



Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales  
UNIVERSIDAD NACIONAL DE LA PLATA

2018

# Análisis del impacto sobre la sustentabilidad de la difusión de la colza y de la cebada en reemplazo del trigo en la secuencia trigo/soja 2<sup>a</sup> en el Partido de Tres Arroyos



Adriana M. Chamorro

Tesis doctoral

Trabajo de Tesis para optar por el título de  
Doctor de la Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales

**“Análisis del impacto sobre la sustentabilidad de la difusión de la colza y de la  
cebada en reemplazo del trigo en la secuencia trigo/soja 2ª en el Partido de  
Tres Arroyos”**

Tesista: Adriana M. Chamorro  
Director: Ing. Agr. Santiago J. Sarandón  
Co-director. Dr. Ing. Agr. Walter Pengue

La Plata, 28 de agosto de 2018.

¡Gracias!

... a Dios. Porque *"Todo lo puedo en Aquel que me fortalece"* (Filipenses 4,13), y *"Yo puse mi esfuerzo, Tú Jesús pusiste lo demás"* (Cesáreo Gabaráin). Gracias porque nunca me abandonaste.

... a Santiago, por ser guía y también por darme libertad. Por acompañarme y por confiar en mí más de lo que yo misma confié.

... a Rodolfo, por apoyarme, por animarme, por ser mi compañero en el trabajo y en la vida.

... a Brenda, a Pablo y a Andrés, por darme fuerzas, a veces, sabiéndolo, y muchas, sin saberlo.

... a mamá y a Marita, por estar pendientes de mí, por preocuparse y por quererme.

... a Silvina, a Andrea, a Barbi, a Axel y a la Vivi, por el aguante, por el apoyo, por el cariño.

... a Horacio, a Lucrecia, a Liliana y a Cristian, por ayudarme siempre que necesité de su valiosa información.

... a todos los que, de distintas maneras, me acompañaron en este largo camino y me dieron aliento.

... a las personas y a las circunstancias que me dificultaron el camino, porque me fortalecieron.

...a los evaluadores, que generosamente cedieron su tiempo y esfuerzo para mejorar mi trabajo

## Resumen

Las consecuencias negativas de la agricultura moderna en el orden ambiental como productivo, social y económico, han sido ampliamente documentadas. La toma de conciencia de que tales problemas no son inherentes a la agricultura en sí misma sino al modelo de agricultura adoptado, plantea la necesidad de poder evaluar las distintas opciones de uso de la tierra desde una visión agroecológica.

En el Partido de Tres Arroyos se han producido cambios en los sistemas productivos que han llevado a un aumento de la superficie agrícola en relación a la ganadera y a un recambio de cultivos, incrementándose fuertemente el área dedicada a cultivos oleaginosos, particularmente la soja. Además, es cada vez mayor la tendencia a sembrar cultivos estivales de segunda, en los cuales la soja ha sido la principal protagonista, y como antecesor tradicional ha tenido al trigo. Sin embargo, en los últimos años, se están usando, en el área de Tres Arroyos, otros antecesores, como cebada y colza. Siendo posible que estos dos cultivos puedan reemplazar, al menos en parte, al trigo, y tratándose de especies diferentes, con diferentes requerimientos, comportamientos y manejos asociados, se considera necesario evaluar *a priori* la sustentabilidad de estas tres secuencias de doble cultivo para prever posibles impactos negativos y diseñar y aplicar medidas adecuadas a fin de minimizar tales impactos.

Una forma de evaluar la sustentabilidad de los sistemas productivos es a través del uso de indicadores. Sin embargo, y dado que la sustentabilidad como concepto no es unívoco, es necesario primero establecer la definición a la que se adhiere, ya que esto determinará los indicadores a utilizar. En este trabajo se adoptó la definición elaborada por el IICA y se adoptó un concepto de sustentabilidad fuerte que sostiene que existe un límite a la satisfacción de las necesidades del ser humano y que el capital natural sólo en contadas ocasiones podría ser sustituido por el capital manufacturado.

Por otro lado, la sustentabilidad es un concepto con múltiples dimensiones (ecológica, económica, social y cultural) que deberían ser evaluadas simultáneamente. En este trabajo se avanzó en la evaluación de la dimensión ecológica de las tres secuencias de doble cultivo mencionadas.

Pero, además, la producción agrícola se desarrolla en condiciones ambientales y con manejos tecnológicos diversos, los cuales afectan la sustentabilidad de la misma. En el Partido de Tres Arroyos se definieron dos áreas ecológicas, una de suelos someros (SS) y otra de suelos profundos (SP) de mayor potencial productivo. Y, para cada área, se identificaron dos manejos tecnológicos, uno correspondiente al productor medio (NTM), y otro correspondiente al productor "de punta", o sea, aquel que habitualmente obtiene un mayor rendimiento generalmente asociado a un mayor uso de insumos (NTA).

Bajo la hipótesis de que los cambios en el uso de la tierra provocados por el reemplazo del sistema trigo/soja por colza/soja y/o cebada/soja en el Partido de Tres Arroyos, generan cambios en el funcionamiento de los agroecosistemas que impactan sobre su sustentabilidad ecológica y que el impacto sobre la sustentabilidad es dependiente de la tecnología de producción aplicada y de las características ecológicas de la zona, se plantearon los siguientes objetivos: 1) Analizar, comparativamente, el funcionamiento de los sistemas de producción cebada/soja, colza/soja y trigo/soja como distintas opciones de uso de la tierra en el área de Tres Arroyos en relación a aspectos que hacen al flujo de energía, de nutrientes, al uso del agua y al impacto por uso de plaguicidas, y 2) Evaluar, comparativamente, a través de indicadores biofísicos la sustentabilidad ecológica de los sistemas de producción cebada/soja, colza/soja y trigo/soja, como distintas opciones de uso de la tierra en el área de Tres Arroyos.

El análisis del uso de la **energía** mostró diferencias entre las secuencias y en su respuesta a las distintas modalidades de producción. El ingreso de energía, su balance y la eficiencia energética fueron mayores en la secuencia cebada/soja que en trigo/soja y colza/soja, lo cual, parcialmente, se explicaría por la diferente adaptación ecológica de los cultivos, y también, en el caso de la soja, por el “efecto antecesor”. En las tres secuencias, el ingreso de energía y su balance en el sistema fueron mayores en el modelo de mayor aplicación de tecnología respecto del manejo promedio, y en el ambiente de suelos profundos respecto del de suelos someros. Por otro lado, la respuesta de la eficiencia energética a la aplicación de tecnología fue independiente de las otras variables energéticas.

El análisis de los **balances de nutrientes y el aporte de rastrojos** de las secuencias de cultivos también mostró diferencias entre las secuencias y en su respuesta a las distintas modalidades de producción. En el caso de los nutrientes que se restituyen a través de la fertilización (N, P y S), la secuencia colza/soja registró balances de P y S más negativos que cebada/soja y trigo/soja bajo el NTM, pero bajo el NTA, por el contrario, fueron más favorables, al igual que el balance de N. Por otro lado, el balance de nutrientes de las distintas secuencias no siempre mejoró al producirse con el NTA, ya que este manejo no sólo significó un mayor uso de fertilizantes sino también diferencias en el sistema de labranza, semilla utilizada, manejo de malezas y enfermedades, por lo que la mejora en las condiciones de crecimiento de los cultivos generó un incremento en la producción y exportación de nutrientes que en la mayor parte de los casos, no fue compensado por las mayores dosis de fertilizantes. Tal como se esperaba, el balance de nutrientes fue más negativo en ambientes de suelos profundos debido a que la mayor exportación sólo fue parcialmente compensada por una mayor restitución de los nutrientes. El aporte de materia orgánica siguió la tendencia de los rendimientos: aumentó con el mayor aporte de tecnología

y con las mejores condiciones ambientales. También fue mayor en las secuencias que incluyen gramíneas que en la secuencia colza/soja. Adicionalmente, esta última secuencia debido a la relación C/N de sus rastrojos sufriría una degradación de los residuos más rápida y completa haciendo un menor aporte a la materia orgánica estable del suelo.

El **impacto ambiental por uso de plaguicidas** fue diferente entre secuencias de cultivos y manejos tecnológicos, pero no según el área ecológica. Bajo el NTM, el reemplazo del trigo por la cebada no modificaría el impacto ambiental por el uso de plaguicidas, pero sí se incrementaría en gran medida si el trigo fuese suplantado por colza, probablemente porque como la colza no tendría la misma adaptación ecológica que los cereales requeriría de un mayor aporte de insumos sustituir un control natural de plagas más débil. De manera similar, la soja presentó un mayor impacto que los cereales. Particularmente en las secuencias cebada/soja y trigo/soja, pero también en colza/soja; el nivel de tecnología aplicada tuvo un importantísimo efecto sobre el impacto ambiental por uso de plaguicidas, que se asociaría con la implementación de la siembra directa en el NTA.

Los cambios en el uso de la tierra producen también cambios en el **uso del agua**, los que es necesario prever a fin de tomar decisiones que no sólo se basen en una evaluación económica. La eficiencia de uso del agua fue menor para la secuencia colza/soja respecto de las secuencias que incluyen cereales, en los suelos someros respecto de los profundos, y cuando fueron manejados con la tecnología media que cuando se produjeron con mayor aplicación de insumos.

Para evaluar la **dimensión ecológica de la sustentabilidad** de las tres secuencias de doble cultivo planteadas, bajo los cuatro modelos de producción definidos, se construyó un sistema de indicadores que contempló los principales recursos que deben ser protegidos (suelo, agua, biodiversidad, energía), tanto a nivel intrapredial como externo al predio. Su aplicación puso en evidencia que la secuencia colza/soja es de menor sustentabilidad ecológica que las secuencias compuestas por un cereal en todos los modelos productivos. Esto se debió, principalmente, a sus bajos valores para la eficiencia de uso del agua, la eficiencia energética y el balance de energía, (los cuales se relacionarían con su baja producción de materia seca), y al impacto producido por el uso de plaguicidas. La menor adaptación ecológica de la colza así como la producción de semillas de alto contenido energético serían algunas de las causas. La secuencia que en todas las condiciones alcanzó los mayores índices de sustentabilidad fue cebada/soja. Trigo/soja fue la que se comportó de manera más estable frente a los distintos modelos de producción.

La mayor aplicación de tecnología redujo la sustentabilidad de las tres secuencias en los dos ambientes, mientras que, excepto en colza/soja con el manejo tecnológico promedio,

una mejor calidad del ambiente a través de una mayor profundidad del suelo resultó en mejoras de la sustentabilidad.

La aplicación del sistema de indicadores construido permitió, además, identificar los puntos críticos a sustentabilidad según modelos productivos y secuencias. En el NTM producido en SS, para las tres secuencias, fueron limitantes la eficiencia de uso del agua, la eficiencia energética y el balance de energía. En el NTA, en ambos tipos de suelo, el punto crítico fue el uso de plaguicidas. Mientras que para la secuencia colza/soja, en todos los modelos productivos fue limitante la eficiencia de uso del agua, la eficiencia energética y el balance de energía (asociados a su baja producción de biomasa) y en el NTA se sumó el uso de plaguicidas, ya sea por su efecto a nivel intrapredial sobre la biodiversidad como a nivel externo al predio sobre el agua (asociado a la contaminación).

## **Abstract**

The negative environmental, productive, social and economic consequences of modern agriculture have been widely documented. The realization that such problems are not inherent to agriculture as such but to the adopted model of agriculture poses the need to be able to evaluate the different options for land use from an agroecological perspective.

In the Tres Arroyos Party there have been changes in the production systems that have led to an increase in the agricultural area in relation to livestock, and a crop replacement, increasing the area dedicated to oil crops, particularly soybean. In addition, there is an increasing tendency to seed second-crop summer crops, in which soybeans have been the main protagonist, and as a traditional predecessor has had wheat. However, in the last few years, other predecessors such as barley and rapeseed are being used in the Tres Arroyos area. It is possible that these two crops can at least partially replace wheat, and because these are different species with different requirements, behaviours and associated management, to evaluate *a priori* the sustainability of these three double crop sequences is considered necessary to predict possible impacts and to be able to design and implement appropriate actions to minimize such impacts.

One way to evaluate the sustainability of productive systems is through the use of indicators. However, given that sustainability as a concept is not unambiguous, it is necessary first to establish the definition to which it is attached, as this will determine the indicators to be used. In this paper, the definition developed by IICA was adopted and a strong sustainability concept was adopted that holds that there is a limit to the satisfaction of the needs of man and that natural capital could only in a few times be replaced by manufactured capital

On the other hand, sustainability is a concept with multiple dimensions (ecological, economic, social and cultural) that should be evaluated simultaneously. In this work progress was made in the evaluation of the ecological dimension of the three mentioned double crop sequences.

But, in addition, the agricultural production is developed in environmental conditions and with diverse technological managements that affect the sustainability of the same. In Tres Arroyos, two ecological areas were defined, one of shallow soils (SS) and another of deep soils (SP) with greater productive potential. And, for each area, two technological managements were identified, one corresponding to the average producer (NTM), and another corresponding to the "top" producer, that is, one that usually obtains a higher yield generally associated to a greater use of inputs.

Under the hypothesis that changes in land use caused by the replacement of the wheat/soybean system by rapeseed/soybean and/or barley/soybean in the Tres Arroyos



Party, generate changes in the functioning of agroecosystems that impact on its ecological sustainability, and that the impact on sustainability is dependent on the technology applied to production and the ecological characteristics of the area, the following objectives were set: 1) to comparatively analyze the operation of the barley/soybean production systems, rapeseed/soybean and wheat/soybean as different land use options in the area of Tres Arroyos in relation to aspects that make the flow of energy, nutrients, water use and impact due to pesticide use, and 2) to evaluate, through biophysical indicators, the ecological sustainability of the barley/soybean, rapeseed/soybean and wheat/soybean production systems, as well as different land use options in the Tres Arroyos area.

The analysis of the **energy** showed differences among the sequences and in their response to the different production modalities. Energy intake, balance and energy efficiency were higher in the barley/soybean sequence than in wheat/soybean and rapeseed/soybean, which would be partially explained by the different ecological adaptation of the crops, and also in the case of soybean, by the "predecessor effect". In the three sequences, the energy input and its balance in the system were higher in the model of greater application of technology (NTA) with respect to the average management (NTM), and in the environment of deep soils with respect to that of shallow soils. On the other hand, the response of energy efficiency to the application of technology was independent of the other energy variables.

The analysis of the **nutrient balances and the contribution of stubble** crop sequences also showed differences among the sequences and their response to different production modalities. In the case of nutrients that are restored through fertilization (N, P and S), the rapeseed/soybean sequence recorded more negative P and S balances than barley/soybean and wheat/soybean under the NTM, but under the NTA, on the contrary, were more favourable, as was the N balance. On the other hand, the nutrient balance of the different sequences did not always improve when produced with the NTA, since this management not only meant a greater use of fertilizers but also differences in the tillage system, seed used, weed management and diseases, so that the improvement in the growing conditions of the crops generated an increase in the production and extraction of nutrients that in most cases, was not offset by higher fertilizer doses. As expected, nutrient balance was more negative in deep soil environments because the higher extraction was only partially offset by greater nutrient restitution. The contribution of organic matter followed the trend of yields: increased with the greatest contribution of technology and with the best environmental conditions. It was also higher in sequences that include grasses than in the rapeseed/soybean sequence. In addition, this latter sequence due to the C/N ratio of its stubble would suffer a more rapid and complete degradation of the residues, making a smaller contribution to the stable organic matter of the soil.

The **environmental impact of pesticide use** was different among crop sequences and technological management, but not according to the ecological area. Under NTM, replacing wheat with barley would not change the environmental impact of pesticide use, but would be greatly increased if wheat were supplanted by oilseed rape; probably because such rapeseed would not have the same ecological adaptation as cereals would require more inputs to substitute a weaker natural pest control. Similarly, soybean had a greater impact than cereals. Particularly in the barley/soybean and wheat/soybean sequences, but also in rapeseed/soybean, the level of technology applied had a very important effect on the environmental impact due to the use of pesticides, which would be associated with the implementation of direct sowing in the NTA.

Changes in land use also produce changes in **water use**, which need to be anticipated in order to make decisions that are not only based on an economic assessment. The water use efficiency was lower for the rapeseed/soybean sequence than barley/soybean and wheat/soybean, in shallow than in deep soils, and when they were managed with medium technology than when they were produced with higher inputs.

In order to evaluate the **ecological dimension of the sustainability** of the three double-cropping sequences, under the four defined production models, a system of indicators was constructed that contemplated the main resources that should be protected (soil, water, biodiversity, energy), both internal and external to the system.

Its application showed that the rapeseed/soybean sequence is of less ecological sustainability than the sequences composed of a cereal in all the productive models. This was mainly due to its low values for water use efficiency, energy efficiency and energy balance (which would be related to its low production of dry matter), and to the impact produced by the use of pesticides. The lower ecological adaptation of rapeseed as well as the production of high energy content seeds would be some of the causes. The sequence that in all conditions reached the highest sustainability indexes was barley/soybean. Wheat/soybean was the one that behaved in a more stable way through the different production models.

The greater application of technology reduced the sustainability of the three sequences in the two environments, while, except in rapeseed/soybean in NTM, a better quality of the environment through a greater depth of the soil resulted in improvements in sustainability.

The application of the constructed indicator system allowed, in addition, to identify the critical points to sustainability according to productive models and sequences. In the NTM produced in SS, for the three sequences, the efficiency of water use, energy efficiency and energy balance were limiting. In the NTA, in both types of soil, the critical point was the use of

pesticides. While for the rapeseed/soybean sequence, water use efficiency, energy efficiency and energy balance (associated with their low biomass production) were limiting in all production models and the use of pesticides was added in the NTA, either because of its effect internal to the system, on biodiversity, as well as external to the system, on water (associated with pollution).

**ANÁLISIS DEL IMPACTO SOBRE LA SUSTENTABILIDAD DE LA DIFUSIÓN DE LA COLZA Y DE LA CEBADA EN REEMPLAZO DEL TRIGO EN LA SECUENCIA TRIGO/SOJA 2ª EN EL PARTIDO DE TRES ARROYOS**

**Tesista: Adriana M. Chamorro**

Director: Ing. Agr. Santiago J. Sarandón

Co-director. Ing. Agr., Dr. Walter Pengue

<b>Agradecimientos</b> .....	III
<b>Resumen</b> .....	IV
<b>Abstract</b> .....	VIII
<b>Índice</b> .....	XII
<b>Índice de Tablas</b> .....	XVI
<b>Índice de Figuras</b> .....	XX
<b>Índice de Anexos</b> .....	XXIII
<b><u>CAPÍTULO 1: INTRODUCCIÓN</u></b> .....	1
1- Impacto del estilo de la agricultura sobre los agroecosistemas. Necesidad de una agricultura sustentable.....	1
2- Necesidad de evaluar el impacto de las prácticas agrícolas sobre los agroecosistemas.....	4
3- Sistemas de producción en el área de Tres Arroyos.....	11
4- Secuencia trigo/soja vs. colza/soja y cebada/soja .....	13
5- Modelos de producción de las secuencias cebada/soja, colza/soja y trigo/soja en el Partido de Tres Arroyos.....	16
6- Definición de sustentabilidad. Evaluación a través del uso de indicadores.....	23
7- Hipótesis y objetivos.....	24
8- Bibliografía.....	24
<b><u>CAPÍTULO 2: EVALUACIÓN DEL BALANCE DE ENERGÍA Y LA EFICIENCIA ENERGÉTICA DE DISTINTAS SECUENCIAS DE DOBLE CULTIVO Y MODELOS DE PRODUCCIÓN EN EL PARTIDO DE TRES ARROYOS</u></b> .....	36
<b>1- Introducción</b> .....	36
○ Factores que modifican el uso de la energía en los agroecosistemas.....	38
○ Los sistemas productivos del área de Tres Arroyos.....	44
○ Hipótesis .....	45
	XII

○ Objetivo .....	45
<b>2- Metodología</b> .....	45
<b>3- Resultados y discusión</b> .....	47
○ Los cultivos: balance de energía, eficiencia energética, distribución del gasto energético.....	47
○ Los cultivos: influencia del ambiente y del modelo de producción en su comportamiento energético.....	51
○ Las secuencias: influencia del ambiente y del modelo de producción en su comportamiento energético.....	57
○ El comportamiento de las secuencias y los cultivos.....	60
○ La influencia de los cultivos sobre la energía asignada a los distintos procesos ecológicos.....	64
○ La influencia del ambiente y la tecnología de producción sobre el comportamiento de los cultivos.....	65
○ La influencia del cultivo antecesor sobre el comportamiento de la soja .....	67
○ El comportamiento de las secuencias de cultivos y su relación con los cultivos que las componen.....	68
<b>4- Comentarios finales</b> .....	69
<b>5- Bibliografía</b> .....	71
<b><u>CAPÍTULO 3: EVALUACIÓN DEL BALANCE DE NUTRIENTES Y EL APORTE DE MATERIA ORGÁNICA AL SUELO DE DISTINTAS SECUENCIAS DE DOBLE CULTIVO Y MODELOS DE PRODUCCIÓN EN EL PARTIDO DE TRES ARROYOS</u></b>	79
<b>1- Introducción</b> .....	79
○ El suelo: sostén de la vida, base de la producción agrícola.....	79
○ Efectos de la agricultura sobre el suelo y su sostenibilidad.....	80
○ Influencia de los modelos productivos sobre el el balance de nutrientes y el contenido de materia orgánica y del suelo.....	84
○ El caso de Tres Arroyos.....	89
○ Hipótesis .....	90
○ Objetivo .....	90
<b>2- Metodología</b> .....	90
<b>3- Resultados y discusión</b> .....	91
○ Ingresos de nutrientes a los cultivos y secuencias en los distintos modelos productivos.....	91
○ Exportación de nutrientes por los cultivos y las secuencias en los distintos modelos productivos.....	93

○ Los balances de nutrientes de los cultivos y las secuencias en los diferentes modelos de producción.....	99
○ La producción de biomasa y el aporte de rastrojos de los cultivos y de las diferentes secuencias en los distintos modelos de producción.....	108
○ Las secuencias de cultivos, los modelos de producción y el suelo.....	112
<b>4- Comentarios finales</b> .....	115
<b>5- Bibliografía</b> .....	116
<b><u>CAPÍTULO 4: EVALUACIÓN DEL IMPACTO POR EL USO DE PLAGUICIDAS EN DISTINTAS SECUENCIAS DE DOBLE CULTIVO Y MODELOS DE PRODUCCIÓN EN EL PARTIDO DE TRES ARROYOS</u></b> .....	128
<b>1- Introducción</b> .....	128
○ Problemas ambientales asociados al uso de plaguicidas.....	129
○ Evaluación del impacto por el uso de plaguicidas en los agroecosistemas.....	130
○ Condicionantes del impacto generado por la utilización de plaguicidas en los agroecosistemas.....	134
○ Los sistemas productivos del área de Tres Arroyos.....	136
○ Hipótesis .....	136
○ Objetivo .....	137
<b>2- Metodología</b> .....	137
<b>3- Resultados y discusión</b> .....	139
○ Aplicación de plaguicidas a los cultivos.....	139
○ Impacto ambiental por uso de plaguicidas de las secuencias de cultivos en los distintos modelos de producción.....	143
○ Las secuencias de cultivos y los plaguicidas.....	150
○ El modelo de producción y el impacto ambiental por uso de plaguicidas.....	152
<b>4- Comentarios finales</b> .....	153
<b>5- Bibliografía</b> .....	155
<b><u>CAPÍTULO 5: EVALUACIÓN DEL USO DEL AGUA EN DISTINTAS SECUENCIAS DE DOBLE CULTIVO Y MODELOS DE PRODUCCIÓN EN EL PARTIDO DE TRES ARROYOS</u></b> .....	162
<b>1- Introducción</b> .....	162
○ Tendencias actuales en el uso del agua.....	163
○ El agua en la Argentina.....	169
○ Evaluación del uso del agua.....	171
○ Factores que modifican el uso del agua en los agroecosistemas.....	172
○ Los sistemas productivos del área de Tres Arroyos.....	174

