 48–59. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2014.03.012>
- Mortimore M. y M. Tiffen. 1995. Population and Environment in Time Perspective: the Machakos Story. In: BINNS T. (Ed) *People and Environment in Africa*. John Wiley & Sons, Chichester. p. 69-89.
- Novelli L. E., O.P. Caviglia y G. Piñeiro. 2017. Increased cropping intensity improves crop residue inputs to the soil and aggregate-associated soil organic carbon stocks. *Soil & Tillage Research* 165: 128-136.
- Novelli L. E., O.P. Caviglia, M.G. Wilson y M.C. Sasal. 2013. Land use intensity and cropping sequence effects on aggregate stability and C storage in a Vertisol and a Mollisol. *Geoderma* 195-196: 260-267. ISSN: 0016-7061
- Nicoloso R.S. y C.W.Rice. 2021. Intensification of no-till agricultural systems: An opportunity for carbon sequestration. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 85: 1–15. <https://doi.org/10.1002/saj2.20260>
- Oelbermann M. y L. Echarte. 2011. Evaluating soil carbon and nitrogen dynamics in recently established maize-soybean inter-cropping systems. *Eur. J. Soil Sci.* 62: 35–41. ht-

- [tps://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2010.01317.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2010.01317.x)
- Ojeda J.J., O.P. Caviglia, M.G. Agnusdei y P.M. Errecart. 2018. Forage yield, water and solar radiation-productivities of perennial pastures and annual crops sequences in the south-eastern Pampas of Argentina. *Field Crops Res.* 221: 19–31. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2018.02.010>.
- Parra G., L. Borrás, y B.L. Gambin. 2020. Maize long-term genetic progress explains current dominance over sorghum in Argentina. *Eur. J. Agron.* 119: 126122. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2020.126122>.
- Peyraud J., M. Taboada y L. Delaby. 2014. Integrated crop and livestock systems in Western Europe and South America: A review. *European Journal of Agronomy* 57: 31-42.
- Picone L.I., C. Bayer, C.C. Videla, R.H. Rizzalli, S.M. Casanave Ponti, F.H. Andrade y F.O. García. 2021. Nitrous oxide emissions in maize on Mollisols in the Pampas of Argentina. *Geoderma Regional*, 24: e00362. <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2021.e00362>
- Piñeiro G., P. Pinto, S. Arana, J. Sawchik, J.I. Diaz, F. Guiterrez, y R. Zarza. 2014. Cultivos de servicio: integrando la ecología con la producción agrícola. XXVI Reunión Argentina de Ecología. Comodoro Rivadavia, Chubut, Argentina.
- ReTAA. 2021a. Prácticas ambientales en la producción agrícola Argentina. Informe Mensual N°41. Bolsa de Cereales de Buenos Aires. ISSN 2591-4871.
- ReTAA. 2021b. Brechas de nutrientes en maíz y soja. Informe Mensual N°49. Bolsa de Cereales de Buenos Aires. ISSN 2591-4871.
- Rimski-Korsakov H., C.R. Alvarez y R.S. Lavado. 2015. Cover crops in the agricultural systems of the Argentine Pampas. *J. Soil Water Conserv.* 70: 134A–140A. <https://doi.org/10.2489/jswc.70.6.134A>.
- Ross F., J. Di Matteo y A. Cerrudo, A. 2020. Maize prolificacy: a source of reproductive plasticity that contributes to yield stability when plant population varies in drought prone environments. *Field Crop Res.* 247: 107699 <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2019.107699>.
- Rotili D.H., P. de Voil, J. Eyre, L. Serafin, D. Aisthorpe, G.A. Maddonni y D. Rodríguez. 2020. Untangling genotype x management interactions in multienvironment on-farm experimentation. *Field Crop Res.* 255: 107900 <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2020.107900>.
- Rotili D.H., L.G. Abeledo, P. deVoil, D. Rodríguez y G.A. Maddonni. 2021. Exploring the effect of tillers on the water economy, plant growth and kernel set of low-density maize crops. *Agric. Water Manag.* 243: 106424 <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2020.106424>.
- Satorre E. y F. Andrade. 2020. Cambios productivos y tecnológicos de la agricultura extensiva argentina en los últimos quince años. *Ciencia Hoy* 29: 19-27.
- Sasal M.C., A.E. Andriulo, M.G. Wilson, y S.I. Portela. 2010a. Pérdidas de glifosato por drenaje y escurrimiento en Molisoles bajo siembra directa. *Información Tecnológica* 2: 135–142
- Sasal M.C., M.G. Castiglioni y M.G. Wilson. 2010b. Effect of crop sequences on soil properties and runoff on natural-rainfall erosion plots under no tillage. *Soil Tillage Res.* 108: 24–29. <https://doi.org/10.1016/j.still.2010.03.010>.
- Sharpley A.N., T. Daniel, G. Gibson, L. Bundy, M. Cabrera, T. Sims, R. Stevens, J. Lemunyon, P. Kleinman y R. Parry. 2006. Best Management Practices To Minimize Agricultural Phosphorus Impacts on Water Quality USDA, ARS-163, 44p.
- Steinbach H. y 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.
- Studdert G. y H. Echeverría. 2000. Crop Rotations and Nitrogen Fertilization to Manage Soil Organic Carbon Dynamics. *Soil Science Society of America Journal.* 64: 1496-1503.
- Studdert G. y H. Echeverría. 2002. Soja, girasol y maíz en los sistemas de cultivos en el su-

- deste 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.
- Thrupp L.A. 2002. Linking agricultural biodiversity and food security: the valuable role of agrobiodiversity for sustainable agriculture. *Int. Aff.* 76: 283–297. <https://doi.org/10.1111/1468-2346.00133>.
- Van Opstal N.V., O.P. Caviglia, y R.J.M. Melchiori. 2011. Water and solar radiation productivity of double-crops in a humid temperate area. *Australian Journal of Crop Science* 5: 1760-1766. ISSN:1835-2707
- Videla-Mensegue H., O.P. Caviglia, A. Degioanni, J. Marcos y E. Bonadeo. 2021. Modelling water productivity for ecological intensification of crop sequences in the inner Argentinean pampas. *Field Crop. Res.* 271: 108246. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2021.108246>
- Videla-Mensegue H., O.P. Caviglia y V.O. Sadras. 2022. Functional crop types are more important than diversity for the productivity, profit and risk of crop sequences in the inner Argentinean Pampas. *Agricultural Systems*, 196: 103333. ISSN 0308-521X
- Von Bertalanffy L. 1950. An outline of general system theory. *British Journal for the Philosophy of Science* 1: 134–165.
- Whittaker R. H. 1960. Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. *Ecological Monographs* 30:279–338.
- Zhang L., W.R. Dawes y G.R. Walker. 2001. The response of mean annual evapotranspiration to vegetation changes at catchment scale. *Water Resour. Res.* 37: 701–708.