○ Hipótesis .....	175
○ Objetivo .....	175
<b>2- Metodología</b> .....	175
<b>3- Resultados y discusión</b> .....	177
○ Agua virtual y eficiencia de uso del agua de los cultivos .....	177
○ Las secuencias de cultivos: agua virtual, eficiencia de uso del agua y modelos productivos.....	182
<b>4- Comentarios finales</b> .....	185
<b>5- Bibliografía</b> .....	187
<b><u>CAPÍTULO 6: ANÁLISIS DE LA SUSTENTABILIDAD ECOLÓGICA DE LAS SECUENCIAS DE CULTIVOS Y LOS MODELOS DE PRODUCCIÓN</u></b> .....	195
<b>1- Introducción</b> .....	195
○ Evaluación de la sustentabilidad. Uso de indicadores.....	197
○ Marco conceptual de la sustentabilidad.....	198
○ Los sistemas productivos del área de Tres Arroyos.....	199
○ Hipótesis .....	200
○ Objetivos .....	200
<b>2- Metodología</b> .....	201
<b>3- Resultados</b> .....	202
○ Definición de categorías de análisis, descriptores e indicadores. Ponderación.....	202
○ Cálculo y estandarización de los indicadores.....	205
○ Sustentabilidad ecológica de diferentes secuencias de cultivos producidas bajo distintos modelos de producción en el Partido de Tres Arroyos.....	211
<b>4- Discusión</b> .....	221
○ El sistema de indicadores construido.....	221
○ La sustentabilidad ecológica de las secuencias de cultivos en los distintos modelos de producción.....	223
○ Puntos críticos a la sustentabilidad.....	228
<b>5- Comentarios finales</b> .....	231
<b>6- Bibliografía</b> .....	233

## **ÍNDICE DE TABLAS**

<b>Tabla 1.1:</b> Superficie implantada (hectáreas) con cultivos de cosecha fina en el Partido de Tres Arroyos (provincia de Buenos Aires, Argentina). Campaña 2016/17.....	12
<b>Tabla 1.2:</b> Superficie implantada (hectáreas) con cultivos de cosecha gruesa en el Partido de Tres Arroyos (provincia de Buenos Aires, Argentina). Campaña 2016/17.....	12
<b>Tabla 1.3:</b> CEBADA. Modelos tecnológicos analizados en el Partido de Tres Arroyos (Buenos Aires, Argentina) para su producción en dos condiciones agroecológicas diferenciadas por la profundidad del suelo y con dos niveles tecnológicos.....	19
<b>Tabla 1.4:</b> COLZA. Modelos tecnológicos analizados en el Partido de Tres Arroyos (Buenos Aires, Argentina) para su producción en dos condiciones agroecológicas diferenciadas por la profundidad del suelo y con dos niveles tecnológicos .....	20
<b>Tabla 1.5:</b> TRIGO. Modelos tecnológicos analizados en el Partido de Tres Arroyos (Buenos Aires, Argentina) para su producción en dos condiciones agroecológicas diferenciadas por la profundidad del suelo y con dos niveles tecnológicos .....	21
<b>Tabla 1.6:</b> SOJA DE SEGUNDA. Modelos tecnológicos analizados en el Partido de Tres Arroyos (Buenos Aires, Argentina) para su producción en dos condiciones agroecológicas diferenciadas por la profundidad del suelo y con dos niveles tecnológicos .....	22
<b>Tabla 1.7:</b> Promedios de rendimiento de los cultivos invernales y de la soja (kg.ha <sup>-1</sup> ) en los modelos tecnológicos analizados en el Partido de Tres Arroyos (provincia de Buenos Aires, Argentina).....	22
<b>Tabla 2.1:</b> Ingreso y egreso de energía, balance de energía y eficiencia energética en la producción de colza, cebada, trigo y soja de segunda en el Partido de Tres Arroyos (Buenos Aires, Argentina) promedio de dos condiciones ecológicas y dos manejos tecnológicos.....	48
<b>Tabla 2.2:</b> Ingreso y egreso de energía, balance de energía y eficiencia energética en la producción de cebada, colza y trigo en el Partido de Tres Arroyos (Buenos Aires, Argentina) en dos zonas agroecológicas y bajo dos modalidades de producción.....	52
<b>Tabla 2.3:</b> CEBADA. Distribución por rubros del ingreso de energía en su producción en el Partido de Tres Arroyos (Buenos Aires, Argentina) en dos zonas agroecológicas y bajo dos modalidades de producción.....	53
<b>Tabla 2.4:</b> COLZA. Distribución por rubros del ingreso de energía en su producción en el Partido de Tres Arroyos (Buenos Aires, Argentina) en dos zonas	



agroecológicas y bajo dos modalidades de producción.....	54
<b>Tabla 2.5:</b> TRIGO. Distribución por rubros del ingreso de energía en su producción en el Partido de Tres Arroyos (Buenos Aires, Argentina) en dos zonas agroecológicas y bajo dos modalidades de producción.....	55
<b>Tabla 2.6:</b> SOJA DE SEGUNDA. Distribución por rubros del ingreso de energía en su producción con tres antecesores en el Partido de Tres Arroyos (Buenos Aires, Argentina, promedio de dos zonas agroecológicas y bajo dos modalidades de producción).....	55
<b>Tabla 2.7:</b> SOJA DE SEGUNDA. Distribución por rubros del ingreso de energía en su producción en el Partido de Tres Arroyos (Buenos Aires, Argentina) en dos zonas agroecológicas y bajo dos modalidades de producción (promedio de tres antecesores).....	56
<b>Tabla 2.8:</b> SOJA DE SEGUNDA. Ingreso y egreso de energía, balance de energía y eficiencia energética en su producción sucediendo a cebada, colza y trigo en el Partido de Tres Arroyos (Buenos Aires, Argentina) en dos zonas agroecológicas y bajo dos modalidades de producción.....	56
<b>Tabla 2.9:</b> Ingreso y egreso de energía, balance de energía y eficiencia energética en la producción de tres secuencias de cultivos en el Partido de Tres Arroyos (Buenos Aires, Argentina) en dos zonas agroecológicas y bajo dos modalidades de producción.....	58
<b>Tabla 2.10:</b> SECUENCIA CEBADA/SOJA. Distribución por rubros del ingreso de energía en su producción en el Partido de Tres Arroyos (Buenos Aires, Argentina) en dos zonas agroecológicas y bajo dos modalidades de producción.....	60
<b>Tabla 2.11:</b> SECUENCIA COLZA/SOJA. Distribución por rubros del ingreso de energía en su producción en el Partido de Tres Arroyos (Buenos Aires, Argentina) en dos zonas agroecológicas y bajo dos modalidades de producción.....	60
<b>Tabla 2.12:</b> SECUENCIA TRIGO/SOJA. Distribución por rubros del ingreso de energía en su producción en el Partido de Tres Arroyos (Buenos Aires, Argentina) en dos zonas agroecológicas y bajo dos modalidades de producción.....	60
<b>Tabla 3.1:</b> Balance de NITRÓGENO (kg.ha <sup>-1</sup> ) para cada cultivo de distintas secuencias de doble cultivo en dos ambientes agroecológicos y dos manejos tecnológicos en el Partido de Tres Arroyos (Buenos Aires, Argentina).....	101
<b>Tabla 3.2:</b> Balance de FÓSFORO (kg.ha <sup>-1</sup> ) para cada cultivo de distintas secuencias de doble cultivo en dos ambientes agroecológicos y dos manejos tecnológicos en el Partido de Tres Arroyos (Buenos Aires, Argentina).....	106
<b>Tabla 4.1:</b> Plaguicidas y dosis del producto comercial aplicados a los cultivos de	

cebada, colza, trigo y soja en los cuatro modelos tecnológicos analizados en el Partido de Tres Arroyos (Buenos Aires, Argentina).....	140
<b>Tabla 4.2:</b> Ranking de los plaguicidas utilizados en la producción de cebada, colza, trigo y soja en Tres Arroyos (Buenos Aires, Argentina) ordenados según el impacto del principio activo <i>per se</i> (EIQ) y según su impacto asociado a la dosis de aplicación (EIQ-FURt).....	144
<b>Tabla 4.3:</b> Componentes del coeficiente de impacto ambiental (EIQ-FURt) de la producción de colza, cebada, trigo y soja de segunda en el Partido de Tres Arroyos (Buenos Aires, Argentina) en dos condiciones ecológicas y dos manejos tecnológicos.....	147
<b>Tabla 5.1:</b> Rendimiento de los cultivos invernales (kg.ha <sup>-1</sup> ) en los modelos tecnológicos analizados en el Partido de Tres Arroyos (provincia de Buenos Aires, Argentina).....	176
<b>Tabla 5.2:</b> Rendimiento de soja (kg.ha <sup>-1</sup> ) como sucesora de distintos cultivos invernales en los modelos tecnológicos analizados en el Partido de Tres Arroyos (provincia de Buenos Aires, Argentina).....	176
<b>Tabla 5.3:</b> Agua virtual (l de agua.kg de producto <sup>-1</sup> ) de trigo, cebada, colza y soja de segunda en el Partido de Tres Arroyos (Buenos Aires, Argentina) promedio de dos condiciones ecológicas y dos manejos tecnológicos.....	178
<b>Tabla 5.4:</b> Agua virtual expresada en base energética (l de agua.MJ de producto <sup>-1</sup> ) de trigo, cebada, colza y soja de segunda en el Partido de Tres Arroyos (Buenos Aires, Argentina) promedio de dos condiciones ecológicas y dos manejos tecnológicos.....	179
<b>Tabla 5.5:</b> Agua virtual para cebada, colza y trigo cultivados en distintas condiciones ecológicas y de aplicación de tecnología expresada en rendimiento en grano (l de agua.kg de producto <sup>-1</sup> ) y en energía producida (l de agua.MJ producido <sup>-1</sup> ) en el Partido de Tres Arroyos (Buenos Aires, Argentina).....	179
<b>Tabla 5.6:</b> Agua virtual para soja de segunda sucediendo a distintos cultivos de invierno cultivados en distintas condiciones ecológicas y de aplicación de tecnología expresada en rendimiento en granos (l de agua.kg de producto <sup>-1</sup> ) y en energía producida (l de agua.MJ producido <sup>-1</sup> ) en el Partido de Tres Arroyos (Buenos Aires, Argentina).....	180
<b>Tabla 5.7:</b> Eficiencia de uso del agua para cebada, colza y trigo cultivados en distintas condiciones ecológicas y de aplicación de tecnología expresada en rendimiento en granos (kg.ha <sup>-1</sup> .mm <sup>-1</sup> ) y en energía producida (MJ.ha <sup>-1</sup> .mm <sup>-1</sup> ) en el Partido de Tres Arroyos (Buenos Aires, Argentina). ....	181

<b>Tabla 5.8:</b> Eficiencia de uso del agua soja de segunda sucediendo a distintos cultivos de invierno cultivados en distintas condiciones ecológicas y de aplicación de tecnología expresada en rendimiento en granos ( $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{mm}^{-1}$ ) y en energía producida ( $\text{MJ}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{mm}^{-1}$ ) en el Partido de Tres Arroyos (Buenos Aires, Argentina)....	182
<b>Tabla 5.9:</b> Agua virtual de distintas secuencias de doble cultivo producidas en distintas condiciones ecológicas y de aplicación de tecnología expresada en rendimiento en granos ( $\text{l de agua}\cdot\text{kg de producto}^{-1}$ ) y en energía producida ( $\text{l de agua}\cdot\text{MJ de producto}^{-1}$ ) en el Partido de Tres Arroyos (Buenos Aires, Argentina).....	183
<b>Tabla 5.10:</b> Eficiencia de uso del agua de distintas secuencias de doble cultivo producidas en distintas condiciones ecológicas y de aplicación de tecnología expresada en rendimiento en granos ( $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{mm}^{-1}$ ) y en energía producida ( $\text{MJ}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{mm}^{-1}$ ) en el Partido de Tres Arroyos (Buenos Aires, Argentina) .....	184
<b>Tabla 6.1:</b> Sistema de indicadores propuestos para la evaluación de la sustentabilidad ecológica de secuencias de doble cultivo en el Partido de Tres Arroyos (Argentina).....	204
<b>Tabla 6.2:</b> Indicadores de sustentabilidad ecológica para tres secuencias de doble cultivo producidas bajo el modelo SUELOS SOMEROS, NIVEL TECNOLÓGICO MEDIO, en el Partido de Tres Arroyos, Provincia de Buenos Aires (Argentina) .....	217
<b>Tabla 6.3:</b> Indicadores de sustentabilidad ecológica para tres secuencias de doble cultivo producidas bajo el modelo SUELOS SOMEROS, NIVEL TECNOLÓGICO ALTO, en el Partido de Tres Arroyos, Provincia de Buenos Aires (Argentina).....	218
<b>Tabla 6.4:</b> Indicadores de sustentabilidad ecológica para tres secuencias de doble cultivo producidas bajo el modelo SUELOS PROFUNDOS, NIVEL TECNOLÓGICO MEDIO, en el Partido de Tres Arroyos, Provincia de Buenos Aires (Argentina).....	219
<b>Tabla 6.5:</b> Indicadores de sustentabilidad ecológica para tres secuencias de doble cultivo producidas bajo el modelo SUELOS PROFUNDOS, NIVEL TECNOLÓGICO ALTO, en el Partido de Tres Arroyos, Provincia de Buenos Aires (Argentina).....	220

## **ÍNDICE DE FIGURAS**

<b>Figura 1.1:</b> a) Zonas agroecológicas del Proyecto Agroradar. b) Detalle de las mismas en el Partido de Tres Arroyos (Buenos Aires, Argentina).....	17
<b>Figura 2.1:</b> Energía ingresada en la producción de colza, cebada, trigo y soja de segunda en Tres Arroyos (Buenos Aires, Argentina), promedio de dos condiciones ecológicas y dos manejos tecnológicos. Distribución porcentual del gasto asociado a distintos procesos ecológicos.....	50
<b>Figura 3.1:</b> Ingreso de NITRÓGENO a los cultivos de cebada, colza, trigo y soja de segunda según los modelos de producción evaluados en tres secuencias de cultivos en Tres Arroyos (Buenos Aires, Argentina).....	92
<b>Figura 3.2:</b> Exportación de NITRÓGENO por los distintos cultivos componentes de tres secuencias de cultivos en Tres Arroyos (Buenos Aires, Argentina) en dos ambientes agroecológicos y dos manejos.....	94
<b>Figura 3.3:</b> Exportación de FÓSFORO por los distintos cultivos componentes de tres secuencias de cultivos en Tres Arroyos (Buenos Aires, Argentina) en dos ambientes agroecológicos y dos manejos.....	95
<b>Figura 3.4:</b> Exportación de AZUFRE por los distintos cultivos componentes de tres secuencias de cultivos en Tres Arroyos (Buenos Aires, Argentina) en dos ambientes agroecológicos y dos manejos.....	96
<b>Figura 3.5:</b> Exportación de POTASIO por los distintos cultivos componentes de tres secuencias de cultivos en Tres Arroyos (Buenos Aires, Argentina) en dos ambientes agroecológicos y dos manejos.....	97
<b>Figura 3.6:</b> Exportación de CALCIO por los distintos cultivos componentes de tres secuencias de cultivos en Tres Arroyos (Buenos Aires, Argentina) en dos ambientes agroecológicos y dos manejos.....	98
<b>Figura 3.7:</b> Exportación de MAGNESIO por los distintos cultivos componentes de tres secuencias de cultivos en Tres Arroyos (Buenos Aires, Argentina) en dos ambientes agroecológicos y dos manejos.....	99
<b>Figura 3.8:</b> Balance de NITRÓGENO para tres secuencias de cultivos en Tres Arroyos (Buenos Aires, Argentina) en dos ambientes agroecológicos y dos manejos.	100
<b>Figura 3.9:</b> Balances de FÓSFORO y AZUFRE para tres secuencias de cultivos en Tres Arroyos (Buenos Aires, Argentina) en dos ambientes agroecológicos y dos manejos.....	105
<b>Figura 3.10:</b> Balances de POTASIO, CALCIO y MAGNESIO para tres secuencias de cultivos en Tres Arroyos (Buenos Aires, Argentina) en dos ambientes agroecológicos y dos manejos.....	108

<b>Figura 3.11:</b> Producción de BIOMASA TOTAL AÉREA por los distintos cultivos componentes de tres secuencias de cultivos en Tres Arroyos (Buenos Aires, Argentina) en dos ambientes agroecológicos y dos manejos.....	109
<b>Figura 3.12:</b> Aporte de RASTROJO por los distintos cultivos componentes de tres secuencias de cultivos en Tres Arroyos (Buenos Aires, Argentina) en dos ambientes agroecológicos y dos manejos.....	110
<b>Figura 4.1:</b> Cantidad de plaguicidas aplicados a los cultivos de cebada, colza, trigo y soja de segunda, producidos en Tres Arroyos (Buenos Aires, Argentina) bajo dos manejos tecnológicos y dos ambientes agroecológicos .....	141
<b>Figura 4.2:</b> Distribución porcentual de los plaguicidas, clasificados según tipo de producto, aplicados a los cultivos de cebada, colza, trigo y soja de segunda, producidos en Tres Arroyos (Buenos Aires, Argentina) bajo dos manejos tecnológicos y dos ambientes agroecológicos .....	143
<b>Figura 4.3:</b> Impacto ambiental (EIQ-FURt) de los cultivos de cebada, colza, trigo y soja de segunda, producidos en Tres Arroyos (Buenos Aires, Argentina) bajo dos manejos tecnológicos y dos ambientes agroecológicos.....	145
<b>Figura 4.4:</b> Impacto ambiental (EIQ-FURt) de tres secuencias de cultivos producidas en Tres Arroyos (Buenos Aires, Argentina) bajo dos manejos tecnológicos y dos ambientes agroecológicos .....	147
<b>Figura 4.5:</b> Impacto ambiental (EIQ-FURt) discriminado según la clase de plaguicida (herbicida, insecticida o fungicida) de tres secuencias de cultivos producidos en Tres Arroyos (Buenos Aires, Argentina) bajo dos manejos tecnológicos y en dos ambientes.....	148
<b>Figura 4.6:</b> Impacto ambiental (EIQ-FURt) de los cultivos de cebada, colza, trigo y soja de segunda, calculado por tonelada de producto obtenido, producidos en Tres Arroyos (Buenos Aires, Argentina) bajo dos manejos tecnológicos y dos ambientes agroecológicos (de suelos someros y de suelos profundos).....	149
<b>Figura 4.7:</b> Impacto ambiental (EIQ-FURt) de tres secuencias de cultivos producidas en Tres Arroyos (Buenos Aires, Argentina), calculado por tonelada de producto obtenido, producido bajo dos manejos tecnológicos y dos ambientes agroecológicos (de suelos someros y de suelos profundos).....	149
<b>Figura 5.1:</b> Uso mundial del agua dulce disponible .....	163
<b>Figura 5.2:</b> Precipitaciones medias mensuales (2000-2010) en Tres Arroyos (Buenos Aires, Argentina).....	177
<b>Figura 6.1:</b> Representación gráfica de los indicadores de sustentabilidad ecológica para tres secuencias de doble cultivo en el modelo de producción "SUELOS	

SOMEROS, NIVEL TECNOLÓGICO MEDIO”, en el Partido de Tres Arroyos, Provincia de Buenos Aires (Argentina). .....	211
<b>Figura 6.2:</b> Representación gráfica de los indicadores de sustentabilidad ecológica para tres secuencias de doble cultivo en el modelo de producción “SUELOS SOMEROS, NIVEL TECNOLÓGICO ALTO”, en el Partido de Tres Arroyos, Provincia de Buenos Aires (Argentina).....	213
<b>Figura 6.3:</b> Representación gráfica de los indicadores de sustentabilidad ecológica para tres secuencias de doble cultivo en el modelo de producción “SUELOS PROFUNDOS, NIVEL TECNOLÓGICO MEDIO”, en el Partido de Tres Arroyos, Provincia de Buenos Aires (Argentina). .....	214
<b>Figura 6.4:</b> Representación gráfica de los indicadores de sustentabilidad ecológica para tres secuencias de doble cultivo en el modelo de producción “SUELOS PROFUNDOS, NIVEL TECNOLÓGICO ALTO”, en el Partido de Tres Arroyos, Provincia de Buenos Aires (Argentina).....	215

## **ÍNDICE DE ANEXOS**

<b>Anexo 1:</b> Caracterización del Partido de Tres Arroyos (provincia de Buenos Aires, Argentina).....	241
<b>Anexo 2:</b> Fuentes de información para la formulación de los modelos tecnológicos de las secuencias cebada/soja, colza/soja y trigo/soja en los dos ambientes y bajo los dos manejos evaluados en el trabajo, en el Partido de Tres Arroyos (provincia de Buenos Aires, Argentina).....	247
<b>Anexo 3:</b> Cálculo del rango de variación de rendimiento de la cebada, la colza, el trigo y la soja en los dos ambientes y bajo los dos manejos evaluados en el trabajo, en el Partido de Tres Arroyos (provincia de Buenos Aires, Argentina).....	249
<b>Anexo 4:</b> Valores utilizados en el cálculo de la eficiencia energética de las secuencias cebada/soja, colza/soja y trigo/soja en los dos ambientes y bajo los dos manejos evaluados en el trabajo, en el Partido de Tres Arroyos (provincia de Buenos Aires, Argentina) y fuentes bibliográficas respectivas.....	252
<b>Anexo 5:</b> Valores utilizados en el cálculo del balance de nutrientes de las secuencias cebada/soja, colza/soja y trigo/soja en los dos ambientes y bajo los dos manejos evaluados en el trabajo, en el Partido de Tres Arroyos (provincia de Buenos Aires, Argentina) y fuentes bibliográficas respectivas.....	258
<b>Anexo 6:</b> Descripción del modelo de Kovach <i>et al.</i> (1992) para el cálculo del Coeficiente de impacto ambiental de plaguicidas (EIQ: environmental impact quotient of pesticides).....	261
<b>Anexo 7:</b> Características de los plaguicidas utilizados en las distintas secuencias de cultivos. Valores utilizados para la evaluación del impacto ambiental.....	265
<b>Anexo 8:</b> Datos obtenidos para los distintos indicadores de sustentabilidad ecológica antes de su estandarización.....	266

# Capítulo 1

## INTRODUCCIÓN

### **1- Impacto del estilo de la agricultura sobre los agroecosistemas. Necesidad de una agricultura sustentable.**

Desde los comienzos de la agricultura, el ser humano ha disturbado los ecosistemas naturales con el propósito de generar condiciones para el crecimiento y producción de los cultivos necesarios para su subsistencia y otras necesidades. Esta modificación de los ecosistemas resulta en el reemplazo de la gran diversidad natural por unas pocas o una sola especie económicamente útil. La simplificación de la agricultura alcanza su máxima expresión en los monocultivos con uso intensivo de insumos externos en países desarrollados, agroecosistemas que presentan una alta inestabilidad debido a la gran homogeneidad del paisaje, en regiones especializadas en un solo tipo de actividad o cultivo. En este tipo de planteos, la alta productividad se mantiene mediante el uso de insumos de origen industrial, como combustibles fósiles, fertilizantes y agroquímicos. Tales insumos aseguran la disponibilidad de recursos a los cultivos, ya sea mediante su agregado o impidiendo la captura por parte de los competidores (malezas) y herbívoros (plagas y enfermedades) (de la Fuente *et al.*, 2003).

Si bien este modelo productivo ha logrado importantes incrementos en los rendimientos obtenidos, las prácticas derivadas de esta concepción moderna de la agricultura, han provocado una serie de problemas ecológicos, sociales, culturales y económicos: contaminación por plaguicidas con efectos sobre la salud humana y ambiental (García, 1997; Pengue, 2005; Devine *et al.*, 2008; Damalas & Eleftherohorinos, 2011; García-Gutiérrez & Rodríguez-Meza, 2012), contaminación de los cuerpos de agua (García, 1997; Korsahth & Eltum, 2000; MEA, 2005; García-Gutiérrez & Rodríguez-Meza, 2012; Aparicio *et al.*, 2015), colmatación y/o eutroficación de embalses (Gregory *et al.*, 2002; MEA, 2005; Pengue, 2005; CAWMA, 2007; Falkenmark *et al.*, 2007), disminución de la eficiencia energética (Pimentel *et al.*, 1990; Altieri & Nicholls, 2000; Gliessman, 2001; Moreno *et al.*, 2011; Zentner *et al.*, 2011), pérdida de capacidad productiva de los suelos (MEA, 2005; Pengue, 2005; Casas, 2006; Altieri & Nicholls, 2007), pérdida de nutrientes (Flores & Sarandón, 2002; Viglizzo *et al.*, 2001; Zazo *et al.*, 2011), deterioro de acuíferos (NRC, 1989; MEA, 2005; Pengue, 2005; CAWMA, 2007), dependencia creciente de agroquímicos (MEA, 2005; Pengue, 2005; Sarandón & Flores, 2014a), resistencia creciente a los plaguicidas (Luck *et al.*, 1977; Sweezy & Faber, 1990; Pengue, 2005; Martínez-Ghersa, 2011, Wolansky,



2011), pérdida de biodiversidad y erosión génica (Smith, 1988; MEA, 2005; Pengue, 2005; Altieri & Pengue, 2006; Martínez-Ghersa, 2011), erosión cultural (Shiva, 1991; MEA, 2005), creciente inseguridad acerca de la productividad y rentabilidad futura de los establecimientos agrícolas y marginación de los productores de menos recursos, concentración económica, exclusión social y éxodo rural (Altieri, 1993; Pengue, 2005; Altieri & Pengue, 2006; Mengo, 2008).

Durante mucho tiempo, se pensó que estas consecuencias de la actividad agrícola eran inevitables. Hoy se cree que tienen que ver con la manera en que se ha concebido y practicado la agricultura. En este sentido, son múltiples las cuestiones que han llevado a esta situación, entre ellas, la visión cortoplacista y productivista con que se ha encarado la producción agrícola moderna, así como una visión atomista y/o reduccionista que lleva a un insuficiente conocimiento sobre el funcionamiento de los agroecosistemas, priorizando el conocimiento de los componentes del sistema, más que las interacciones entre ellos (Sarandón & Flores, 2014b). Como consecuencia, los profesionales y técnicos de la agronomía tienen una deficiente formación en conceptos de la agricultura sustentable y manejo de agroecosistemas y se percibe una falta de asociación entre las actividades agrícolas y la ecología que parece enfrentar a agrónomos y ecólogos (Jackson & Piper, 1989; Altieri, 1991; NRC, 1991; Shiva, 1991; Daly, 1997; IICA, 1999; Sarandón, 2002a; Sarandón & Flores, 2014b).

Otra de las causas de estos problemas es el enfoque económico utilizado para la toma de decisiones. La forma generalizada de analizar las diferentes alternativas productivas es mediante el cálculo costo - beneficio, principal herramienta metodológica de la economía neoclásica. Sin embargo, las decisiones económicamente racionales surgidas de este análisis, frecuentemente se asocian con la aparición de problemas ecológicos y/o sociales (Flores & Sarandón, 2002, 2004, 2008; Zazo *et al.*, 2011). La razón subyace en las bases ideológicas propias de la economía neoclásica. Dentro de su concepción, el medio ambiente no reúne los atributos para ser considerado un bien económico. Es un bien indestructible y sin valor de cambio, por lo cual, no puede ser incorporado dentro del análisis costo – beneficio. En consecuencia, considera factible el aumento de la productividad a expensas del deterioro de los recursos naturales, contabilizándolo como un aumento de los ingresos, aunque en realidad, se esté destruyendo el capital natural (Yurjevic, 1993). De la misma manera, el sistema económico es concebido como un sistema cerrado, abstrayéndose de las leyes de la naturaleza, en que un agroecosistema recibe energía y materiales desde afuera y disipa calor y desperdicios al medio ambiente. Por esta razón, el análisis costo – beneficio ignora las principales causas humanas de la crisis ambiental: depredación y degradación de la naturaleza por la utilización de los recursos naturales a un ritmo no

recuperable, o emisión al medio de contaminantes a un ritmo superior a la capacidad de reciclaje del ecosistema (Foladori, 2001). Sumado a esto, la economía neoclásica, supone la convertibilidad de materia y precio, lo cual no siempre es cierto (Foladori, 2001)

Es decir, el análisis costo - beneficio sólo considera las propiedades cuantitativas monetizables y una sola perspectiva de evaluación (Castells & Munda, 1999), lo que conduce a la separación entre los problemas ecológicos y aquellos relacionados con la eficiencia económica. De esta manera, decisiones que aparecen como económicamente racionales pueden ser, a su vez, ecológicamente insustentables (Rees & Wackemagel, 1999; Zhen *et al.*, 2005; Flores & Sarandón, 2008; Reig *et al.*, 2010; Zazo *et al.*, 2011) generando externalidades y/o deterioro de los propios recursos productivos. Si bien hay ámbitos en los que se reconoce que el mercado no es un mecanismo adecuado para valorar los bienes ambientales, no se ha diseñado un mecanismo alternativo universalmente aceptado (Sarandón, 2002a; Flores & Sarandón, 2014). Por lo tanto, la toma de decisiones acerca de los modelos agrícolas a seguir o adoptar, debe estar basada en un análisis más completo (acerca de su sustentabilidad), basado en la evaluación de varios aspectos a la vez, usando indicadores biofísicos, más que la representación de su “supuesto valor” a través de un precio.

Sin embargo, aún persisten problemas en cuanto a la aplicación de criterios y metodologías adecuadas para evaluar la sustentabilidad de las prácticas agrícolas. No hay dudas de que un análisis multidimensional y complejo como el de la sustentabilidad no puede ser abordado con el enfoque reduccionista prevaleciente hasta ahora. Existe consenso creciente acerca de que el logro de una agricultura sustentable exige un cambio en la forma en que se han abordado, hasta ahora, los sistemas agropecuarios. Es necesario adoptar una visión sistémica y holística a través de la cual los agroecosistemas se visualicen como sistemas ecológicos asociados a variables socioeconómicas, cuyo fin es una producción de utilidad económica y, por lo tanto, deben permitir compatibilizar la obtención de un flujo de bienes y servicios sin comprometer la capacidad productiva de los recursos para futuras generaciones (Altieri, 1994; Gliessman, 2002; Sarandón, 2002b; Gliessman *et al.*, 2007; Altieri *et al.*, 2012; Sarandón & Flores, 2014b).

La relación entre la intensificación agrícola, el manejo de los recursos naturales y el desarrollo socio-económico es compleja ya que las actividades de producción impactan los recursos naturales y tienen consecuencias para la salud y el medio ambiente. Por este motivo, se plantea la necesidad de una agricultura sustentable que sea, al mismo tiempo, productiva y eficiente en cuanto al uso de los recursos, de modo que provea alimentos suficientes y servicios ecosistémicos para las generaciones presentes y futuras, en una era de cambio climático, gastos energéticos en ascenso, inconformismo social, inestabilidad

económica y degradación ambiental creciente (Altieri *et al.*, 2012). Es en este sentido que Sarandón & Sarandón (1993) proponen algunas condiciones para que la agricultura sea sustentable: que sea económicamente viable, socialmente aceptable, suficientemente productiva, que conserve la base de recursos naturales y preserve la integridad del ambiente en el ámbito local, regional y global. Sólo una agricultura con estas características permitirá que esta generación cumpla con su deber ético de no comprometer la satisfacción de las necesidades de las generaciones futuras.

## **2- Necesidad de evaluar el impacto de las prácticas agrícolas sobre los agroecosistemas.**

La introducción de nuevos cultivos en un área, la difusión a gran escala de cultivos ya existentes o el cambio en las prácticas de manejo producen importantes cambios en los agroecosistemas, no sólo considerados a nivel de lote o establecimiento, sino también a nivel regional. En este sentido, distintos autores han evaluado comparativamente la sustentabilidad de diferentes sistemas de producción o alternativas de manejo (Pacini *et al.*, 2003; Rasul & Thapa, 2004; Tschakert, 2004; Tzilivakis *et al.*, 2005, Sarandón *et al.*, 2006; Abbona *et al.*, 2007; Dellepiane & Sarandón, 2011; Dellepiane *et al.*, 2015; Flores & Sarandón, 2015)

En nuestro país, Viglizzo *et al.* (2001) analizaron y discutieron los cambios en el uso de la tierra ocurridos en la región pampeana en el período 1880 - 1980, y su efecto sobre propiedades ecológicas críticas como la cobertura del suelo, el flujo de energía, la dinámica de nutrientes y la hidrología, así como los trade-offs (o relaciones de compromiso) entre productividad, estabilidad y sostenibilidad de los sistemas analizados. Posteriormente, Viglizzo *et al.* (2003) desarrollaron un set de indicadores que incluyeron el uso de la tierra, el uso de energía fósil y su eficiencia, balances de N y P, riesgos de contaminación por N y P, contaminación por pesticidas, riesgo de erosión del suelo, intervención del hábitat, cambios en el stock de carbono del suelo y balance de gases invernadero. Estos autores evaluaron la evolución de estos indicadores entre los años 1960 y 1996 en seis regiones de la Pampa argentina señalando que, si bien el sistema diseñado no permite decir si la agricultura en la Pampa como un todo es sustentable o no, da tendencias en el tiempo para las distintas regiones y permite hacer comparaciones. Una versión mejorada de este set de indicadores se plasmó en el Software Agro-Eco-Index® con el objetivo, entre otros, de evaluar la performance ambiental de los establecimientos agropecuarios y guiar los primeros pasos en la certificación ecológica de procesos agrícolas (Viglizzo *et al.*, 2006).

Este conjunto de indicadores desarrollado por Viglizzo *et al.* (2006) fue utilizado por Frank (2007) para evaluar el impacto agroecológico del uso de la tierra a diferentes escalas en la región pampeana, que le permitió identificar trade-offs y sinergias entre la productividad agrícola y los indicadores agroecológicos utilizados. También analizó los factores determinantes del impacto agroecológico en la región y cómo cambiaron al modificar la escala de análisis y evaluar las diferentes áreas agroecológicas que la componen.

Por su parte, Ghera & Ghera (1983), y posteriormente Ghera (2005) describieron cómo la difusión del cultivo de soja en la pampa ondulada a partir de 1970, resultó en profundos cambios en distintos niveles de organización del agroecosistema (bioma, comunidad), en las prácticas de manejo, en la capacidad productiva del recurso suelo y determinó un incremento en el uso de insumos externos como necesidad para mantener el funcionamiento del sistema con altos rendimientos. Pengue (2001) también analizó el impacto de la expansión del cultivo de la soja en la Argentina, desde una perspectiva aún más amplia, involucrando aspectos no sólo ambientales, sino también productivos, sociales y económicos.

Ghera *et al.* (2002) desarrollaron indicadores de manejo sustentable de la tierra para evaluar y clasificar una serie de establecimientos del centro oeste de la provincia de Buenos Aires y Ferraro *et al.* (2003) desarrollaron y aplicaron un conjunto de indicadores para evaluar, más específicamente, el impacto ambiental de las labranzas y el uso de plaguicidas en la misma zona.

Paralelamente, el programa Millennium Ecosystem Assessment (MEA, 2005) reconoció los diversos beneficios que los ecosistemas prestan al ser humano, a los que denominó servicios ecosistémicos. En este marco, una serie de autores, en nuestro país, estudiaron cómo distintos factores, como el cambio en el uso y la cobertura de la tierra, el uso de insumos, la aplicación de tecnología, las enfermedades, malezas, plagas y hasta el clima, impactan sobre la provisión de estos servicios por parte de los diferentes ecosistemas, a distintas escalas geográficas y temporales (Ghera *et al.*, 2002; Viglizzo *et al.*, 2003; Paruelo *et al.*, 2006; Viglizzo & Frank, 2006; Carreño & Viglizzo, 2007; Rótolo & Francis, 2008; Caride *et al.*, 2012; Carreño *et al.*, 2012; Gavier-Pizarro *et al.*, 2012). Barral & Maceira (2012) plantearon que la planificación del uso de la tierra en base a la evaluación de la provisión de servicios ecosistémicos es una poderosa herramienta para prevenir costos ambientales negativos que con las técnicas tradicionales de evaluación de impacto ambiental no son habitualmente detectados. De la misma manera, Viglizzo *et al.* (2012) plantearon su utilidad, en conjunto con indicadores de tipo económico y social para la toma de decisiones en políticas relativas al uso de la tierra. En este sentido, Altesor *et al.* (2011)

enfaticaron que el concepto de servicios ecosistémicos representa una aproximación integral para incorporar la dimensión ambiental en la toma de decisiones, planificar el uso de la tierra y promover el bienestar humano a la vez que favorece la articulación entre el sistema científico y los tomadores de decisiones, públicos y privados haciendo posible la resolución de conflictos sobre bases más objetivas. En los últimos años, este enfoque se ha nutrido de la investigación de un buen número de científicos de nuestro país que han avanzado tanto en el marco conceptual como en el estudio del funcionamiento de los ecosistemas y la valoración ecológica de sus servicios en distintas ecorregiones de la Argentina, en su uso para el ordenamiento territorial, en las ventajas y limitaciones de las distintas aproximaciones y herramientas para evaluar los servicios ecosistémicos, y también en los aspectos legales, económicos y sociales relacionados con la valoración de estos servicios ambientales (Lattera *et al.*, 2011)

Pero también se han analizado algunos aspectos de la sustentabilidad de manera parcial. Entre ellos, el uso de la **energía** en los agroecosistemas adquiere una importancia actual en el marco de crisis energética y problemas de calentamiento global. Un eficiente uso de la energía en la agricultura es importante para lograr una producción agrícola sustentable, para optimizar el retorno económico, para preservar las reservas de combustibles fósiles y para reducir la contaminación del aire (Pervanchon *et al.*, 2002; Tzilivakis *et al.*, 2005; Rathke & Dieprenbock, 2006; Gliessman *et al.*, 2007; Zentner *et al.*, 2011; Bundschuh *et al.*, 2014; Pratibha *et al.*, 2015). Las consecuencias de una baja eficiencia energética de los sistemas productivos, se verifican entonces tanto a nivel del propio predio en términos financieros, como a nivel global reduciendo las reservas de recursos no renovables y produciendo contaminación.

A pesar de lo anterior, las evaluaciones relativas al uso y eficiencia del uso de la energía en la producción agropecuaria, en nuestro país, sólo han empezado a evaluarse recientemente (Abbona *et al.*, 2004; Flores *et al.*, 2004; Sarandón & Iermanó, 2005; Denoia *et al.*, 2006; Viglizzo *et al.*, 2006, Frank, 2007; Dilascio *et al.*, 2009; Tamagno *et al.*, 2009; Ferraro, 2012; Chamorro *et al.*, 2016). En otros países, son objeto de preocupación, sobre todo en cultivos productores de fuentes de energía renovable, como biocombustibles, a partir de especies oleaginosas, o etanol, a partir de cereales o especies sacaríferas (Monti & Venturi, 2003; Venturi & Venturi, 2003; Rathke & Dieprenbock, 2006).

A diferencia de los aspectos energéticos, el impacto de la agricultura sobre el suelo ha recibido más atención en nuestro país. Algunos autores (Heredia *et al.*, 2003; Losinno & Conti, 2005; Manso & Forján, 2012; Manso & Zamora, 2012; Manso & Forján, 2015) analizaron indicadores de la fertilidad de los suelos de la región pampeana. Otros estimaron el **balance de nutrientes** para diferentes secuencias agrícolas (Forján, 2004; Cordone *et*

*al.*, 2005; Forján & Manso, 2012a; Golik *et al.*, 2014) o para determinados períodos agrícolas (Cruzate & Casas, 2003; Flores & Sarandón, 2002; Zazo *et al.*, 2011, Cruzate & Casas, 2012). Esto señala avances en la toma de conciencia de los efectos que la actividad agrícola tiene sobre un componente fundamental del agroecosistema como es el recurso suelo.

La mayor parte de los trabajos mencionados hacen una evaluación cuantitativa del impacto de la agricultura o de ciertas prácticas sobre las propiedades del suelo; pero son pocos los que intentan asignar un costo a las pérdidas registradas. Cordone *et al.* (2005) calcularon el costo promedio anual de la pérdida de nutrientes para distintas secuencias agrícolas; Flores & Sarandón (2002) dimensionaron y asignaron un valor monetario a las pérdidas de nutrientes de los suelos de la región pampeana en el período 1970-2000, discutiendo las razones que habrían determinado las pérdidas registradas. De manera similar, Zazo *et al.* (2011) cuantificaron y discutieron las pérdidas de nutrientes y carbono edáfico durante el proceso de “sojización” del Partido de Arrecifes, en el período 1987-2007. Cano *et al.* (2017), en Pergamino, calcularon los balances de nitrógeno y fósforo para distintas rotaciones y manejos de una serie de empresas agrícolas, determinando el costo ambiental asociado a los balances negativos.

Desde una visión agroecológica, la evaluación del impacto de cambios en las prácticas agrícolas en el recurso suelo, es necesario realizarla evaluando tanto la degradación y/o contaminación de los recursos a nivel intrapredial (la finca), como a nivel extrapredial o regional, ya que las consecuencias se registran en ambos niveles.

Últimamente, ha cobrado gran importancia el **balance de carbono** en la producción agrícola y la forma en que es modificado por las distintas prácticas de manejo. Estas prácticas tienen sustancial efecto a nivel de predio: el carbono orgánico del suelo es un importante índice de calidad del suelo por su relación con la productividad de los cultivos (Lal, 2004; Morón, 2004; Casas, 2007; Manlay *et al.*, 2007; Lal, 2010; Andriulo & Irizar, 2012) y es esencial mantener sus niveles para el logro de una agricultura sustentable a largo plazo (Kundu *et al.*, 2007). De acuerdo con Tschakert (2004), debe considerarse el beneficio de un balance positivo de carbono para los propios productores, no sólo en términos de productividad en el mediano o largo plazo, sino en términos económicos, en función de su viabilidad y ventaja financiera inmediata.

Por otro lado, el incremento observado y proyectado de la emisión de gases invernadero, con sus efectos sobre el calentamiento global, ha llevado a identificar distintas opciones para mitigarlo, entre las que se encuentra el secuestro de carbono en el suelo (Lal, 2004). Cabe mencionar en este punto, el sistema actual de compra-venta de emisiones de gases de efecto invernadero establecido en el marco del Protocolo de Kyoto (1997), entre

los que se encuentran los bonos de carbono que permiten recibir un beneficio económico por capturar carbono.

Otro tema a tener en cuenta cuando se producen cambios en los sistemas productivos, es el derivado por en el **uso de plaguicidas**, tanto de las dosis aplicadas como los principios activos y las condiciones de aplicación. Estos cambios pueden impactar tanto dentro, como fuera del sistema, poniendo en riesgo la salud humana, contaminando aguas superficiales y subterráneas, suelo y aire (Ares, 2004; Devine *et al.*, 2008; Damalas & Eleftherohorinos, 2011; Aparicio *et al.*, 2015), y contribuyendo a la pérdida de biodiversidad y deterioro de hábitats naturales (Sattler *et al.*, 2007; Devine *et al.*, 2008; Martínez-Ghersa, 2011).

La exposición ambiental que puede producir una serie de tratamientos químicos aplicados a un cultivo, depende de las propiedades químicas de los ingredientes activos, del agente de dispersión, la forma y dosis de aplicación, y de las características ambientales del sitio en que se realiza la aplicación (van der Werf, 1996; Lewis *et al.*, 1997; Bedmar, 2006; Arias-Estévez *et al.*, 2008; Alletto *et al.*, 2010; Aparicio *et al.*, 2015; Garrido *et al.*, 2015). El coeficiente de partición de cada pesticida determinará su afinidad por el agua, el aire o el suelo y su persistencia en los distintos ambientes. Los factores que afectan la movilidad y persistencia de los agroquímicos están relacionados con el régimen de precipitaciones, la intensidad del escurrimiento superficial y el régimen térmico promedio de la zona (Knisel & Davis, 2000; Bedmar, 2006; Alletto *et al.*, 2010; Aparicio *et al.*, 2015). La vulnerabilidad de los organismos no-objetivo depende de la estructura y distribución espacial de la biodiversidad en el área (Ares, 2003).

Si bien el **agua** siempre fue altamente valorada como factor de producción en la actividad agropecuaria, en las últimas décadas su uso ha adquirido una enorme relevancia. Por un lado, se han puesto en evidencia muy fuertemente otros usuarios como las ciudades, las industrias y los propios ecosistemas, y a la vez, la competencia entre ellos por el uso del agua (MEA, 2005, CAWMA, 2007). Por otro lado, desde que Allan (1997) definió al agua virtual como el volumen total de agua utilizada directa o indirectamente en la elaboración de un producto, cambió totalmente la manera en que se mira el comercio internacional ya que es posible ahora visualizarlo como un mercado de agua. En un marco de creciente escasez de este recurso, en algunos casos física y en otros económica, por falta de recursos financieros, humanos o institucionales que garanticen su provisión (Molden *et al.*, 2007), cobra gran importancia mejorar la eficiencia con que este recurso es usado.

De lo expuesto precedentemente surge la necesidad, de mejorar nuestra capacidad de análisis sobre las consecuencias que la difusión de ciertos cultivos, su reemplazo por otros,

o el cambio en las formas de producción, puedan tener a nivel regional, no sólo en el corto sino en el mediano plazo. Como Sarandón & Sarandón (1993) señalaron, es necesario comprender “a priori” los impactos que las prácticas agrícolas tienen sobre el medio ambiente. La previsión es necesaria para diseñar y aplicar medidas adecuadas a fin de minimizar tales impactos. Como ejemplo, resulta valioso el análisis realizado por Ares (2004) quien, frente al crecimiento del cultivo de citrus en Misiones, estimó el riesgo ambiental (incluido el ser humano) derivado del uso de pesticidas en esta provincia, planteando distintos escenarios y a futuro, de reemplazo de los cultivos tradicionales (té, yerba mate y tabaco) por montes citrícolas. Este autor concluyó en la necesidad de que la reconversión del sector agrícola de la provincia se realice en el marco de una efectiva implementación de un Programa de Control Integrado de Pestes a fin de no elevar los niveles de riesgo ecotoxicológico, al menos en un plazo de 20 años.

Sin embargo, la mayor parte de los estudios mencionados precedentemente, se limitan a evaluar un solo aspecto de la sustentabilidad. La escuela de la economía ecológica, considera que existe una pluralidad de valores en la evaluación de los posibles usos de la tierra. La noción de desarrollo sostenible es multidimensional y, por lo tanto, debe ser interpretada ampliamente. Dentro de esta concepción, se han desarrollado metodologías conocidas como “multicriterio”, que ayudan a analizar una realidad desde distintas perspectivas y teniendo en cuenta varios objetivos a la vez. Pero una consecuencia de incluir varias dimensiones, es la imposibilidad de maximizarlas todas al mismo tiempo por lo que, generalmente, lo que se encuentra es una “solución de compromiso” (Munda, 2003; Falconi & Burbano, 2004). Este tipo de análisis es especialmente apropiado para la evaluación social de las políticas públicas en materia de gestión ambiental, en que los científicos se enfrentan a problemas introducidos a través de políticas en los cuales es común que los hechos sean inciertos, los valores estén en conflicto, los intereses sean altos y las decisiones urgentes, pudiendo los problemas de decisión ser operacionalizados mediante un marco multicriterio que sea transparente, participativo y consistente (Munda, 2004).

Por otro lado, distintos autores han desarrollado sistemas de indicadores a fin de evaluar en una forma holística, en qué medida un determinado sistema productivo cumple con los requisitos de sustentabilidad (Gayoso & Iroumé, 1991; Hammond *et al.*, 1995; Smyth & Dumansky, 1995; Gómez *et al.*, 1996; Bockstaller *et al.*, 1997; Lewandowsky *et al.*, 1999; Sarandón, 1999, Lefroy *et al.*, 2000; Tellarini & Caporali, 2000, Ghera *et al.*, 2002; Ferraro *et al.*, 2003; Pacini *et al.*, 2003; Sarandón *et al.*, 2003, Viglizzo *et al.*, 2006; Sarandón *et al.*, 2006; Flores, 2012). Estos sistemas de indicadores, que se desarrollan para cada situación en particular en función de los objetivos, han permitido, por ejemplo, en Uruguay, comparar



distintas políticas de conservación de diversidad biológica en los humedales de Laguna Merín (Evia & Sarandón, 2002) y, en nuestro país, detectar los puntos críticos de sistemas agrícolas de fincas en Misiones. También permiten identificar sus causas y proponer soluciones a mediano plazo (Sarandón *et al.*, 2006), evaluar la sustentabilidad de sistemas tradicionales de manejo de viñedos analizando los principios ecológicos subyacentes e investigando las posibles consecuencias de aplicar diferentes prácticas de manejo (Abbona *et al.*, 2007), han mostrado ser más útiles para evaluar y comparar la sustentabilidad de producciones hortícolas orgánicas y convencionales, que el análisis de costo – beneficio (Flores *et al.*, 2004), y han permitido evaluar el grado de avance hacia la sustentabilidad de sistemas de producción en transición agroecológica (Flores & Sarandón, 2015). A su vez, estas metodologías se consideran valiosas para predecir la sustentabilidad de distintos sistemas en el futuro y proponer medidas correctivas.

Por su lado, el INTA, a través del Programa Nacional de Gestión Ambiental, ha desarrollado un sistema estandarizado de monitoreo agroambiental, a través de indicadores, diseñados para mostrar grandes patrones geográficos y tendencias temporales, con el objetivo de cuantificar transformaciones relevantes (progreso, estabilidad o retroceso) en el ambiente rural, informar a los niveles de decisión política y a los sectores empresariales sobre condiciones actuales y tendencias críticas y facilitar el análisis ambiental de políticas, programas y proyectos (Iglesias, 2004). Para la evaluación a nivel de empresa agropecuaria, se ha propuesto el Análisis de Ciclo de Vida en la Gestión Ambiental de productos, actividades o servicios, que analiza todos los eslabones de la cadena con un enfoque integral, y cuya unidad de referencia es la tonelada de producto obtenido. Viglizzo *et al.* (2006) desarrollaron una metodología que se concretó en el programa AGRO-ECO-INDEX, que efectúa la evaluación ambiental a nivel de establecimiento agropecuario, que permite visualizar en forma cuantitativa y cualitativa la gestión ambiental de la empresa agropecuaria y ver los impactos de cambios en los sistemas de producción de la misma. La última versión permite generar un esquema gráfico (panel de control) que ofrece una rápida visión de la situación ambiental.

Sin embargo, es importante aclarar que no existe un conjunto de indicadores predefinidos que pueda ser usado para la evaluación de cualquier sistema productivo. La sustentabilidad como concepto no es unívoco, es a veces ambiguo y admite varias interpretaciones según el marco conceptual empleado. No siempre bajo los mismos términos se quiere significar lo mismo. Por lo tanto, previamente al desarrollo del sistema de indicadores, es necesario un planteo claro de la definición de sustentabilidad a la cual se adhiere, así como de los objetivos, tanto de la evaluación propiamente dicha, como de

aquellos que deben ser satisfechos a fin de considerar sustentable el o los sistemas bajo análisis.

La complejidad del concepto de sustentabilidad como la multiplicidad de puntos de vista posibles de la misma, genera la necesidad de un planteo claro y preciso del marco conceptual en el cual se trabajará. Esta definición permitirá la selección y adopción de los indicadores adecuados para cada situación en particular, ya que no existen indicadores universales o “listos para usar” sino que el conjunto de indicadores es específico para cada situación y objetivo/s.

### **3- Sistemas de producción en el área de Tres Arroyos.**

En el Partido de Tres Arroyos y los Partidos circundantes (González Chaves, San Cayetano, Coronel Dorrego) tradicionalmente han predominado sistemas de producción mixtos, que incluyen tanto actividades agrícolas como ganaderas. En los últimos años se está registrando un proceso de agriculturización, evidenciado no sólo por una reducción de los períodos ganaderos en relación a los agrícolas, sino también por la utilización de suelos de baja aptitud para la producción de cultivos de cosecha. Esta tendencia se refleja en los porcentajes de suelos destinados al uso agrícola, que históricamente fue de un 50%, creció valores cercanos al 60% a principios de la década del '80, y ha alcanzado casi el 80% de la superficie total de los establecimientos promedio de la región luego del año 2000. Dentro del área, el Partido de Tres Arroyos es el que ha registrado con mayor intensidad el proceso descrito (Forján, 2004, 2005).

El aumento de la superficie asignada a cultivos de cosecha ha estado acompañado por la incorporación en las secuencias, de cultivos de verano, primero girasol, luego maíz y, en los últimos años soja. Así, en esta zona que antes era típicamente triguera, la superficie de cultivos para la campaña 2004/2005 se distribuyó a razón de 54,1% para cultivos de invierno y 30,8% para los de verano, y en 2015/16, estos últimos ocuparon un 61,7% de las tierras agrícolas, de las cuales 80% correspondió a soja, 12% a maíz, 6% a girasol y menos del 1% a sorgo (Forján & Manso, 2016a). Por otro lado, también se ha intensificado el uso de la tierra a través de la modalidad de “siembra de segunda”, que se ha difundido en gran medida, tanto en la soja como en el maíz y el sorgo y, en el caso de la soja, representa el 46% de la superficie total implantada con este cultivo (Forján & Manso, 2016a). Si bien, inicialmente la soja de segunda se implantaba bajo distintos cultivos de invierno aunque, predominantemente, trigo, hoy en día el antecesor más frecuente es la cebada (Forján & Manso, 2013).

La ocupación de la tierra por cultivos de invierno y verano para la campaña 2016/17 se muestra en las Tablas 1.1 y 1.2. En 2016, los cultivos de cosecha fina redujeron marcadamente su superficie con respecto a la campaña anterior. A pesar de esto, el trigo pan, probablemente por la quita de retenciones y una mejora en los márgenes, incrementó fuertemente su participación en la superficie sembrada, alcanzando casi un 47% del área total asignada a los cultivos cosecha fina. La cebada cervecera, al igual que el conjunto, redujo notablemente su superficie, en algo más de 50000 ha respecto de la campaña anterior. La colza, que en 2015 ya había alcanzado tan sólo 787 ha, se sembró en muy baja cantidad de lotes, no permitiendo la estimación de su superficie con una exactitud aceptable.

Los cultivos de cosecha gruesa, si bien también redujeron su superficie respecto de la campaña anterior, ocuparon una mayor área que los cultivos de cosecha fina. Las deficitarias condiciones hídricas para las siembras de segunda redujeron su participación en el total a casi un 33%. El 61% de la superficie dedicada a cosecha gruesa se asignó a soja, pero el maíz y girasol recuperaron área de siembra respecto de la campaña anterior. La relación entre superficies de oleaginosas y gramíneas alcanzó un valor de 3,5:1, más favorable que años anteriores.

**Tabla 1.1:** Superficie implantada (hectáreas) con cultivos de cosecha fina en el Partido de Tres Arroyos (provincia de Buenos Aires, Argentina). Campaña 2016/17.

Cultivo	Trigo pan	Trigo candeal	Cebada	Avena grano	Alpiste	Total
<b>Superficie</b>	93398	20174	73971	11208	747	199498

Fuente: Forján & Manso (2017a)

**Tabla 1.2:** Superficie implantada (hectáreas) con cultivos de cosecha gruesa en el Partido de Tres Arroyos (provincia de Buenos Aires, Argentina). Campaña 2016/17.

	Girasol	Maíz	Soja	Sorgo	Total
<b>De Primera</b>	44891	33668	104745	748	184052
<b>De Segunda</b>	1496	26186	62099	0	89781
<b>Total</b>	46387	59854	166843	748	273833

Fuente: Forján & Manso (2017b)

Forján (2003) ha cuestionado la viabilidad del sistema agrícola regional tomando en cuenta aspectos como la falta de una fertilización balanceada, los bajos niveles de reposición de nutrientes del suelo y la pérdida de materia orgánica, considerando la incorporación de cultivos de segunda (como la soja) como factores de aumento de la inestabilidad de los sistemas de producción. Más recientemente, frente a los cambios operados en los sistemas productivos de la región de Tres Arroyos, que incluyeron la difusión de la siembra directa, aunque implementada en sistemas más diversificados que

otras regiones del país, Forján & Manso (2012b) plantearon la necesidad de que el propietario de la tierra participe de las decisiones de uso de la misma. Tales decisiones no pueden quedar tan sólo en manos del arrendatario ya que usualmente éste se basa en aspectos económicos que priorizan resultados de muy corto plazo, siendo necesaria una visión más integral de los sistemas de producción que tiendan a la sustentabilidad de los mismos. Entre los problemas asociados a la expansión de la agricultura en la región se señalan la disminución de la diversidad de cultivos, el aumento de la escala de producción y de inversión asociado a la industrialización de la agricultura, y un aumento alarmante de la presencia de la soja en las secuencias de cultivos (Forján & Manso, 2015). Entre sus consecuencias se mencionan la inestabilidad productiva y empresaria, la pérdida de la capacidad productiva de los suelos y el aumento en el uso de agroquímicos que hacen peligrar la sustentabilidad de los sistemas productivos, y que se deberían principalmente a la alta frecuencia de soja en las rotaciones, cuyos balances negativos de carbono del suelo y de nitrógeno y escaso aporte de rastrojos, de baja relación C/N, aún implantada bajo siembra directa, genera efectos negativos en el suelo (Forján & Manso, 2015). Queda así planteada la necesidad de una visión integral y a más largo plazo que la actual para poder contribuir al desarrollo de sistemas regionales sustentables así como la necesidad de evaluar *a priori* las distintas opciones de uso de la tierra a fin de prevenir posibles impactos negativos.

#### **4- Secuencia trigo/soja vs. colza/soja y cebada/soja.**

La soja (*Glycine max* (L.) Merr) no se difundió rápidamente en el sur de la provincia de Buenos Aires. En 1989, Inchausti definió un margen limitado para la fecha siembra de soja en el sudeste bonaerense, por cuestiones térmicas al inicio, y por exceso de humedad al final del ciclo del cultivo, otorgando de esta manera, poca viabilidad al cultivo de segunda. Es así, como la evolución de la soja en la zona fue lenta y principalmente en siembras de primera. En el período 1990-1999 el promedio de siembra en el Partido de Tres Arroyos fue de 2.485 ha (SAGPyA, 2005). Cuando se difunden los materiales resistentes a glifosato, el productor vio la posibilidad de sembrar soja, no sólo por la ventaja económica del cultivo, sino también para “limpiar el lote de malezas”. Con el tiempo, la soja de segunda empezó a sembrarse después del trigo a pesar de los bajos rendimientos obtenidos, por sus ventajas en el control de malezas. Es así como en la campaña 2000/01 la superficie sembrada con soja ascendió a 22.000 ha, a 54.000 ha en la 2003/04, y en la campaña 2015/16 superó las 277.000 ha, representando el 80% de la superficie destinada a cultivos de verano en el Partido, y de las cuales casi 127.000 ha (45%) fueron bajo la modalidad “de segunda” (Forján & Manso, 2016a).

Los cultivos invernales que pueden ser utilizados como antecesores en este planteo son varios, pero los más usados son trigo (*Triticum aestivum* L.), cebada (*Hordeum vulgare* L.) y colza (*Brassica napus* L.). El cultivo de trigo presenta su mayor área de siembra en el sur de la provincia de Buenos Aires, resultando ser el cultivo de cosecha fina de mayor trascendencia en el Partido de Tres Arroyos. Es el cultivo tradicional en esta área, donde ha logrado una amplia adaptación a las condiciones ambientales y alcanza habitualmente buenos niveles de producción, además, por el conocimiento que los productores han adquirido sobre su manejo. El trigo junto con el girasol son los cultivos típicos del sur de la provincia de Buenos Aires, integrándose muy bien en la secuencia agrícola de los sistemas mixtos predominantes. La sensibilidad del trigo a los cambios originados ya sea por el manejo como por el ambiente productivo lo ha llevado a ser utilizado como cultivo de referencia en los ensayos de larga duración conducidos en la zona (Forján & Manso, 2012a).

La colza es una oleaginosa de ciclo invernal que pertenece a la familia de las Brassicáceas. Hacia el año 2000 se empezó a registrar un incremento de su superficie superando las 10.000 ha, ubicadas, la mayor parte, en el centro sur de la provincia de Buenos Aires (Iriarte, 2002). Esto se relacionó con su característica de liberar el lote más temprano que el trigo, facilitando la implantación de soja de segunda en una fecha más adecuada (Zamora *et al.*, 2004). A nivel país, el crecimiento de esta oleaginosa fue lento no superando hasta el año 2006 las 19.000 ha (Iriarte & López, 2014), registrándose posteriormente un rápido incremento, sobre todo en nuevas áreas como Entre Ríos, y algunas zonas marginales como el norte de Córdoba y Santiago del Estero, y alcanzando las 120.000 ha para el año 2012. Sin embargo, en el Partido de Tres Arroyos, la superficie registrada en la campaña 2015/16 no alcanzó las 1000 ha, representando tan sólo un 0,3% de la superficie asignada a cultivos de invierno (Forján & Manso, 2016b), y se redujo aún más en la última campaña, en que ni siquiera pudo ser cuantificada (Forján & Manso, 2017a; SIIA, 2017).

La secuencia colza/soja es considerada altamente rentable en la región (Iriarte, 2016), y probablemente, lo que esté limitando aún su difusión, se relacione más con dificultades propias del cultivo de colza (como algunas cuestiones técnicas sobre su implantación en siembra directa, el control de malezas, dificultades en la cosecha, y otras como falta de equipos adecuados para el acondicionamiento y transporte) que con aspectos relacionados con la secuencia en sí misma. Sin embargo, el atractivo de un mayor margen bruto, puede ir tentando cada vez a mayor cantidad de productores, incluso fuera del área de Tres Arroyos. Sobre todo, si se van resolviendo los aspectos técnicos y comerciales que frenan el crecimiento de la colza en el país. Evidentemente, esta decisión se basará, como

históricamente viene ocurriendo, en resultados económicos calculados según la economía neoclásica, la cual ya ha demostrado no ser ecológicamente adecuada por no incluir en los costos los aspectos relacionados con la preservación de los recursos naturales ni con los costos sociales. Es en este punto donde es necesario considerar las posibilidades de difusión de esta secuencia (colza/soja) en reemplazo de trigo/soja, incluso, no sólo a nivel de la zona, sino tomar en cuenta la posibilidad de su difusión en el resto de la región pampeana.

El freno en la difusión de la colza habría estado influenciado también por el crecimiento de otro cultivo invernal que ha reemplazado al trigo en los sistemas productivos de Tres Arroyos y buena parte de la zona sur de la provincia de Buenos Aires: la cebada. La cebada es un cultivo similar al trigo ya que se trata de una gramínea de ciclo invernal pero alcanza distintos niveles de producción. Este cultivo viene registrando un crecimiento permanente en el país, desde el año 1985 en que se cultivaban unas 100.000 ha, que se ha asociado al aumento de la capacidad maltera y de la exportación de malta (Cattáneo, 2013). Pero además, el crecimiento de la cebada en el país se intensificó a partir del año 2000 gracias al incremento del cultivo de soja, y al buen comportamiento de la cebada como antecesora de la soja en la secuencia de doble cultivo. A partir del 2010, la cebada ronda entre los 1,2 y 1,5 millones de hectáreas en el país, situación que se vio favorecida por la apertura del mercado internacional de cebada forrajera como grano para Argentina y el desaliento de la producción triguera a nivel local (Cattáneo, 2013).

En Tres Arroyos, el trigo sufrió un fuerte desplazamiento por parte de la cebada, cuya área de siembra en la campaña 2015/16 fue de algo más de 130.000 ha, equivalente al 50,8% de la superficie asignada a cultivos invernales en el Partido (Forján & Manso, 2016b).

El trigo, la cebada y la colza son cultivos con diferentes requerimientos de nutrientes y niveles de exportación de los mismos, que dejan distinto volumen de rastrojo, el que, a su vez, es de diferente calidad. El planteo productivo, en términos de aplicación de productos que se hace en cada cultivo, ya sea fertilizantes como plaguicidas, también difiere. El efecto del cultivo antecesor sobre la soja es distinto entre el trigo, la cebada y la colza. Estas cuestiones determinan la necesidad de evaluar desde un punto de vista agroecológico la viabilidad de estas secuencias.

Por otro lado, tanto el ambiente agroecológico, en función de su potencial productivo como de sus limitaciones, al igual que las características propias del productor, relacionadas tanto con su escala de producción y posibilidades financieras como con sus ideas y creencias, imponen diferencias en el manejo de los cultivos que determinan diferente productividad de los cultivos y efectos sobre el ambiente.

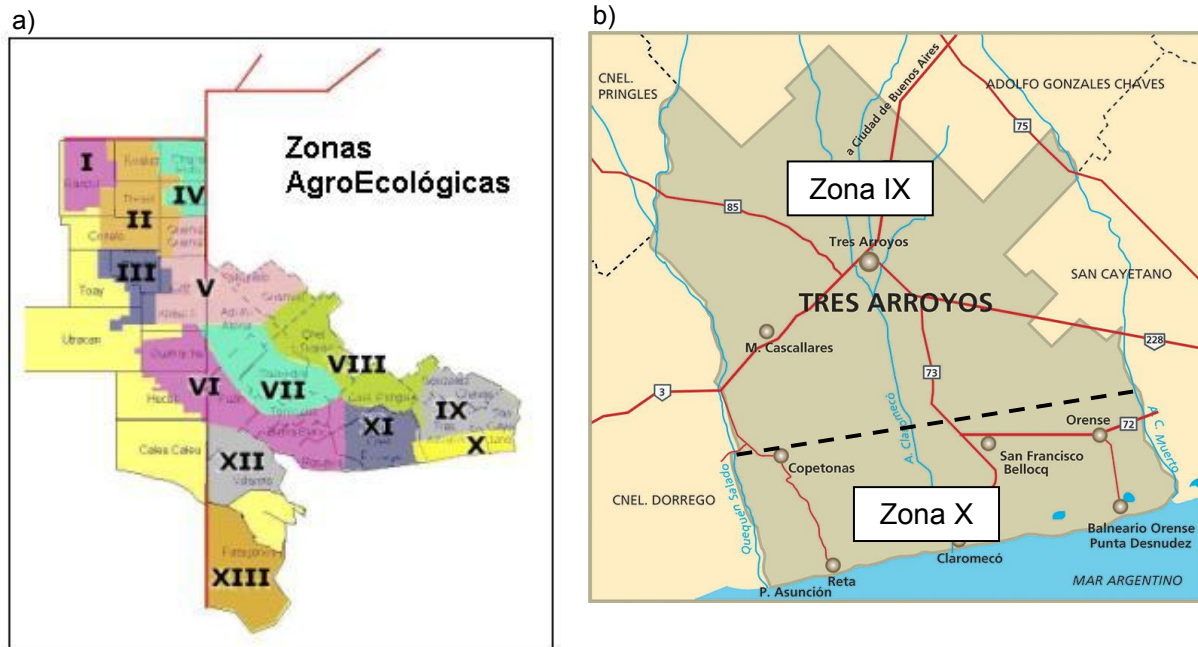
Es de esperar, por lo tanto, que las diferentes secuencias de doble cultivo producidas bajo distintos modelos de producción tengan distintos impactos sobre los recursos naturales de los cuales dependen, tanto a nivel de predio como fuera del mismo.

Dada la limitación ya señalada, de los instrumentos económicos actualmente en uso para evaluar cabalmente el beneficio o el perjuicio de la difusión o reducción de un cultivo, una práctica o una tecnología, debido a la no inclusión de los aspectos ecológicos y sociales en su cálculo (Pretty *et al.*, 2000; Flores & Sarandón, 2002, 2004; Zazo *et al.*, 2011), surge la necesidad de la evaluación *a priori* de la sustentabilidad, como concepto integrador, de las posibles tecnologías o cultivos factibles de difundirse, con el objeto de predecir los cambios que se producirán en los agroecosistemas y en la región, y tomar medidas preventivas sobre bases fundadas.

## **5- Modelos de producción de las secuencias cebada/soja, colza/soja y trigo/soja en el Partido de Tres Arroyos.**

Para definir los modelos de producción de estas tres secuencias de cultivos en el Partido de Tres Arroyos, primeramente, se identificaron dos zonas agroecológicas de diferente productividad. Para esto se utilizó la zonificación realizada por el Proyecto AgroRadar del INTA (Daitch *et al.*, 2011), que distingue la zona IX, que comprende la mayor parte del Partido y la zona X, que abarca la zona costera (Figura 1.1).

La zona IX forma parte de la Pampa Austral Interserrana, son extensas llanuras suavemente onduladas caracterizadas por la presencia de tosca entre los 50 y 100 cm de profundidad, sobre la que se agrega un manto loésico postpampeano de espesor variable. Predominan los *Argiudoles petrocálicos*. El régimen hídrico es subhúmedo seco con una precipitación anual de 741 mm reduciéndose en sentido este-oeste. La zona X se diferencia de la anterior principalmente porque los suelos predominantes, si bien son también *Argiudoles*, no presentan la capa de tosca por encima del metro de profundidad, lo cual hace que tengan, en general, mayor capacidad de almacenar agua en el perfil. La cantidad de precipitaciones, además, es mayor que en la zona IX, con una media anual de 825 mm. A los efectos del trabajo, estas zonas fueron identificadas como de “suelos someros” (zona IX) y de “suelos profundos” (zona X). Una descripción más detallada del Partido de Tres Arroyos se presenta en el Anexo 1.



**Figura 1.1:** a) Zonas agroecológicas del Proyecto Agroradar. b) Detalle de las mismas en el Partido de Tres Arroyos (Buenos Aires, Argentina). La zona IX corresponde a la zona de suelos someros, la zona X corresponde a la zona de suelos profundos.

En segunda instancia, se reconocieron en cada zona agroecológica dos modalidades de producción o niveles de aplicación de tecnología, los que se denominaron “nivel tecnológico medio” y “nivel tecnológico alto”. La primera modalidad corresponde a la usada más frecuentemente, en general por productores que obtienen niveles de rendimientos cercanos al promedio para el ambiente agroecológico correspondiente. La modalidad de nivel tecnológico alto, es más bien utilizada por productores que suelen obtener mayores rendimientos y se asocia a un mayor uso de insumos externos. Estas dos formas de producción se registran en los dos ambientes agroecológicos definidos, aunque con diferencias, por lo cual se registraron cuatro modelos productivos básicos coexistentes en el Partido que serán analizados en el trabajo. El modelo tecnológico implica, tanto el modelo productivo en cuanto a maquinarias utilizadas, tipo de semilla empleada, tipo y dosis de agroquímicos aplicados, como niveles de producción alcanzados en los distintos cultivos componentes de las secuencias.

Para conocer estos modelos, en cada zona, se utilizó información recabada de la web, de distintas fuentes bibliográfica y se consultó a profesionales y técnicos de la zona, la mayoría de los cuales se desempeñan en la Chacra Experimental Integrada Barrow, INTA-MAA (Anexo 2). De acuerdo a los técnicos y profesionales consultados, cada modelo es la manera más usual en que los productores del área manejan sus cultivos según la zona de



producción y el nivel tecnológico. En las Tablas 1.3, 1.4, 1.5 y 1.6 se detallan los cuatro modelos tecnológicos evaluados.

Para los datos de los rendimientos obtenidos por los distintos cultivos, el insumo básico fueron las bases estadísticas del SIIA del Ministerio de Agricultura Ganadería y Pesca de la Nación (2017), pero para tener esos datos discriminados según cada modelo de producción fue fundamental la información suministrada por los técnicos de la Chacra Integrada Barrow, y las publicaciones surgidas de sus ensayos de rotaciones y secuencias de cultivos, de larga duración, los cuales se realizan en macroparcelas por lo que los rendimientos obtenidos son similares a los de los productores: Forján *et al.* (2008); Forján & Manso (2008, 2012c); Forján *et al.* (2013, 2014).

Para los distintos cultivos se calculó el rango de variación de los rendimientos. Esto no se pudo hacer de la manera usual ya que no se trabajó con información directa de los productores ni con un gran número de datos como cuando se usan encuestas. Para el cálculo se partió de la idea de que, dentro de cada modelo de producción, las fuentes más importantes de variación de los rendimientos serían las condiciones meteorológicas particulares de cada año y los diferentes genotipos utilizados. Por este motivo, se utilizaron los datos de los informes de distintos años de ensayos comparativos de rendimiento de cada cultivo en la Chacra Experimental Integrada Barrow, ya que serían afectados por los mismos factores. Se calcularon los rangos porcentuales para estos datos y ese porcentaje se aplicó a los datos rendimientos definidos para cada modelo de producción. Los valores obtenidos se presentan en la Tabla 1.7, y la forma de cálculo en el Anexo 3.

En cuanto a la predominancia de los distintos modelos de producción definidos, es necesario señalar, en principio, que el 75-80% de los suelos del Partido presentan tosca a diferente profundidad, pero siempre limitando el perfil, y en estos suelos generalmente se produce con un nivel tecnológico medio en el que los productores tienden a realizar laboreo del suelo. Existe un menor porcentaje de estos suelos que se trabajan con un nivel tecnológico alto y también con uno bajo. En el ambiente de suelos profundos, por otro lado, se trabaja principalmente con un nivel tecnológico alto, con una alta proporción de siembra directa y predominan los propietarios de la tierra (Horacio Forján, com. pers.).

**Tabla 1.3:** CEBADA. Modelos tecnológicos analizados en el Partido de Tres Arroyos (Buenos Aires, Argentina) para su producción en dos condiciones agroecológicas diferenciadas por la profundidad del suelo y con dos niveles tecnológicos.

<b>Zona</b>	<b>Suelos someros</b>		<b>Suelos profundos</b>	
<b>Nivel tecnológico</b>	<b>Medio</b>	<b>Alto</b>	<b>Medio</b>	<b>Alto</b>
<b>Preparación del suelo</b>	1 Rastra de discos 1 Rastra de discos + rodillo 1 cultivador de campo	Siembra Directa	1 Rastra de discos 1 Rastra de discos + rodillo 1 cultivador de campo	Siembra Directa
<b>Siembra-Densidad</b>	Con cajón abonador 120 kg.ha <sup>-1</sup>	Con cajón abonador 130 kg.ha <sup>-1</sup> semilla original curada	Con cajón abonador 120 kg.ha <sup>-1</sup>	Con cajón abonador 130 kg.ha <sup>-1</sup> semilla original curada
<b>Fertilización</b>	Siembra: fosfato diamónico 85 kg.ha <sup>-1</sup> Macollaje: urea 120 kg.ha <sup>-1</sup>	Siembra: fosfato diamónico 90 kg.ha <sup>-1</sup> Macollaje: urea 140 kg.ha <sup>-1</sup>	Siembra: fosfato diamónico 90 kg.ha <sup>-1</sup> Macollaje: urea 140 kg.ha <sup>-1</sup>	Siembra: fosfato diamónico 100 kg.ha <sup>-1</sup> Macollaje: urea 170 kg.ha <sup>-1</sup>
<b>Insecticidas</b>	----	----	----	----
<b>Herbicidas</b>	Macollaje: 2,4-D 0,4 l.ha <sup>-1</sup> + dicamba 0,1 l.ha <sup>-1</sup>	Barbecho: glifosato 2 l.ha <sup>-1</sup> + 2,4-D 0,4 l.ha <sup>-1</sup> Macollaje: dicamba 0,1 l.ha <sup>-1</sup>	Macollaje: 2,4-D 0,4 l.ha <sup>-1</sup> + dicamba 0,1 l.ha <sup>-1</sup>	Barbecho: glifosato 2 l.ha <sup>-1</sup> + 2,4-D 0,4 l.ha <sup>-1</sup> Macollaje: dicamba 0,1 l.ha <sup>-1</sup>
<b>Fungicidas</b>	----	Curasemilla: carbendazim 20% + thiram 20% 300 g.100 kg semilla <sup>-1</sup>	----	Curasemilla: carbendazim 20% + thiram 20% 300 g.100 kg semilla <sup>-1</sup>
<b>Cosecha</b>	Directa	Directa	Directa	Directa

**Tabla 1.4:** COLZA. Modelos tecnológicos analizados en el Partido de Tres Arroyos (Buenos Aires, Argentina) para su producción en dos condiciones agroecológicas diferenciadas por la profundidad del suelo y con dos niveles tecnológicos.

Zona	Suelos someros		Suelos profundos	
Nivel tecnológico	Medio	Alto	Medio	Alto
<b>Preparación del suelo</b>	1 Rastra de discos 1 Rastra de discos + rodillo 1 cultivador de campo	Siembra Directa	1 Rastra de discos 1 Rastra de discos + rodillo 1 cultivador de campo	Siembra Directa
<b>Siembra – Densidad</b>	Con cajón abonador 6 kg.ha <sup>-1</sup>	Con cajón abonador 6,5 kg.ha <sup>-1</sup> semilla original curada	Con cajón abonador 6 kg.ha <sup>-1</sup>	Con cajón abonador 6,5 kg.ha <sup>-1</sup> semilla original curada
<b>Fertilización</b>	Siembra: fosfato diamónico 80 kg.ha <sup>-1</sup> Roseta: urea 120 kg.ha <sup>-1</sup>	Siembra: fosfato diamónico 100 kg.ha <sup>-1</sup> + sulfato de amonio 80 kg.ha <sup>-1</sup> Roseta: urea 140 kg.ha <sup>-1</sup>	Siembra: fosfato diamónico 80 kg.ha <sup>-1</sup> Roseta: urea 140 kg.ha <sup>-1</sup>	Siembra: fosfato diamónico 100 kg.ha <sup>-1</sup> + sulfato de amonio 80 kg.ha <sup>-1</sup> Roseta: urea 200 kg.ha <sup>-1</sup>
<b>Insecticidas</b>	Floración (F1): cipermetrina 0,1 l.ha <sup>-1</sup> + clorpirifós 0,5 l.ha <sup>-1</sup>	Floración (F1): cipermetrina 0,1 l.ha <sup>-1</sup> + clorpirifós 0,5 l.ha <sup>-1</sup>	Floración (F1): cipermetrina 0,1 l.ha <sup>-1</sup> + clorpirifós 0,5 l.ha <sup>-1</sup>	Floración (F1): cipermetrina 0,1 l.ha <sup>-1</sup> + clorpirifós 0,5 l.ha <sup>-1</sup>
<b>Herbicidas</b>	Pre-siembra: trifluralina 1,8 l.ha <sup>-1</sup>	Barbecho: glifosato 4l.ha <sup>-1</sup> Roseta: propaquizafop 0,7 l.ha <sup>-1</sup> + dicamba 0,1 l.ha <sup>-1</sup>	Pre-siembra: trifluralina 1,8 l.ha <sup>-1</sup> Roseta: propaquizafop 0,7 l.ha <sup>-1</sup>	Barbecho: glifosato 4l.ha <sup>-1</sup> Roseta: propaquizafop 0,7 l.ha <sup>-1</sup> + dicamba 0,1 l.ha <sup>-1</sup>
<b>Fungicidas</b>	---	Curasemilla: carbendazim 20% + thiram 20% 300 g.100 kg semilla <sup>-1</sup>	---	Curasemilla: carbendazim 20% + thiram 20% 300 g.100 kg semilla <sup>-1</sup>
<b>Cosecha</b>	Corte e hilerado	Corte e hilerado	Corte e hilerado	Corte e hilerado

**Tabla 1.5:** TRIGO. Modelos tecnológicos analizados en el Partido de Tres Arroyos (Buenos Aires, Argentina) para su producción en dos condiciones agroecológicas diferenciadas por la profundidad del suelo y con dos niveles tecnológicos.

Zona	Suelos someros		Suelos profundos	
Nivel tecnológico	Medio	Alto	Medio	Alto
<b>Preparación del suelo</b>	1 Rastra de discos 1 Rastra de discos + rodillo 1 cultivador de campo	Siembra Directa	1 Rastra de discos 1 Rastra de discos + rodillo 1 cultivador de campo	Siembra Directa
<b>Siembra – Densidad</b>	Con cajón abonador 100 kg.ha <sup>-1</sup>	Con cajón abonador 110 kg.ha <sup>-1</sup> semilla original curada	Con cajón abonador 100 kg.ha <sup>-1</sup>	Con cajón abonador 110 kg.ha <sup>-1</sup> semilla original curada
<b>Fertilización</b>	Siembra: fosfato diamónico 80 kg/ha Macollaje: urea 110 kg.ha <sup>-1</sup>	Siembra: fosfato diamónico 100 kg/ha Macollaje: urea 140 kg.ha <sup>-1</sup>	Siembra: fosfato diamónico 80 kg/ha Macollaje: urea 140 kg.ha <sup>-1</sup>	Siembra: fosfato diamónico 100 kg/ha Macollaje: urea 200 kg.ha <sup>-1</sup>
<b>Insecticidas</b>	---	Antesis, llenado: cipermetrina 0,1 l.ha <sup>-1</sup>	---	Antesis, llenado: cipermetrina 0,1 l.ha <sup>-1</sup>
<b>Herbicidas</b>	Macollaje: metsulfurón metil 60% + dicamba 57,71% (Misil II) 0,1 l.ha <sup>-1</sup>	Barbecho: glifosato 2 l.ha <sup>-1</sup> + 2,4-D 0,4 l.ha <sup>-1</sup> Macollaje: metsulfurón metil 60% + dicamba 57,71% (Misil II) 0,1 l.ha <sup>-1</sup>	Macollaje: metsulfurón metil 60% + dicamba 57,71% (Misil II) 0,1 l.ha <sup>-1</sup>	Barbecho: glifosato 2 l.ha <sup>-1</sup> + 2,4-D 0,4 l.ha <sup>-1</sup> (2 aplicaciones) Macollaje: metsulfurón metil 60% + dicamba 57,71% (Misil II) 0,1 l.ha <sup>-1</sup>
<b>Fungicidas</b>	----	Curasemilla: carbendazim 20% + thiram 20% 300g.100 kg semilla <sup>-1</sup>	----	Curasemilla: carbendazim 20% + thiram 20% 300g.100 kg semilla <sup>-1</sup> Antesis: Epoxiconazol 12,5% + kresoxim-metil 12,5% (Allegro) 0,75 l.ha <sup>-1</sup>
<b>Cosecha</b>	Directa	Directa	Directa	Directa

**Tabla 1.6:** SOJA DE SEGUNDA. Modelos tecnológicos analizados en el Partido de Tres Arroyos (Buenos Aires, Argentina) para su producción en dos condiciones agroecológicas diferenciadas por la profundidad del suelo y con dos niveles tecnológicos.

Zona	Suelos someros		Suelos profundos	
Nivel tecnológico	Medio	Alto	Medio	Alto
<b>Preparación del suelo</b>	Siembra Directa	Siembra Directa	Siembra Directa	Siembra Directa
<b>Siembra – Densidad</b>	85 kg.ha <sup>-1</sup> semilla inoculada	Con cajón abonador 85 kg.ha <sup>-1</sup> semilla inoculada	85 kg.ha <sup>-1</sup> semilla inoculada	Con cajón abonador 85 kg.ha <sup>-1</sup> semilla inoculada
<b>Fertilización</b>	----	Siembra: fosfato diamónico 70 kg.ha <sup>-1</sup>	----	Siembra: fosfato diamónico 70 kg.ha <sup>-1</sup>
<b>Insecticidas</b>	Fructificación: cipermetrina 0,1 l.ha <sup>-1</sup>	Fructificación: cipermetrina 0,1 l.ha <sup>-1</sup>	Fructificación: cipermetrina 0,1 l.ha <sup>-1</sup>	Fructificación: cipermetrina 0,1 l.ha <sup>-1</sup>
<b>Herbicidas</b>	Barbecho: glifosato 2 l.ha <sup>-1</sup> Cultivo: glifosato 2 l.ha <sup>-1</sup>	Barbecho: glifosato 2 l.ha <sup>-1</sup> Cultivo: glifosato 2 l.ha <sup>-1</sup>	Barbecho: glifosato 2 l.ha <sup>-1</sup> Cultivo: glifosato 2 l.ha <sup>-1</sup>	Barbecho: glifosato 2 l.ha <sup>-1</sup> Cultivo: glifosato 2 l.ha <sup>-1</sup>
<b>Fungicidas</b>	----	----	----	----
<b>Otros</b>	inoculante	inoculante	inoculante	inoculante
<b>Cosecha</b>	Directa	Directa	Directa	Directa

**Tabla 1.7:** Promedios de rendimiento de los cultivos invernales y de la soja (kg.ha<sup>-1</sup>) en los modelos tecnológicos analizados en el Partido de Tres Arroyos (provincia de Buenos Aires, Argentina). Entre paréntesis se indican los rangos de variación.

Ambiente	Nivel tecnológico	Cultivo	Cebada/soja	Colza/soja	Trigo/soja
Suelos someros	Medio	Antecesor	3500 (2888 – 4113)	1700 (1199 – 2202)	3200 (2256 – 4144)
		Soja	1600 (1216 – 1984)	1500 (1140 – 1860)	1100 (836 – 1364)
	Alto	Antecesor	5000 (4125 – 5875)	2000 (1410 – 2590)	4300 (3032 – 5569)
		Soja	1800 (1368 – 2232)	1700 (1292 – 2108)	1400 (1064 – 1736)
Suelos profundos	Medio	Antecesor	4500 (3713 – 5288)	2000 (1410 – 2590)	4500 (3173 – 5828)
		Soja	1800 (1368 – 2232)	1700 (1292 – 2108)	1400 (1064 – 1736)
	Alto	Antecesor	6000 (4950 – 7050)	2500 (1763 – 3238)	6000 (4230 – 7770)
		Soja	2000 (1520 – 2480)	2000 (1520 – 2480)	1700 (1292 – 2108)

## 6- Definición de sustentabilidad. Evaluación a través del uso de indicadores.

Una definición amplia de agricultura sustentable, que incluye además de los elementos ecológicos, elementos sociales, económicos y políticos, es la elaborada por el IICA: *“La sustentabilidad de la agricultura y de los recursos naturales se refiere al uso de recursos biofísicos, económicos y sociales según su capacidad, en un espacio geográfico, para, mediante tecnologías biofísicas, económicas, sociales e institucionales, obtener bienes y servicios directos o indirectos de la agricultura y de los recursos naturales para satisfacer las necesidades de las generaciones presentes y futuras. El valor presente de bienes y servicios debe representar más que un valor de las externalidades y los insumos incorporados, mejorando o por lo menos manteniendo de forma indefinida, la productividad futura del ambiente físico y social. Además de eso, el valor presente debe estar equitativamente distribuido entre los participantes del proceso”* (Ehlers, 1994). El presente proyecto, se centrará en la evaluación de los aspectos ecológicos de la sustentabilidad. Para tal efecto, adoptará la siguiente definición: *“Se considera que para que un sistema sea sustentable debe mantener constante el capital natural entendido como las reservas ambientales que proveen bienes y servicios en el futuro”* (Constanza & Daly, 1992; Harte, 1995). La dimensión ecológica de la definición de sustentabilidad toma en cuenta tanto la conservación de los recursos productivos propios como el impacto sobre los recursos externos al sistema en consideración.

Evaluar la sustentabilidad no es sencillo, entre otros motivos por su complejidad y su característica multidimensional. Para ello, es necesario el desarrollo de indicadores que reflejen, de manera simplificada, distintos aspectos de esa naturaleza compleja en valores claros, objetivos y generales. Estos indicadores deben estar estrechamente relacionados con alguno de los requisitos de sustentabilidad, ser adecuados al objetivo perseguido, ser de fácil recolección y uso y confiables, sencillos de interpretar, robustos e integradores (Sarandón, 2002c).

Por lo tanto, un indicador es una variable, seleccionada y cuantificada que permite ver una tendencia que de otra manera no es fácilmente detectable (Sarandón, 2002c). Para comparar la sustentabilidad ecológica de los sistemas cebada/soja, colza /soja y trigo/soja se considerarán indicadores que permitan evaluar distintos aspectos de la dimensión ecológica de la sustentabilidad. Considerando que un sistema ecológicamente adecuado debe conservar los recursos intraprediales y extraprediales, entre los recursos que se entiende deben ser conservados se encuentran el *suelo*, el *agua*, la *biodiversidad* y la *energía*. Por lo tanto, se analizará primeramente, el comportamiento de las secuencias en relación a los mismos y posteriormente seleccionarán indicadores que permitan evaluarlos.

Para esto último se utilizará el camino lógico de análisis para el diseño de sistemas de indicadores propuesto por Sarandón & Flores (2009).

## 7- HIPÓTESIS

- Los cambios en el uso de la tierra provocados por la implementación de la secuencia colza/soja o cebada/soja en reemplazo trigo/soja en el Partido de Tres Arroyos, modifican el funcionamiento de los agroecosistemas e impactan sobre su sustentabilidad ecológica
- El impacto sobre la sustentabilidad ecológica es dependiente de los niveles de tecnología aplicados a los cultivos y de las características del ambiente físico-biológico de la zona.

## OBJETIVOS

- Analizar, comparativamente, el funcionamiento de los sistemas de producción cebada/soja, colza/soja y trigo/soja como distintas opciones de uso de la tierra en el área de Tres Arroyos en relación a aspectos que hacen al uso de la energía, de los nutrientes, al uso del agua y al impacto por uso de plaguicidas.
- Evaluar, comparativamente, a través de indicadores biofísicos la sustentabilidad ecológica de los sistemas de producción cebada/soja, colza/soja y trigo/soja, como distintas opciones de uso de la tierra en el área de Tres Arroyos.

## 8- Bibliografía

- Abbona EA, SJ Sarandón & ME Marasas (2004). Análisis de la eficiencia energética en viñedos tradicionales en Berisso, Argentina. Anales (CD-ROM) II Congreso Brasileiro de Agroecología, V Seminário Internacional sobre Agroecología, VI Seminário Estadual sobre Agroecología, Porto Alegre, Brasil. 4pp.
- Abbona EA, SJ Sarandón, ME Marasas & M Astier (2007). Ecological sustainability evaluation of traditional management in different vineyard systems in Berisso, Argentina. *Agricultura, Ecosystems and Environment* 119:335-345.
- Altesor A, MP Barral, G Booman, L Carreño, E Cristeche, JP Isacch, N Maceira & N Pérez (2011). Servicios ecosistémicos: un marco conceptual en construcción. Aspectos conceptuales y operativos. En: Valoración de servicios ecosistémicos: conceptos, herramientas y aplicaciones para el ordenamiento territorial. Laterra P, EG Jobbágy & JM Paruelo (Ed.). Ediciones INTA. Buenos Aires. pp. 645-657.
- Altieri MA & CI Nicholls (2000). Los impactos ecológicos de la agricultura moderna y las posibilidades de una agricultura verdaderamente sustentable. En: *Agroecología. Teoría y práctica para una*

- agricultura sustentable. M Altieri & CI Nicholls. Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente. Red de Formación Ambiental para América Latina y el Caribe. Serie Textos Básicos para la Formación Ambiental. México. pp 113-124.
- Altieri MA & CI Nicholls (2007). Conversión agroecológica de sistemas convencionales de producción: teoría, estrategias y evaluación. *Ecosistemas* 16:3-12.
- Altieri MA & WA Pengue (2006). La soja transgénica en América Latina. Una maquinaria de hambre, deforestación y devastación socioecológica. *Biodiversidad* 47:14-19.
- Altieri MA (1991). Incorporando la agroecología al currículo agronómico. Texto Base para la Reunión CLADES/FAO, sobre Agroecología y Enseñanza Agrícola en las Universidades Latino Americanas. Santiago de Chile, Chile.
- Altieri MA (1993). Sustainability and the rural poor: A Latin American perspective. En: *Food for the future: conditions and contradictions of sustainability*. P Allen (Editor) John Wiley and Sons, New York. pp.193-209.
- Altieri MA (1994). Bases agroecológicas para una producción agrícola sustentable. *Agricultura Técnica (Chile)* 54:371-386.
- Altieri MA, P Koohafkan & E Holt Giménez (2012). Agricultura verde: fundamentos agroecológicos para diseñar sistemas agrícolas biodiversos, resilientes y productivos. *Agroecología* 7:7-18.
- Allan JA (1997). Virtual water: A long term solution for water short Middle Eastern economies? 1997 British Association Festival of Science, University of Leeds, Water and Development Session, 21 pp. Disponible en: <http://www.soas.ac.uk/water/publications/papers/file38347.pdf>. Último acceso: abril de 2016
- Alletto L, Y Coquet, P Benoit, D Heddadj & E Barriuso (2010). Tillage management effects on pesticide fate in soils. A review. *Agronomy for Sustainable Development* 30:367-400.
- Andriulo AE & A Irizar (2012). La materia orgánica como indicador base de calidad de suelo. Actas del XIX Congreso Latinoamericano de la Ciencia del Suelo, XXIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Mar del Plata, Argentina. pp 1-6.
- Aparicio V, E De Gerónimo, K Hernández Gujjarro, D Pérez, R Portocarrero & C Vidal (2015). Los plaguicidas agregados al suelo y su destino en el ambiente. Ediciones INTA. Balcarce, Buenos Aires; Famaillá, Tucumán; Reconquista, Santa Fe, Argentina. 73 pp. Disponible en: [http://inta.gob.ar/sites/default/files/inta\\_plaguicidas\\_agregados\\_al\\_suelo\\_2015.pdf](http://inta.gob.ar/sites/default/files/inta_plaguicidas_agregados_al_suelo_2015.pdf). Último acceso: octubre de 2015
- Ares J (2003). Time and space issues in ecotoxicology: populations models, landscape pattern analysis and long range environmental chemistry. *Environmental Toxicological Chemistry* 22:95-957.
- Ares J (2004). Estimating pesticide environmental risk scores with land use data and fugacity equilibrium models in Misiones, Argentina. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 103:45-58.
- Arias-Estévez M, E López-Periago, E Martínez-Carballo, J Simal-Gándara, J Mejuto & L García-Río (2008). The mobility and degradation of pesticides in soils and the pollution of groundwater resources. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 123:247-260.
- Barral MP & NO Maceira (2012). Land-use planning based on ecosystem service assessment: a case study in the Southeast Pampas of Argentina. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 154:34-43
- Bedmar F (2006). Comportamiento ambiental de los herbicidas en el suelo: conceptos y resultados regionales. Disponible en: <http://www.produccion-animal.com.ar/> Último acceso: enero de 2016.



- Bockstaller C, P Girardin & HMG van der Werf (1997). Use of agroecological indicators for the evaluation of farming systems. *European Journal of Agronomy* 7: 261-270.
- Bundschuh J, G Chen, S Chen & J Yan (2014). Sustainable energy and climate protection solutions in agriculture. *Applied Energy* 114:735-736.
- Cano PB, SI Portela & SM Cabrini (2017). Costo Ambiental Asociado a los Balances de Nitrógeno y Fósforo en Empresas Agrícolas de Pergamino. 2da Edición RTA 10:42-45. Disponible en: <http://en.calameo.com/books/00461259431d1211807b4>. Último acceso: octubre de 2017.
- Caride C, G Piñeiro & JM Paruelo (2012). How does agricultural management modify ecosystem services in the argentine Pampas? The effects on soil C dynamics. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 154:23-33.
- Carreño L & E Viglizzo (2007). Provisión de servicios ecológicos y gestión de los ambientes rurales en Argentina. Disponible en: <http://inta.gob.ar/sites/default/files/script-tmp-provision.pdf>. Último acceso: diciembre de 2015.
- Carreño L, FC Frank & EF Viglizzo (2012). Tradeoffs between economic and ecosystem services in Argentina during 50 years of land-use change. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 154:68-77.
- Casas R (2006). Preservar la calidad y salud de los suelos: una oportunidad para la Argentina. Academia Nacional de Agronomía y Veterinaria, Anales Tomo LX:37-58.
- Casas R (2007). Evaluación de la calidad y productividad de la tierra. Actas de las XXVI Jornadas tributarias CGCE, Mar del Plata, Argentina. pp 1-6. Disponible en: <http://www.actualidadimpositiva.com/especiales/jornadas07/dr.robertoCasa.htm> Último acceso: julio de 2015.
- Castells N & G Munda (1999). International environmental issues: Towards new integrates assessment En: *Valuation and environment*. M. O'Connor and C Sphash (Ed.). Edward Elgar, United Kingdom. pp 309-327
- Cattáneo M (2013). El cultivo de cebada en Argentina. Actas del 4º Congreso Latinoamericano de Cebada, Bahía Blanca, Argentina. Publicado en CD.
- CAWMA (2007). Comprehensive Assessment of Water Management in Agriculture. Water for food, water for life. A comprehensive assessment of water management in agriculture. D. Molden (Ed.). Londres, Earthscan y Colombo: Instituto Internacional del Manejo del Agua. 48 pp. Disponible en: [http://www.iwmi.cgiar.org/assessment/files\\_new/synthesis/Summary\\_SynthesisBook.pdf](http://www.iwmi.cgiar.org/assessment/files_new/synthesis/Summary_SynthesisBook.pdf). Último acceso: abril de 2016.
- Constanza R & HE Daly (1992) Natural capital and sustainable development. *Conservation Biology* 6:37-46.
- Cordone G, F Martínez, A Andriulo & H Ghío (2005). El balance de carbono del suelo. En: *Conociendo el suelo en siembra directa*. Publicación técnica de AAPRESID, p.9-12.
- Cruzate GA & R Casas (2003). Balance de nutrientes. *Revista Fertilizar*. Número Especial Sostenibilidad. Año 8:7-13.
- Cruzate GA & R Casas (2012). Extracción y balance de nutrientes en los suelos agrícolas de Argentina. *Informaciones Agronómicas de Hispanoamérica (IPNI)* 6:7-14.
- Chamorro AM, R Bezus, SI Golik, AE Pellegrini (2016). Análisis energético de cuatro secuencias de cultivo en la provincia de Buenos Aires (Argentina). *Chilean Journal of Agricultural & Animal Science (Ex Agro-Ciencia)* 31:20-31.

- Daitsch N, Y Bellini Saibene, P Lucchetti, J Caldera, L Ramos, H Lorda, R Zinda, J Cepeda & A Pezzola (2011). CD interactivo SIG AgroRADAR 1999-2004. INTA Ediciones.
- Daly HE (1997). De la economía del mundo vacío a la economía del mundo lleno. En: Medio Ambiente y Desarrollo Sustentable: Más allá del informe Brundtland. R Goodland, H Daly, S El Serafy & B von Droste (Eds.) Editorial Trotta, Madrid. pp.37-50.
- Damalas CA & IG Eleftherohorinos (2011). Pesticide exposure, safety issues and risk assessment indicators. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 8:1402-1419.
- de la Fuente EB, SL Poggio & SL Lenardón (2003). Sistemas de protección de los cultivos de grano. En: Producción de cultivos de granos. Bases funcionales para su manejo. EH Satorre, RL Benech A, GA Slafer, EB de la Fuente, DJ Miralles, ME Otegui, R Savin (Ed.). Editorial Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires, Argentina. pp. 687-711
- Dellepiane AV & SJ Sarandón (2011). Evaluación de la sustentabilidad en establecimientos hortícolas convencionales y orgánicos en la zona de La Plata. *Cadernos de Agroecología* 6, 5pp.
- Dellepiane AV, GE Sánchez Vallduví & LN Tamagno (2015). Sustentabilidad del monocultivo e intercultivo de *Helianthus annuus* L. (girasol) con *Trifolium pratense*, *Trifolium repens* o *Lotus corniculatus* en La Plata, Argentina. Evaluación mediante indicadores. *Revista de la Facultad de Agronomía, La Plata*, 114:85-94.
- Denoia J, MS Vilche, S Montico, B Tonel & N Di Leo (2006). Análisis descriptivo de la evolución de los modelos tecnológicos difundidos en el Distrito Zavalla (Santa Fe) desde una perspectiva energética. *Ciencia, Docencia y Tecnología* 33:209-226.
- Devine GJ, D Eza, E Ogusuku & MJ Furlong (2008). Uso de insecticidas: contexto y consecuencias ecológicas. *Revista Peruana de Medicina Experimental y Salud Pública* 25:74-100.
- Dilascio MP, RF Caro, J Scandalariis, F Abascal, D Paz, GJ Cárdenas, OA Diez & E Romero (2009). Balance energético del cultivo de soja como fuente para la obtención de biodiesel en Tucumán, Argentina. *Revista Brasileira de Agroecología* 4:3982-3986.
- Ehlers E (1994). Agricultura sustentável: Orígenes e perspectivas de un novo Paradigma. Livros da Terra. Sao Paulo, Brasil. 116 pp.
- Evia G & SJ Sarandón (2002). Aplicación del método multicriterio para valorar la sustentabilidad de diferentes alternativas productivas en los humedales de la Laguna Merín, Uruguay. En: Agroecología. El camino hacia una agricultura sustentable. SJ Sarandón (Ed.). Ediciones Científicas Americanas. Argentina. pp. 431-448.
- Falconi F & R Burbano (2004). Instrumentos económicos para la gestión ambiental: decisiones monocriteriales versus decisiones multicriteriales. *Revista Iberoamericana de Economía Ecológica* 1:11-20.
- Falkenmark M, CM Finlayson & LJ Gordon (2007). Agriculture, water, and ecosystems: avoiding the costs of going too far. En: *Water for Food, Water for Life*. D Molden (Ed.). Earthscan, London and International Water Management Colombo Institute. pp 233-277. Disponible en: <http://www.iwmi.cgiar.org/assessment/Publications/books.htm>. Último acceso: abril de 2016.
- Ferraro DO (2012). Energy use in cropping systems: A regional long-term exploratory analysis of energy allocation and efficiency in the Inland Pampa (Argentina). *Energy* 44:490-497.
- Ferraro DO, CM Ghera, GA Sznajder (2003). Evaluation of environmental impact indicators using fuzzy logic to assess the mixed cropping systems of the Inland Pampa, Argentina. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 96:1-18.
- Flores CC & SJ Sarandón (2002). ¿Racionalidad económica versus sustentabilidad ecológica? El ejemplo del costo oculto de la pérdida de fertilidad del suelo durante el proceso de

- agriculturización en la región pampeana argentina. *Revista de la Facultad de Agronomía, La Plata* 105:52-67.
- Flores CC & SJ Sarandón (2004). Limitations of neoclassical economics for evaluating sustainability of agricultural systems: comparing organic and conventional systems. *Journal of Sustainable Agriculture* 24:77-91.
- Flores CC & SJ Sarandón (2008). Pueden los cambios tecnológicos basados en el análisis costo-beneficio cumplir con las metas de la sustentabilidad? Análisis de un caso de la Región de Tres Arroyos. Argentina. *Revista Brasileira de Agroecología* 3:55-66.
- Flores CC & SJ Sarandón (2014). Sustentabilidad ecológica vs. Rentabilidad económica: el análisis económico de la sustentabilidad. En: *Agroecología: bases teóricas para el diseño y manejo de agroecosistemas sustentables*. S. Sarandón & C Flores (Ed.). Editorial de la Universidad de La Plata. Argentina. pp 70-98. Disponible en: <http://sedici.unlp.edu.ar/handle/10915/37280>. Último acceso: marzo de 2015.
- Flores CC & SJ Sarandón (2015). Evaluación de la sustentabilidad de un proceso de transición agroecológica en sistemas de producción hortícolas familiares del Partido de La Plata, Buenos Aires, Argentina. *Revista de la Facultad de Agronomía, La Plata*, 114:52-66.
- Flores CC (2012). Evaluación de la sustentabilidad de un proceso de transición agroecológica en sistemas de producción hortícolas familiares del Partido de La Plata, Buenos Aires, Argentina. M Sc Tesis. Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales. Universidad Nacional de La Plata. Argentina. 288 pp
- Flores CC, SJ Sarandón & MJ Iermanó (2004) Eficiencia energética en sistemas hortícolas familiares del partido de La Plata, Buenos Aires, Argentina. *Anales (CD-ROM) II Congresso Brasileiro de Agroecología, V Seminário Internacional sobre Agroecología, VI Seminário Estadual sobre Agroecología*. Porto Alegre, Brasil. 4pp.
- Foladori G (2001). La economía ecológica. En: *¿Sustentabilidad? Desacuerdos sobre el desarrollo sustentable*. Trabajo y capital. Pierre N & G Foladori (Ed.) Imprenta Editorial Baltgráfica. Montevideo, Uruguay. pp. 189-196.
- Forján H & L Manso (2008). Los cultivos estivales de segunda. *AgroBarrow* 42:2-4.
- Forján H & L Manso (2012a). Los nutrientes. En: *Rotaciones y secuencias de cultivos en la región mixta cerealera del centro sur bonaerense. 30 años de experiencias*. H Forján & L Manso (Ed). Ediciones Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. Tres Arroyos, Argentina. pp 35-39.
- Forján H & L Manso (2012b). Cambios en el sistema de producción regional. Chacra Experimental Integrada Barrow Convenio Ministerio Agroindustria (Buenos Aires) – INTA. Disponible en: [http://inta.gob.ar/sites/default/files/script-tmp-inta\\_barrow\\_-\\_cambios\\_en\\_el\\_sistemade\\_produccion\\_regio.pdf](http://inta.gob.ar/sites/default/files/script-tmp-inta_barrow_-_cambios_en_el_sistemade_produccion_regio.pdf). Último acceso: octubre de 2014.
- Forján H & L Manso (2012c). La secuencia de cultivos. En: *Rotaciones y secuencias de cultivos en la región mixta cerealera del centro sur bonaerense. 30 años de experiencias*. H Forján & L Manso (Ed). Ediciones Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. Tres Arroyos, Argentina. pp 25-34.
- Forján H & L Manso (2013). Analizando la viabilidad de nuestros sistemas de producción. *AgroBarrow* 52:20-23.
- Forján H & L Manso (2015). El avance agrícola en la región: sus consecuencias. *AgroBarrow* 57:4-8.
- Forján H & L Manso (2016a). La superficie sembrada con cultivos de verano en la región. Estimación de la campaña 2015/16. Chacra Experimental Integrada Barrow Convenio Ministerio Agroindustria (Buenos Aires) – INTA. Disponible en: [http://inta.gob.ar/sites/default/files/inta\\_-\\_cultivos\\_de\\_cosecha\\_gruesa\\_superficie\\_sembrada.pdf](http://inta.gob.ar/sites/default/files/inta_-_cultivos_de_cosecha_gruesa_superficie_sembrada.pdf). Último acceso: septiembre de 2016.

- Forján H & L Manso (2016b). Los cultivos de cosecha fina en la región de influencia d ela Experimental. Estimación de la superficie sembrada en 2015. En: Actualización técnica en cultivos de cosecha fina 2015/16. Ed. H Forján, ZB López & JD Yagüez. Ediciones Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. Tres Arroyos, Argentina. pp. 6-8.
- Forján H & L Manso (2017b). La superficie sembrada con cultivos de verano en la región. Estimación de la campaña 2016/17. En: Actualización técnica en cultivos de cosecha gruesa 2016/17. Ed. H Forján & ZB López. Ediciones Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. Tres Arroyos, Argentina. pp. 6-8.
- Forján H & Manso L (2017a). El área ocupada por lós cultivos de cosecha fina en la región. Estimación de la superficie sembrada en la campaña 2016. En: Actualización técnica en cultivos de cosecha fina 2016/17. Ed. H Forján, ZB López & JD Yagüez. Ediciones Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. Tres Arroyos, Argentina. pp. 6-8.
- Forján H (2003). Viabilidad del sistema agrícola regional. Disponible en [http://www.inta.gov.ar/barrow/info/documentos/agricultura/rotaciones/viabilidad\\_sistema\\_agricola.pdf](http://www.inta.gov.ar/barrow/info/documentos/agricultura/rotaciones/viabilidad_sistema_agricola.pdf). (Último acceso: agosto de 2005)
- Forján H (2004). Balance de nutrientes en secuencias agrícolas de la Región Sur Bonaerense. Informaciones Agronómicas del Cono Sur (INPOFOS) 21:8-11.
- Forján H (2005). Continúa la intensificación agrícola en la región. Estimación de la superficie sembrada con cultivos de cosecha gruesa. Campaña 2003/04. Disponible en: <http://www.inta.gov.ar/barrow/info/documentos/agricultura/rotaciones/%20cosecha%20gruesa.pdf> Último acceso: agosto de 2005.
- Forján H, L Manso & F Ross (2013). Doble cultivo: aumentando la seguridad de la técnica empleando cebada como cultivo de invierno. Actas del 4º Congreso Latinoamericano de Cebada, Bahía Blanca, Argentina. Publicado en CD.
- Forján H, L Manso & L Iriarte (2014). Inclusión de colza en sistemas productivos bajo siembra directa en el sur de la región Pampeana, Argentina. Actas del 1º Simpósio Latino Americano de Canola. Passo Fundo, RS, Brasil. 7pp. Disponible en: <http://www.cnpt.embrapa.br/slac/cd/pdf/Forjan%20%20-%20Inclusion%20de%20colza...%20pampeana%20Argentina.pdf> Último acceso: diciembre de 2014.
- Forján H, L Manso & L. Borda (2008). El doble cultivo: una opción de riesgo para la región? AgroBarrow 42:5-8.
- Frank FC (2007). Impacto agro-ecológico del uso de la tierra a diferentes escalas en la región pampeana argentina. M Sc Tesis, Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Mar del Plata, Balcarce, Argentina. 164 pp.
- García JE (1997). Consecuencias indeseables de los plaguicidas en el ambiente. Agronomía Mesoamericana 8:119-135.
- García-Gutiérrez C & GD Rodríguez-Meza (2012). Problemática y riesgo ambiental por el uso de plaguicidas en Sinaloa. Ra Ximhai 8:1-10.
- Garrido I, N Vela, F Fenoll, F Navarro, G Pérez-Lucas & S Navarro (2015). Testing of leachability and persistence of sixteen pesticides in three agricultural soils of a semiarid Mediterranean region. Spanish Journal of Agricultural Research 13(4), e1104, 11 pp. Doi: <http://dx.doi.org/10.5424/sjar/2015134-8339>.
- Gavier-Pizarro GI, NC Calamari, JJ Thompson, SB Canavelli, LM Solari, J Decarre, AP Goijman, RP Suárez, JN Bernardos & ME Zacagnini (2012). Expansion and intensification of row crop agriculture in the Pampas and Espinal of Argentina can reduce ecosystem service provision by changing avian density. Agriculture, Ecosystems and Environment 154:44-55.

- Gayoso J & A Iroumé (1991). Metodología para estimar la fragilidad de terrenos forestales. *Medio Ambiente* 11:13-24.
- Ghersa CM & MAM Ghersa (1983) Cambios ecológicos asociados con la introducción del cultivo de soja en la Pampa Ondulada. IV Conferencia Mundial de Investigación en Soja. Buenos Aires. pp. 66-75.
- Ghersa CM (2005) El cultivo de soja como motor de cambio en el agro pampeano. Actas del Congreso MundoSoja, Buenos Aires, Argentina. pp. 15-22.
- Ghersa CM, DO Ferraro, M Omacini, MA Martínez-Ghersa, S Perelman, EH Satorre & A Soriano (2002). Farm and landscape level variables as indicators of sustainable land-use in the Argentine Inland-Pampa. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 93:279-293.
- Gliessman SR (2001). A energética dos agroecosistemas. En: *Agroecología. Processos ecológicos em agricultura sustentável*. SR Gliessman. Segunda Edición. Editora da Universidade. Rio Grande do Sul. Brasil. pp 509-538.
- Gliessman SR (2002). *Agroecología. Procesos ecológicos y agricultura sostenible*. CR. Catie, Turrialba. Costa Rica. 359 pp.
- Gliessman SR, FJ Rosado-May, C Guadarrama-Zugasti, J Jedlicka, A Cohn, VE Mendez, R Cohen, L Trujillo, C Bacon & R Jaffe (2007). *Agroecología: promoviendo una transición hacia la sostenibilidad*. *Ecosistemas* 16:13-23
- Golik SI, AM Chamorro, R Bezus, AE Pellegrini (2014). Extracción y balance de nutrientes para distintas secuencias agrícolas en el noreste de la Provincia de Buenos Aires. *Revista Agronómica del Noroeste Argentino* 34:147-150.
- Gómez HA, D Swete Kelly, JK Syers & KJ Coughian (1996). Measuring sustainability of agricultural systems at the farm level. *Soil Science Society of America. Methods for Assessing Soil Quality, SSSA Special Publication* 49:401-410.
- Gregory PJ, JSI Ingram, R Andersson, RA Betts, V Brovkin, TN Chase, PR Grace, AJ Gray, N Hamilton, TB Hardy, SM Howden, A Jenkins, M Meybeck, M Olsson, I Ortiz-Monasterio, CA Palm, TW Payn, M Rummukainen, RE Schulze, M Thiem, C Valentin & MJ Wilkinson (2002). Environmental consequences of alternative practices for intensifying crop production. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 88:279-290.
- Hammond A, A Adriane, E Rodenburg, D Bryant & R Woodward (1995). Environmental indicators: a systematic approach to measuring and reporting on environmental policy performance in the context of sustainable development. *World Resource Institute. Washington. USA*. 42 pp.
- Harte (1995). Ecology, sustainability and environment as capital. *Ecological Economics* 15:157-164.
- Heredia OS, V Duffau & ME Conti (2003) Cambios de la fertilidad edáfica en suelos de la Región Pampeana. *Informaciones Agronómicas del Cono Sur (INPOFOS)* 19:22-23.
- Iglesias D (2004). Uso de indicadores para la evaluación de la gestión ambiental. Seminario: Sustentabilidad de la Producción Agrícola, 29 y 30 de marzo de 2004, Buenos Aires, JICA – INTA. Disponible en: [http://www.inta.gov.ar/suelos/actualidad/seminarios/S\\_SustentabilidadJICA-INTA.pdf](http://www.inta.gov.ar/suelos/actualidad/seminarios/S_SustentabilidadJICA-INTA.pdf). Último acceso: mayo de 2007.
- IICA (1999). Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura. Discurso de Severino De Melo Araujo, Subdirector General de FAO para América Latina y el Caribe. XI Conferencia Latinoamericana de ALEAS. Abril 1997. Santiago, Chile. En: *Educación Agrícola Superior, Desarrollo Sostenible, Integración Regional y Globalización*. R Chateneuf, A Violic & E Paillacar (Eds). pp.9-13.

- Inchausti MA (1989). Época y densidad de siembra en soja en el sudeste bonaerense. Actas de las 2das Jornadas de Actualización técnica en producción y comercialización del cultivo de la soja en el sudeste bonaerense. Mar del Plata, Argentina. pp. 26-30.
- Iriarte LB & ZB López (2014). El cultivo de colza en Argentina. Situación actual y perspectivas. Actas del 1º Simpósio Latino Americano de Canola. Passo Fundo, RS, Brasil. 7pp. Disponible en: <http://www.cnpt.embrapa.br/slac/cd/pdf/Iriarte%20-%20Desarrollo%20del%20cultivo%20de%20colza%20en%20Argentina....pdf>. Último acceso: diciembre de 2014.
- Iriarte LB (2002) Cultivo de colza en la región, antecedentes del cultivo, información disponible. En: Seminario Cultivo de Colza. Chacra Experimental Integrada Barrow (Convenio MAAyP - INTA). Tres Arroyos, octubre 28 de 2002. p:4-5.
- Iriarte LB (2016). Cultivo de colza. Disponible en: [http://www.atodotriigo.com.ar/presentaciones/Liliana%20Iriarte%20-%20Cultivos%20de%20Colza\\_590398.pdf](http://www.atodotriigo.com.ar/presentaciones/Liliana%20Iriarte%20-%20Cultivos%20de%20Colza_590398.pdf). Último acceso: septiembre de 2016.
- Jackson W & J Piper (1989). The necessary marriage between ecology and agriculture. *Ecology* 70:1591-1593.
- Knisel WG & FM Davis (2000). Groundwater loading effects of agricultural management systems. USDA Agricultural Research Service, Pub. N°SEWRL-WGK/FMD-050199, Washington.
- Korsath A & R Eltun (2000). Nitrogen mass balances in conventional, integrated and ecological cropping systems and the relationship between balance calculations and nitrogen runoff in an 8-year field experiment in Norway. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 79:199-214.
- Kundu S, Ranjan Bhattacharyya, Ved Prakash, BN Ghosh & HS Gupta (2007). Carbon sequestration and relationship between carbon addition and storage under rainfed soybean–wheat rotation in a sandy loam soil of the Indian Himalayas. *Soil & Tillage Research* 92:87-95.
- Lal R (2004). Agricultural activities and the global carbon cycle. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 70:103-116.
- Lal R (2010). Enhancing eco-efficiency in agro-ecosystems through soil carbon sequestration. *Crop Science* 50:120-131.
- Laterra P, EG Jobbágy & JM Paruelo (2011). Valoración de servicios ecosistémicos: conceptos, herramientas y aplicaciones para el ordenamiento territorial. Ediciones INTA. Buenos Aires. 726 pp.
- Lefroy RD, HD Bechstedt & M Rais (2000). Indicators of sustainable land management based on farmer surveys in Vietnam, Indonesia and Thailand. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 81: 137-146.
- Lewandowsky I, M Hardtlein & M Kaltschidt (1999). Sustainable crop production: definition and methodological approach for assessing and implementing sustainability. *Crop Science* 39:194-193.
- Lewis KA, MJ Newbold, AM Hall & CE Broom (1997). Eco-rating system for optimizing pesticide use at farm level. *Journal of Engineering Research* 68:271-279.
- Losinno B & ME Conti (2005) Evolución espacial y temporal de potasio en 30 años de agricultura continua en el noreste de la pampa ondulada. *Informaciones Agronómicas del Cono Sur (INPOFOS)* 26:23-24.
- Luck RF, R van den Bosch & R García (1977). Chemical insect control, a troubled pest-management strategy. *Bioscience* 27:606-611.

- Manlay RJ, C Feller & MJ Swift (2007). Historical evolution of soil organic matter concepts and their relationships with the fertility and sustainability of cropping systems. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 119:217-233.
- Manso ML & H Forján (2012). La materia orgánica del suelo. En: Rotaciones y secuencias de cultivos en la región mixta cerealera del centro sur bonaerense. 30 años de experiencias. H Forján & L Manso (Ed). Ediciones Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. Tres Arroyos, Argentina. pp 41-47.
- Manso ML & HJ Forján (2015). Materia orgánica en distintas rotaciones luego de 12 años bajo siembra directa En: Impacto de los sistemas actuales de cultivo sobre las propiedades químicas del suelo: efectos sobre los balances de carbono. E de Sá Pereira, G Minoldo & JA Galantini (Ed.). Ediciones INTA. Coronel Suárez, Buenos Aires. pp 93-97.
- Manso ML & M Zamora (2012). Las propiedades físicas del suelo. En: Rotaciones y secuencias de cultivos en la región mixta cerealera del centro sur bonaerense. 30 años de experiencias. H Forján & L Manso (Ed). Ediciones Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. Tres Arroyos, Argentina. pp 49-53.
- Martínez-Ghersa MA (2011). Consecuencias ambientales del uso de pesticidas. *Ciencia Hoy* 21:30-35.
- MEA (2005). Millennium Ecosystem Assessment. *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Island Press, Washington, DC. 155 pp. Disponible en: <http://www.unep.org/maweb/documents/document.356.aspx.pdf> . Último acceso: abril de 2016.
- Mengo RI (2008). República Argentina: Impacto social, ambiental y productivo de la expansión sojera. Disponible en: <http://www-biodiversidadla.org/layout/set/print/content/view/full/39378> . Último acceso: diciembre de 2008.
- Molden D, K Frenken, R Barker, C de Fraiture, B Mati, M Svendsen, C Sadoff & M Finlayson (2007). Trends in water and agriculture development. En: *Water for Food, Water for Life*. D Molden (Ed.). Earthscan, London and International Water Management Colombo Institute. pp 57-89. Disponible en: <http://www.iwmi.cgiar.org/assessment/Publications/books.htm>. Último acceso: abril de 2016.
- Monti A & G Venturi (2003). Comparison of the energy performance of fibre sorghum, sweet sorghum and wheat monocultures in northern Italy. *European Journal of Agronomy* 19:35-43.
- Moreno MM, C Lacasta, R Meco & C Moreno (2011). Rainfed crop energy balance of different farming systems and crop rotations in a semi-arid environment: Results of a long-term trial. *Soil and Tillage Research* 114:18-27.
- Morón A (2004). Efecto de las rotaciones y el laboreo en la calidad del suelo. *Actas del Simposio Fertilidad 2004*, Rosario, Argentina. pp 29-36.
- Munda G (2003). Multicriteria assessment. *International Society for Ecological Economics. Internet Encyclopaedia of Ecological Economics*. Disponible en: [http://www.ecoeco.org/publica/encyc\\_entries/Mlticritassess.pdf](http://www.ecoeco.org/publica/encyc_entries/Mlticritassess.pdf). Último acceso: abril de 2007.
- Munda G (2004). Métodos y procesos multicriterio para la evaluación social de las políticas públicas. *Revista Iberoamericana de Economía Ecológica* 1:31-45.
- NRC (1989). National Research Council. Problems in US Agriculture. En: *Alternative Agriculture. Committee on the role of alternative farming methods in modern production agriculture*. National Academy Press, Washington DC, 448 pp.
- NRC (1991). National Research Council. *Toward Sustainability. Soil and water research priorities for developing countries*. National Academy Press, Washington DC, 65pp.

- Pacini C, A Wossink, G Giesen, C Vazzana & R Huirne (2003). Evaluation of sustainability of organic, integrated and conventional farming systems: a farm and field-scale analysis. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 95:273-288.
- Paruelo JM, JP Guerschman, G Piñeiro, EG Jobbágy, SR Verón, G Baldi & S Baeza (2006). Cambios en el uso de la tierra en Argentina y Uruguay: marcos conceptuales para su análisis. *Agrociencia* X:47-61.
- Pengue WA (2001). Impactos de la expansión de la soja en la Argentina. Globalización, desarrollo agropecuario e ingeniería genética: Un modelo para armar. *Biodiversidad* 29:7-14.
- Pengue WA (2005). Agricultura industrial y transnacionalización en América Latina. ¿La transgénesis de un continente? PNUMA. Serie Textos Básicos para la Formación Ambiental. México. 221 pp.
- Pervanchon F, C Bockstaller & P Girardin (2002). Assessment of energy use in arable farming systems by means of an agro-ecological indicator: the energy indicator. *Agricultural Systems* 72:149-172.
- Pimentel D, W Dazhong & M Giampietro (1990). Technological changes in energy use in US Agricultural Production. En: *Agroecology: Researching the ecological basis for sustainable agriculture*. SR Gliessman (Ed.) Springer Verlag, New York. pp. 305-322.
- Pratibha G, I Srinivas, KV Rao, BMK Raju, CR Thyagaraj, GR Korwar, B Venkateswarlu, AK Shanker, DK Choudhary, KS Rao & C Srinivasarao (2015). Impact of conservation agriculture practices on energy use efficiency and global warming potential in rainfed pigeonpea-castor systems. *European Journal of Agronomy* 66:30-40.
- Pretty JN, C Brett, D Gee, RE Hine, CF Mason, JIL Morison, H Rave, MD Rayment & G van der Bijl (2000). An assessment of the total external cost of UK agriculture. *Agricultural Systems* 64: 113-136.
- Rasul G & GB Thapa (2004). Sustainability of ecological and conventional agricultural systems in Bangladesh: an assessment based on environmental, economic and social perspectives. *Agricultural Systems* 79:327-351.
- Rathke GW & W Diepenbock (2006). Energy balance of winter oilseed rape (*Brassica napus* L.) cropping as related to nitrogen supply and preceding crop. *European Journal of Agronomy* 24:35-44.
- Rees WE & M Wakemagel (1999). Monetary analysis: turning a blind eye on sustainability. *Ecological Economics* 29: 47-52.
- Reig E, J Aznar & V Estruch (2010). A comparative analysis of the sustainability of rice cultivation technologies using the analytic network process. *Spanish Journal of Agricultural Research* 8:273-284.
- Rótolo GC & CA Francis (2008). Los servicios ecosistémicos en el “corazón” de Argentina. Disponible en: <http://inta.gob.ar/sites/default/files/script-tmp-los-servicios-ecosistemicos-en-el-corazon-agricola.pdf>. Último acceso: marzo de 2016.
- SAGPyA (2005) Secretaría de Agricultura, Ganadería, pesca y Alimentos. República Argentina. <http://www.sagpya.gov.ar> Último acceso: octubre 2005.
- Sarandón SJ & MJ Iermanó (2005). Eficiencia energética de la producción de biodiesel con distintos cultivos: un análisis agroecológico Anales (CD-ROM) III Congreso Brasileiro de Agroecología, III Seminario Estadual de Agroecología, Florianópolis, Brasil. 4pp.
- Sarandón SJ & CC Flores (2009). Evaluación de la sustentabilidad en agroecosistemas: una propuesta metodológica. *Agroecología* 4:19-28.



- Sarandón SJ & CC Flores (2014a). La insustentabilidad del modelo de agricultura actual. En: Agroecología: bases teóricas para el diseño y manejo de agroecosistemas sustentables. S. Sarandón & C Flores (Ed.). Editorial de la Universidad de La Plata. Argentina. pp 13-41. Disponible en: <http://sedici.unlp.edu.ar/handle/10915/37280>. Último acceso: marzo de 2015.
- Sarandón SJ & CC Flores (2014b). La agroecología: el enfoque necesario para una agricultura sustentable. En: Agroecología: bases teóricas para el diseño y manejo de agroecosistemas sustentables. S. Sarandón & C Flores (Ed.). Editorial de la Universidad de La Plata. Argentina. pp 42-69. Disponible en: <http://sedici.unlp.edu.ar/handle/10915/37280>. Último acceso: marzo de 2015.
- Sarandón SJ & R Sarandón (1993) Un enfoque ecológico para una agricultura sustentable En: Goin J y C Goñi (Ed.) Elementos de Política Ambiental. H Cámara de Diputados de la Pcia. de Buenos Aires, Argentina. pp. 279-286.
- Sarandón SJ (1999) El desarrollo y uso de indicadores de sustentabilidad. Seminario-Taller Evaluación de la sustentabilidad en agroecosistemas. Montevideo, Julio 2000.
- Sarandón SJ (2002a) La agricultura como actividad transformadora del ambiente. El impacto de la agricultura intensiva de la revolución verde. En: Agroecología. El camino hacia una agricultura sustentable. SJ Sarandón (Editor). Ediciones Científicas Americanas. Argentina. pp. 23-47.
- Sarandón SJ (2002b) El agroecosistema: un sistema natural modificado. Similitudes y diferencias entre ecosistemas naturales y agroecosistemas. En: Agroecología. El camino hacia una agricultura sustentable. SJ Sarandón (Editor). Ediciones Científicas Americanas. Argentina. pp. 119-134
- Sarandón SJ (2002c) El desarrollo y uso de indicadores para evaluar la sustentabilidad de los agroecosistemas. En: Agroecología. El camino hacia una agricultura sustentable. SJ Sarandón (Editor). Ediciones Científicas Americanas. Argentina. pp. 393-414.
- Sarandón SJ, ME Marasas, F Dipietro, A Belaus, W Muiño & E Oscars (2003). Evaluación de la sustentabilidad del manejo de suelos en agroecosistemas de la provincia de La Pampa, Argentina, mediante el uso de indicadores. Resúmenes (CD Rom), I Congresso Brasileiro de Agroecología, IV Seminario Internacional sobre Agroecología, V Seminario Estadual sobre Agroecología, Porto Alegre, Brasil. 4 pp.
- Sarandón SJ, MS Zuluaga, R Cieza, C Gómez, L Janjetic & E Negrete (2006). Evaluación de La sustentabilidad de sistemas agrícolas de fincas en Misiones, Argentina, mediante el uso de indicadores. Agroecología 1:19-28.
- Sattler C, H Kächele & G Verch (2007). Assessing the intensity of pesticide use in agriculture. Agriculture, Ecosystems and Environment 119:299-304.
- Shiva V (1991). "Miracle seeds" and the destruction of genetic diversity. En: The violence of the green revolution. Third World Agriculture, Ecology and Politics. Third World Network, Pennang, Malaysia. pp.61-102.
- SIIA (2017). Sistema Integrado de Información Agropecuaria, Ministerio de Agricultura Ganadería y Pesca de la Nación. Series temporales. Disponible en: <http://www.siiia.gov.ar/series>. Último acceso: octubre de 2017.
- Smith JSC (1988). Diversity of United States hybrid maize germoplasm: Isozymic and chromatographic evidence. Crop Science 28:63-69.
- Smyth AJ & J Dumansky (1995). A framework for evaluating sustainable land management. Canadian Journal of Soil Science 75:401-406.
- Sweezy S & D Faber (1990). La acumulación desarticulada, las exportaciones agrarias y las crisis ecológicas en Nicaragua: el ejemplo del algodón. Ecología Política 1:19-31.

- Tamagno LN, AM Chamorro, R Bezus & SJ Sarandón (2009). Evaluación de la eficiencia energética en seis cultivares de colza canola en La Plata, Argentina. *Revista Brasileira de Agroecología* 4:1661-1665.
- Tellarini V & F Caporali (2000). An input/output methodology to evaluate farms as sustainable agroecosystems: an application of indicators to farms in central Italy. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 77: 111-123
- Tschakert P (2004). The costs of soil carbon sequestration an economic analysis for small-scale farming systems in Senegal. *Agricultural Systems* 81:227–253.
- Tzilivakis J, K Jaggard, KA Lewis, M May & DJ Warne (2005). Environmental impact and economic assessment for UK sugar beet production systems. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 107:341-358.
- van der Werf HMG (1996). Assessing the impact of pesticides on the environment. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 60:81-96.
- Venturi P & G Venturi (2003). Analysis of energy comparison for crops in European agricultural systems. *Biomass and Bioenergy* 25:235-255.
- Viglizzo EF, JM Paruelo, P Látterra & EG Jobbágy (2012). Ecosystem service evaluation to support land-use policy. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 154:78-84.
- Viglizzo EF & FC 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 EF, AJ Pordomingo, MG Castro, & FA Lértora (2003). Environmental assessment of agriculture at a regional scale in the Pampas of Argentina. *Environmental Monitoring and Assessment* 87:169-195.
- Viglizzo EF, F Frank, J Bernardos, DE Buschiazzi & 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 EF, F Lértora, AJ Pordomingo, JN Bernardos, ZE Roberto & H Del Valle (2001). Ecological lessons and applications from one century of low external-input farming in the pampas of Argentina. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 83:65-81.
- Wolansky MJ (2011). Plaguicidas y salud humana. *Ciencia Hoy* 21:23-29.
- Yurjevic A (1993). Marco conceptual para definir un desarrollo de base humano y ecológico. *Agroecología y Desarrollo* 5-6:2-15.
- Zamora M, A Báez & L Iriarte (2004) Colza/soja de segunda como componente de una rotación bajo siembra directa. Disponible en: [http://www.inta.gov.ar/barrow/info/documentos/agricultura/rotaciones/res\\_colza\\_segunda.pdf](http://www.inta.gov.ar/barrow/info/documentos/agricultura/rotaciones/res_colza_segunda.pdf). Último acceso: agosto de 2005.
- Zazo F, CC Flores & SJ Sarandón (2011). El “costo oculto” del deterioro del suelo durante el proceso de “sojización” en el Partido de Arrecifes, Argentina. *Revista Brasileira de Agroecología* 6:3-20.
- Zentner RP, P Basnyat, SA Brandt, AG Thomas, D Ulrich, CA Campbell, CN Nagy, B Frick, R Lemke, SS Malhi & MR Fernández (2011). Effects of input management and crop diversity on non-renewable energy use efficiency of cropping systems in the Canadian Prairie. *European Journal of Agronomy* 34:113-123.
- Zhen L, JK Routray, MA Zoesbisch, G Chen, G Xie & S Cheng (2005). Three dimensions for sustainability of farming practices in the North China Plain. A case study from Ningjin County of Shandong Province, PR China. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 105:507-522.

## Capítulo 2

# EVALUACIÓN DEL BALANCE DE ENERGÍA Y LA EFICIENCIA ENERGÉTICA DE DISTINTAS SECUENCIAS DE DOBLE CULTIVO Y MODELOS DE PRODUCCIÓN EN EL PARTIDO DE TRES ARROYOS

### 1- Introducción

La energía es el soporte fundamental para la vida en el planeta. Los ecosistemas naturales y los agroecosistemas captan y transforman la energía en productos que son utilizados por el ser humano para su subsistencia, fundamentalmente, alimentos y fibras.

En los ecosistemas naturales, los organismos productores captan la energía solar y la transforman en energía química a través de la fotosíntesis, almacenándola en los distintos órganos vegetales. La energía va pasando a través de la cadena trófica pero, en cada uno de los eslabones, una parte se pierde en forma de calor. Esta energía que fluye a través de los ecosistemas sostiene sus diferentes funciones de autorregulación, manteniendo la estructura y complejidad de los procesos que ocurren en el mismo (Gliessman, 2001; Sarandón, 2002a; Gliessman *et al.*, 2007).

Los agroecosistemas son ecosistemas modificados por el ser humano con el fin de obtener un bien, por lo cual buena parte de la energía solar transformada y almacenada en los órganos de cosecha de las plantas o en los animales es extraída del mismo. En consecuencia, los flujos de energía de los ecosistemas naturales y de los agroecosistemas son diferentes (Gliessman, 2001; Sarandón, 2002a; Gliessman *et al.*, 2007). Debido a que el agroecosistema es un ecosistema simplificado, modificado a fin de favorecer la producción de aquel bien que se busca cosechar, sus funciones, tales como los ciclos biogeoquímicos y regulación biótica, y procesos como la sucesión, también son modificadas, usualmente, debilitadas (Altieri & Nicholls, 2000a). Esto conduce a la necesidad de intervenir los mismos con el objeto de suplir estas funciones, a través de diferentes insumos (plaguicidas, fertilizantes, labores), lo cual implica un ingreso extra de energía a los agroecosistemas (Gliessman, 2001; Sarandón, 2002a).

Gliessman (2001) clasifica los aportes de energía a los sistemas de producción agrícola de acuerdo a su origen: la energía ecológica es la energía solar y la energía cultural es la energía que el ser humano aporta para optimizar la producción de biomasa en los agroecosistemas. Esta última puede ser de origen biológico (trabajo humano y animal,

estiércol animal) o de origen industrial (no biológico, como los combustibles derivados del petróleo).

Con el transcurso del tiempo, sobre todo en las últimas décadas, la agricultura se ha ido intensificando a fin de aumentar los rendimientos debido a una demanda cada vez mayor de alimentos como resultado del crecimiento poblacional y de cambios en los estilos de vida de la población (FAO, 2011). Como consecuencia, la energía de tipo industrial ha incrementado notablemente su participación en la producción agrícola moderna (Gliessman, 2001; Altieri & Nicholls, 2000a; Ozkan *et al.*, 2004). Conforti & Giampietro (1997) conciben la revolución industrial como un dramático aumento de la habilidad del ser humano para controlar los flujos de energía, el cual se produjo a través de dos medios: la amplia adopción de maquinaria que reemplazó al ser humano y animales como fuerza de trabajo, y la dependencia creciente de fuentes de energía fósiles.

El incremento en el uso de energía industrial en la agricultura plantea, al menos, dos problemas. En primer lugar, la energía fósil es un recurso limitado, y debe ser conservado para las futuras generaciones. El hecho de que la producción de alimentos sea cada vez más dependiente de este tipo de energía y que, muchas veces, la tasa de consumo de los combustibles fósiles sea mayor a la de su extracción implica que las técnicas actuales de producción agrícola son insustentables en el largo plazo (Conforti & Giampietro, 1997). En segundo lugar, el mayor consumo de combustible en la agricultura y el consecuente incremento en la emisión de dióxido de carbono a la atmósfera ha sido relacionado con el calentamiento global del planeta (Tzivilakis *et al.*, 2005). Por lo tanto, un uso eficiente de la energía es una importante condición que hace a la sustentabilidad de los sistemas agrícolas (Altieri, 1994; Schroll, 1994; Conforti & Giampietro, 1997; Altieri & Nicholls, 2000a; Gliessman, 2001; Pervanchon *et al.*, 2002; Ozkan *et al.*, 2004; Tzivilakis *et al.*, 2005; Rathke & Diepenbock, 2006; Gliessman *et al.*, 2007; Deike *et al.*, 2008b; Zentner *et al.*, 2011; Li *et al.*, 2013; Schramski *et al.*, 2013; Bundschuh *et al.*, 2014; Martin-Gorriz *et al.*, 2014; Pratibha *et al.*, 2015; Zahedi *et al.*, 2015).

Lo anterior ha motivado una extensa lista de trabajos dedicados a estudiar distintos aspectos relacionados con el uso de la energía en la agricultura que han implementado diferentes metodologías dependiendo del objetivo del estudio, difiriendo en los límites espaciales y temporales, en los flujos de materia y energía considerados y en los valores energéticos asignados a los distintos insumos y productos (Pimentel *et al.*, 1990a, 1990b; Hernanz *et al.*, 1995; Conforti & Giampietro, 1997; Pimentel *et al.*, 1998; Refsgaard *et al.*, 1998; Dalgaard *et al.*, 2001; Hülshbergen *et al.*, 2001; Pervanchon *et al.*, 2002; Pimentel *et al.*, 2004; Pimentel & Pimentel, 2005; Deike *et al.*, 2008b; Tuomisto *et al.*, 2012; Küstermann

*et al.*, 2013; Schramski *et al.*, 2013; Martin-Gorriz *et al.*, 2014; Alam *et al.*, 2015; Pratibha *et al.*, 2015; Rahman & Kazal, 2015; Zahedi *et al.*, 2015).

El uso de la energía en los agroecosistemas se puede evaluar a través del análisis de sus flujos de energía (entradas y salidas) y de la relación entre la energía contenida en los productos cosechados y la energía necesaria para su producción, lo que se conoce como *eficiencia energética*. Sin embargo, otros aspectos del uso de la energía son también importantes: en un escenario de escasez energética, es necesario el análisis de la *energía requerida* para la producción de los distintos bienes (en este caso, productos agrícolas), ya que no sólo es importante que la producción sea energéticamente eficiente, sino que necesite montos de energía relativamente bajos (Altieri & Nicholls, 2000a; Gliessman, 2001). Igualmente y dado que, por definición, el objetivo de los agroecosistemas es el de producir un flujo constante de bienes y servicios, es necesario que sean suficientemente productivos, aspecto que suele ser evaluado a través del *balance de energía*, esto es la diferencia entre la energía que sale del agroecosistema como productos de cosecha y la que ingresa a través de los insumos (Kuesters & Lammel, 1999; Deike *et al.*, 2008a, Moreno *et al.*, 2011).

### **Factores que modifican el uso de la energía en los agroecosistemas**

Los factores que modifican el uso de la energía en los agroecosistemas son numerosos. En primer lugar, las distintas **especies cultivadas** muestran diferentes comportamientos en relación a su uso, tanto en el balance como en la eficiencia energética (Hernanz *et al.*, 1995; Nguyen & Haynes, 1995; Borin *et al.*, 1997; Baumer, 1998; Hülsbergen *et al.*, 2001; Denoia *et al.*, 2006; Meul *et al.*, 2007; Iermanó & Sarandón, 2009; Khaledian *et al.*, 2010; Alluvione *et al.*, 2011; Moreno *et al.*, 2011; Nassi *et al.*, 2011; Ferraro, 2012). Sin embargo, los valores de balance y de eficiencia en el uso de la energía alcanzados por cada cultivo en distintas situaciones son muy diferentes, y también es diferente el comportamiento relativo de los distintos cultivos, lo que indica una fuerte influencia de otros factores, como la forma en que se producen, las condiciones ambientales y la adaptación de cada cultivo a distintas situaciones.

Un segundo factor que modifica los flujos energéticos de los agroecosistemas es, el **modelo tecnológico** adoptado. En la producción orgánica, por ejemplo, la fertilización y las plagas y enfermedades de los cultivos son manejadas sin utilizar productos derivados del petróleo. Muchos trabajos señalan la mayor eficiencia energética en este tipo de producción respecto del manejo convencional (Pimentel *et al.*, 1990a; Nguyen & Haynes, 1995; Refsgaard *et al.*, 1998, Dalgaard *et al.*, 2001; Deike *et al.*, 2008a; Moreno *et al.*, 2011; Zentner *et al.*, 2011). Sin embargo, el modelo de producción interactúa con el cultivo

(Pimentel *et al.*, 1990a, Nguyen & Haynes, 1995) o la rotación de cultivos (Zentner *et al.*, 2011) y las características ambientales del sitio (Nguyen & Haynes, 1995). La producción orgánica implica importantes disminuciones del uso de energía no renovable, pero, frecuentemente, asociadas a reducciones de la producción que varían entre el 13 y el 51% (Nguyen & Haynes, 1995; Refsgaard *et al.*, 1998; Deike *et al.*, 2008a; Moreno *et al.*, 2011; Zentner *et al.*, 2011). Por este motivo, Deike *et al.* (2008a) resaltaron la mayor necesidad de tierra para obtener la misma producción cuando se trabaja con este modelo. Moreno *et al.* (2011) también llamaron la atención acerca del uso de la eficiencia energética como herramienta de evaluación ya que, cuando se busca su maximización, ésta puede deberse a una baja cantidad de energía invertida en la producción de los cultivos, pudiendo asociarse a problemas ambientales como erosión del suelo y disminución de la materia orgánica edáfica entre otros. Por lo tanto, la eficiencia energética debe incorporarse como un indicador más en una evaluación mucho más compleja.

La agricultura moderna convencional y la agricultura orgánica son los dos extremos de un continuo en el cual encontramos una serie de modelos de producción que tienen en común el hacer un uso reducido de insumos, pero que presentan amplias diferencias entre sí ya que se adaptan a las necesidades propias del sitio y de los cultivos o actividades que integran el sistema productivo. Estos modelos pueden incluir distintas estrategias para utilizar menos insumos de origen fósil como labranzas reducidas, uso de fertilizantes orgánicos, diversificación de cultivos o actividades, dosis reducidas de plaguicidas o controles integrados de las distintas adversidades, las cuales varían en la intensidad de uso de la energía. Por este motivo, los resultados obtenidos en los distintos trabajos no son coincidentes. De acuerdo con Clements *et al.* (1995), los sistemas alternativos de labranzas y control de malezas son más eficientes energéticamente que las prácticas convencionales. Nassi *et al.* (2011) en manejos con labranza reducida y menor uso de fertilizantes, insecticidas y herbicidas llegaron a iguales resultados, pero Deike *et al.* (2008a, 2008b) no encontraron diferencias entre el manejo convencional de plagas frente a distintos sistemas de uso reducido de plaguicidas, ni Moreno *et al.* (2011) las hallaron entre distintos modelos de manejo conservacionista. Nguyen & Haynes (1995) comparando manejos convencional y biodinámico encontraron diferencias según el cultivo, siendo más eficiente energéticamente el manejo biodinámico en trigo y cebada pero no en arveja. En la Argentina, Denoia *et al.* (2006) y Ferraro (2012) analizaron desde una perspectiva energética los modelos tecnológicos para la producción de distintos cultivos en distintos períodos. Ambos trabajos mostraron cómo los cambios en la forma de producir los cultivos y en el uso de insumos modifican el uso de la energía, cómo las tendencias difieren según los cultivos, y en algunos casos, cómo la incorporación de tecnología genética en los cultivos, aspecto habitualmente

no considerado como input energético, juega también un rol importante en el comportamiento energético de los distintos cultivos que con la misma tecnología de producción alcanzan mayores rendimientos mejorando su eficiencia energética.

Cabe destacar en este punto que los distintos sistemas de producción posibles que van desde la producción convencional hasta la producción orgánica, no sólo difieren en el uso de la energía. El diferente de uso plaguicidas, manejo de nutrientes e intensidad de la remoción del suelo, determinan diferentes efectos sobre el propio agroecosistema y/o fuera de él, como contaminación por plaguicidas (con efectos sobre la salud humana y ambiental), contaminación de los cuerpos de agua, colmatación y/o eutroficación de embalses, pérdida de capacidad productiva de los suelos, pérdida de nutrientes, deterioro de acuíferos, resistencia creciente a los plaguicidas, pérdida de biodiversidad. En la medida que la sustentabilidad ecológica es considerada un concepto integrador, todos estos efectos deben ser analizados conjuntamente.

Con más precisión pero desde una perspectiva más estrecha, distintos autores evaluaron algunas tecnologías específicas de producción consideradas de alto impacto en el uso de la energía. Un primer aspecto, es el relacionado con las labranzas. Así, si bien en algunos casos se encontró que los distintos **sistemas de labranza** no modifican la eficiencia energética del agroecosistema (Franzluebbers & Francis, 1995; Zentner *et al.*, 2004; Boehmel *et al.*, 2008; Deike *et al.*, 2008b; Moreno *et al.*, 2011), en otros se registró una mayor eficiencia energética para sistemas de siembra directa (Rathke *et al.*, 2007; Hernanz *et al.*, 2014) o, al menos, una tendencia a mejorarla (Borin *et al.*, 1997), y en otros se encontró influencia del cultivo (Khaledian *et al.*, 2010) o la secuencia de cultivos analizados (Zentner *et al.*, 2004). Frecuentemente, los resultados se relacionaron con la mayor o menor adaptación de los distintos cultivos a la siembra directa, en muchas ocasiones, la disminución del rendimiento que los cultivos experimentaron en este sistema respecto de su producción bajo labranza convencional fue muy marcada, reduciendo fuertemente la salida de energía del sistema (Deike *et al.*, 2008b; Khaledian *et al.*, 2010; Moreno *et al.*, 2011), a veces en proporciones similares al ahorro de combustible. En otros casos, los cultivos bajo siembra directa requirieron un importante aporte de fertilizantes o de herbicidas aumentando el ingreso de energía al sistema (Franzluebbers & Francis, 1995; Zentner *et al.*, 2004; Boehmel *et al.*, 2008) y eliminando el ahorro de combustible producido por la ausencia de labranzas.

Un segundo aspecto ampliamente abordado es el relacionado con la **fertilización**, ya que en los sistemas de producción modernos y cultivos no leguminosos, el mayor costo energético, se atribuye a esta práctica, sobre todo nitrogenada, la cual contribuye al costo total en porcentajes que varían entre 37 y 77% (Hernanz *et al.*, 1992; Borin *et al.*, 1997;

Baumer, 1998; Monti & Venturi, 2003; Tzilivakis *et al.*, 2005; Denoia *et al.*, 2006; Meul *et al.*, 2007; Rathke *et al.*, 2007; Boehmel *et al.*, 2008; Deike *et al.*, 2008a; Tamagno *et al.*, 2009; Alluvione *et al.*, 2011; Moreno *et al.*, 2011; Nassi *et al.*, 2011; Zentner *et al.*, 2011; Ferraro, 2012; Hernanz *et al.*, 2014). Es necesario resaltar que el nitrógeno no sólo es el nutriente que se aplica con más frecuencia y en mayores dosis sino que además, tiene un costo energético mucho más elevado que los otros nutrientes minerales que suelen aplicarse a los cultivos.

Está ampliamente aceptado que la mayor eficiencia energética se obtiene con bajas dosis de fertilizante nitrogenado (Kuesters & Lammel, 1999; Rathke & Diepenbock, 2006; Hülsbergen *et al.*, 2001, 2002), pero Kuesters & Lammel (1999) resaltaron la necesidad de incluir otros parámetros en la evaluación además de la eficiencia energética a fin de considerar también la producción de energía de los cultivos puesto que, en general, las menores dosis de fertilizante también registran los menores rendimientos. Rathke & Diepenbock (2006) resaltaron la importancia del tipo de fertilizante ya que, en sus ensayos, el uso de fertilizante mineral requirió menos energía y produjo mayores incrementos en los rendimientos que el fertilizante orgánico resultando energéticamente más eficiente. Hülsbergen *et al.* (2001) en ensayos de larga duración registraron una disminución del aporte de energía como fertilizantes a través del tiempo atribuido a un menor costo energético de fabricación del fertilizante y, a la vez, un mayor aporte de energía como plaguicidas debido a la necesidad de un mayor uso de estos productos. También señalaron que el uso continuo de fertilizantes redundaba en una mejora de la calidad del suelo que, a través del tiempo, mejora la eficiencia energética de los cultivos. Por otro lado, Hülsbergen *et al.* (2002) estudiando la influencia de la fertilización nitrogenada sobre los flujos energéticos de distintos cultivos concluyeron que alcanzar la mayor producción de energía neta (egresos menos ingresos) y el mínimo uso de energía por unidad de producto son objetivos incompatibles, por lo cual la dosis óptima de fertilizante nitrogenado dependerá del objetivo buscado.

Cabe aclarar que los trabajos precedentes analizan la fertilización en un contexto de crisis energética y necesidad de un uso más eficiente de la energía, pero sin tomar en cuenta otros aspectos ecológicos relacionados con esta práctica. Autores como Rathke *et al.* (2007) y Deike *et al.* (2008a) han resaltado la necesidad de lograr una alta eficiencia de uso del nitrógeno a efectos de mejorar la eficiencia energética de la producción agrícola pero no mencionaron que una baja eficiencia de uso del fertilizante, además de reducir la eficiencia energética del sistema, puede relacionarse con distintos tipos de contaminación según la naturaleza de las pérdidas (lixiviación, volatilización). Por otro lado, una menor provisión de fertilizantes puede determinar una alta eficiencia energética, pero también resultar en un



empobrecimiento de la fertilidad química de los suelos al no utilizarse las dosis de reposición de los distintos nutrientes, aspecto que fue puesto en evidencia por Iermanó & Sarandón (2009). En este sentido, Viglizzo *et al.* (2001, 2003) resaltaron la interdependencia de la productividad con el flujo de la energía, la dinámica de los nutrientes y la sustentabilidad de los agroecosistemas en el largo plazo.

Un tercer factor que modifica los balances de energía y eficiencia energética de los cultivos es el relacionado con las **condiciones del ambiente** en que crecen. Los trabajos de Kuesters & Lammel (1999), Hülsbergen *et al.* (2002), Tzilivakis *et al.* (2005), Rathke *et al.* (2007), Moreno *et al.* (2011) y Hernanz *et al.* (2014) indican que, cuanto mejores son estas condiciones, ya sea por mayor disponibilidad hídrica o por mayor fertilidad, se obtiene una mayor producción de los cultivos que mejora la relación entre la energía obtenida como productos de cosecha y la invertida para su producción. En estas situaciones hay una mayor dotación de recursos disponibles que permiten la obtención de un mayor rendimiento, pero como señalaron Tzilivakis *et al.* (2005) aunque la producción en buenos suelos requiere una menor utilización de fertilizantes y, por lo tanto, resulta en una mejor eficiencia energética, es una situación que no es sustentable en el largo plazo ya que reduce gradualmente la fertilidad potencial del suelo. Este menor uso de fertilizantes es una decisión económica sin sustento ecológico. Se usa una estrategia de fertilización bajo el criterio de suficiencia, en la cual se busca la máxima respuesta en rendimiento con la menor dosis de fertilizante. En condiciones de crecimiento favorables para el cultivo, los mayores requerimientos nutricionales exigen una mayor reposición de nutrientes en pos de conservar el suelo como recurso natural, pero frecuentemente en la producción agrícola el marco de decisión es de índole financiero, maximizando la relación costo-beneficio, la cual no considera los costos ecológicos asociados a la práctica (Flores & Sarandón, 2004).

La observación de Tzilivakis *et al.* (2005) también se relaciona con dos características propias de los agroecosistemas en las que se incorpora el tiempo como variable, estas son la *estabilidad*, que es la capacidad que posee el sistema de permanecer por un tiempo prolongado en un estado, y la *resiliencia*, es decir, la capacidad para recuperarse luego de sufrir algún disturbio. En suelos saludables, con buena dotación de nutrientes y materia orgánica, estas capacidades serían mayores. Se podría observar, en esta situación, una mayor eficiencia energética porque se podría obtener la misma producción en un cultivo con un menor uso de fertilizantes (utilizando los recursos del propio sistema), y la degradación del recurso sólo se observaría en el largo plazo. En suelos de menor calidad, con una menor disponibilidad de recursos, la producción de los cultivos será menor, la estabilidad y la resiliencia de estos sistemas también serían menores, de modo que requerirían un mayor aporte de insumos para mantener el nivel de producción, lo cual reduciría la eficiencia

energética del sistema y, además, el efecto de un manejo deficiente se observaría en un plazo más corto. Viglizzo *et al.* (1995) y Ghersa *et al.* (2002) han mostrado cómo el impacto negativo del uso de la tierra sobre la sostenibilidad es mayor en ambientes más frágiles como los de la zona pampeana semiárida argentina.

Con relación a lo anterior, Deike *et al.* (2008a, 2008b) sugirieron el uso de los cultivos mejor adaptados a cada ambiente, ya que requieren un menor uso de plaguicidas y habitualmente toleran mejor las condiciones de menor fertilidad requiriendo también menor uso de fertilizantes. Sin embargo, Moreno *et al.* (2011) plantearon la necesidad de incluir, en ciertas situaciones, cultivos con bajas eficiencias energéticas dentro del planteo de rotaciones porque aportan otras ventajas al sistema en relación, por ejemplo, mejoras en la estructuración del suelo o el manejo de las malezas. En una evaluación integral de la sustentabilidad estas consideraciones son sumamente importantes, y quizás la necesidad planteada por Moreno *et al.* (2011) podría unirse a la observación de Deike *et al.* (2008a, 2008b) haciéndose extensiva a los materiales genéticos dentro de cada cultivo. El mejoramiento genético, tradicionalmente, se ha orientado a la obtención de cultivos de altos rendimientos en condiciones de alta productividad, es decir, con alto aporte de insumos. Pero también, aunque en menor medida, ha ido planteándose objetivos, en los distintos cultivos, de adaptación a condiciones particulares de crecimiento como sequía, salinidad, baja fertilidad de los suelos y tolerancia a distintas enfermedades. Estas características serían favorables en condiciones específicas de cultivo ya que permitirían que esos materiales genéticos alcancen buenos niveles de producción con un menor uso de insumos. Con relación a esto, Loyce *et al.* (2012) evaluaron cultivares de trigo con diferente comportamiento frente a enfermedades y vuelco, en condiciones de altos y bajos insumos y observaron el mejor desempeño de los materiales con tolerancia a estas adversidades en ambientes de bajos insumos frente a los altamente rendidores en los aspectos relacionados con el uso de la energía y el impacto ecológico derivado del uso de plaguicidas y de fertilizante nitrogenado. Pero, a la vez, estos cultivares rindieron menos por lo que estos autores resaltaron la necesidad de orientar el mejoramiento genético a la obtención de variedades adaptadas a condiciones de manejo de bajos insumos. Mandal *et al.* (2010), trabajando con arroz, dieron algunas pautas acerca de cómo debería hacerse la selección para obtener variedades adaptadas para estos sistemas y Lammerts van Bueren *et al.* (2002) incluso, plantearon un ideotipo para sistemas de producción orgánica, señalando que este ideotipo no sólo sería útil para la producción orgánica sino también para los sistemas convencionales en la medida que fuesen transitando el camino hacia un menor uso de fertilizantes y plaguicidas.

### **Los sistemas productivos del área de Tres Arroyos**

Como se mencionó en el Capítulo 1, en el Partido de Tres Arroyos se viene registrando un proceso de agriculturización en los sistemas productivos tendiendo a especializarse en la producción de cultivos oleaginosos, particularmente soja. Paralelamente, se han incrementado fuertemente las “siembras de segunda”, es decir, cultivos sembrados inmediatamente después de la cosecha del antecesor sin mediar un período de barbecho, y la soja es el cultivo estival más difundido con esta modalidad (Forján & Manso, 2013a). Los cultivos invernales que pueden ser utilizados como antecesores en este planteo son varios, pero los más factibles en la zona son trigo, cebada y colza.

Estos tres cultivos (trigo, cebada y colza), no sólo presentan diferentes niveles de rendimientos, sino que el producto cosechado tiene distinta composición y, por lo tanto, distintos contenidos energéticos. También tienen diferentes planteos productivos en cuanto al uso de fertilizantes y plaguicidas. Consecuentemente, los flujos energéticos de los tres cultivos son diferentes. Además, estos distintos antecesores afectan la productividad del cultivo de segunda que les sucede, entre otras cuestiones, por la fecha de siembra que determinan de acuerdo a sus diferentes ciclos, por efectos sobre la humedad edáfica que condicionan, previo a la siembra del siguiente cultivo (Forján & Iriarte, 2002; Forján *et al.*, 2005; Forján & Iriarte, 2005; Zamora *et al.*, 2005; Forján *et al.*, 2008; Chamorro *et al.*, 2014), y por los planteos de fertilización y extracción de nutrientes propios de cada uno y su efecto residual sobre la soja (Forján & Manso, 2012; Ferraris *et al.*, 2014a, 2014b). Es decir, existe un “efecto antecesor” que condiciona la producción de la soja de segunda, y modifica también sus flujos de energía.

Al mismo tiempo, los planteos productivos, tanto de los cultivos individuales como de las secuencias, cambian en función del ambiente y de decisiones propias de los productores, por lo cual se modifican tanto los insumos utilizados como los rendimientos obtenidos. Esto implica diferentes ingresos y egresos de energía según las distintas combinaciones de ambiente y tecnología aplicada (Kuesters & Lammel, 1999; Tzilivakis *et al.*, 2005; Rathke & Dieprenbock, 2006; Rathke *et al.*, 2007; Deike *et al.*, 2008a, 2008b; Moreno *et al.*, 2011; Hernanz *et al.*, 2014).

Dada la importancia de la energía como motor de los agroecosistemas y establecida la necesidad de reducir el uso de la energía cultural y mejorar la eficiencia de su uso pero manteniendo un mínimo nivel de los rendimientos de los sistemas agrícolas como productores de bienes y servicios, es importante analizar las diferencias en los flujos energéticos de las secuencias de cultivos mencionadas bajo distintos modelos de

producción. De acuerdo con los antecedentes, se plantean las siguientes hipótesis y objetivo:

### **HIPÓTESIS**

- El balance energético y la eficiencia de uso de la energía de la secuencia trigo/soja es mayor que para las secuencias cebada/soja y colza/soja debido a que la mejor adaptación del trigo a la zona determina una mayor productividad y menos requerimientos de insumos.
- El balance energético y la eficiencia de uso de la energía de las distintas secuencias de cultivo son mayores cuando se producen con el modelo correspondiente a los productores de nivel tecnológico medio que alto debido a la menor intensidad de uso de insumos.
- El balance energético y la eficiencia de uso de la energía son mayores en ambientes de suelos profundos que en los someros debido a una mayor disponibilidad de recursos que no son contabilizados como insumos energéticos y permiten una mayor posibilidad de capturar energía solar.

### **OBJETIVO**

Analizar el ingreso y egreso de energía con el propósito de evaluar comparativamente el balance de energía y la eficiencia energética de las secuencias trigo/soja, colza/soja y cebada/soja cultivadas bajo dos modelos de producción en dos áreas ambientalmente diferentes del Partido de Tres Arroyos.

## **2- Metodología**

Todos los cálculos para analizar las variables energéticas en las secuencias y modelos previstos incluyeron sólo el ingreso de energía no renovable al sistema. No se tomó en cuenta la energía solar ni el trabajo del ser humano. La energía solar disponible para un agroecosistema es un valor tan elevado en comparación con la energía fósil utilizada que no permite visualizar diferencias en el uso de esta última entre modelos tecnológicos y, además, no tiene consecuencias ambientales como el consumo de energía fósil (Hülsbergen *et al.*, 2001). El trabajo humano, por un lado, es un valor muy variable según la aproximación utilizada para su cálculo, que debe adaptarse a las condiciones de vida del lugar en que se hace la evaluación y, por otro lado, en los sistemas agrícolas tecnificados de países

desarrollados, representa proporciones muy pequeñas del total de energía ingresada (no más de un 0,2% según Zentner *et al.*, 2004; Borin *et al.*, 1997, Hülsbergen *et al.*, 2001; Rathke *et al.*, 2007). Además, de acuerdo con Refsgaard *et al.* (1998), la energía fósil y el trabajo humano son de naturaleza demasiado diferente como para poder ser expresados en las mismas unidades.

Por lo tanto, se calcularon la *eficiencia energética* como la relación entre la energía de origen no renovable ingresada al sistema y las salidas de energía para cada producto, y el *balance de energía*, como la diferencia entre las salidas y las entradas de energía para cada situación.

Para los cálculos, todas las entradas y salidas fueron convertidas en unidades equivalentes (GigaJoules, GJ) a partir de distintas fuentes bibliográficas. En el Anexo 4 se presentan los valores de energía utilizados en este trabajo para cada insumo, labor y producto, también los cálculos realizados (cuando fue necesario) y las fuentes bibliográficas consultadas en cada caso.

El *ingreso de energía* se calculó en función de la cantidad de labores e insumos utilizados para realizar cada cultivo.

En el cálculo de las labores, no sólo se tuvieron en cuenta los gastos directos de energía (combustible), sino también la energía asociada a la fabricación de las herramientas utilizadas.

El consumo de combustible en cada labor difiere en gran medida según las fuentes de información consultadas y, por otro lado, ninguna fuente provee el total de los datos necesarios. Para evitar utilizar distintas fuentes aumentando la variabilidad de los datos, se utilizó el programa Costo Maq – Versión 1.1, Software para la gestión integral de la maquinaria agrícola (Donato *et al.*, 2006) que permite calcular el gasto de combustible para cada labor. Únicamente el consumo de combustible para la cosecha se calculó según Nagy (1999). Se sumó también una cantidad extra de combustible para el transporte interno de la maquinaria dentro del establecimiento (1 km para cada labor realizada, con un costo energético de  $0,04 \text{ l.km}^{-1}$  según Dalgaard *et al.* (2001)) y para el “flete corto” (30 km). Se adicionó también el costo energético de los lubricantes necesarios como 0,0036 GJ por cada litro de combustible usado (Dalgaard *et al.*, 2001).

Para calcular la energía asociada a las distintas herramientas empleadas se utilizó la aproximación de Dalgaard *et al.* (2001) quienes consideran que la energía asociada a la construcción de la maquinaria está linealmente relacionada con el consumo de combustible en cada labor. Por lo tanto, la energía ingresada indirectamente, asociada a la fabricación de

la maquinaria usada en cada labor, se calculó como 0,012 GJ por cada litro de combustible utilizado.

La energía indirecta ingresada a través de los insumos está linealmente relacionada a la dosis aplicada (Dalgaard *et al.*, 2001). El costo energético de las semillas para cada cultivo se obtuvo de fuentes bibliográficas. En el caso de los fertilizantes y plaguicidas, la energía se calculó tomando en cuenta la concentración del nutriente o el principio activo en el producto comercial, la dosis aplicada y el contenido energético del principio activo o el nutriente de acuerdo a la bibliografía consultada (Anexo 4).

Para el análisis, los insumos energéticos se agruparon según el proceso ecológico con el cual se relacionan. Se consideraron tres procesos principales: *Implantación del cultivo*, *Regulación biótica* y *Ciclado de nutrientes*. Dentro de la *Implantación* se consideraron los insumos utilizados para la preparación de la cama de siembra, cuya finalidad es eliminar la competencia y dar adecuadas condiciones para una eficiente implantación del cultivo. Incluyó la maquinaria, el combustible, las semillas y los herbicidas aplicados en el barbecho. En la *Regulación biótica* se tomó en cuenta a todos los insumos utilizados con la finalidad de eliminar las posibles interacciones negativas que disminuyeran el rendimiento del cultivo (herbivorismo y competencia). Incluyó, por lo tanto, los plaguicidas, la pulverizadora y el combustible necesario para controlar las adversidades bióticas durante el ciclo de los cultivos. En el *Ciclado de nutrientes* se contabilizó los fertilizantes aplicados a cada cultivo, la fertilizadora y el combustible necesario. En *Otros* se incluyeron los costos relacionados con la cosecha y el flete corto.

La *salida de energía* para cada producto se calculó relacionando el rendimiento del mismo y su contenido energético según fuentes bibliográficas (Anexo 4).

### 3- Resultados y discusión

#### ***Los cultivos: balance de energía, eficiencia energética, distribución del gasto energético***

Si bien el ambiente y la modalidad de producción adoptada afectan los flujos de energía y la eficiencia energética de los sistemas productivos, cada cultivo tiene una impronta o un patrón característico en el uso de energía para su producción y las especies difieren entre sí (Hernanz *et al.*, 1995; Nguyen & Haynes, 1995; Borin *et al.*, 1997; Baumer, 1998; Hülsbergen *et al.*, 2001; Denoia *et al.*, 2006; Meul *et al.*, 2007; Iermanó & Sarandón, 2009; Khaledian *et al.*, 2010; Alluvione *et al.*, 2011; Moreno *et al.*, 2011; Nassi *et al.*, 2014; Ferraro 2012). En la Tabla 2.1 se presentan los promedios de ingreso, egreso y balance de

energía y eficiencia energética, y sus respectivos rangos de variación, obtenidos a partir de todas las situaciones analizadas para colza, cebada, trigo y soja de segunda.

Los **ingresos promedio de energía** variaron entre 4,98 y 9,59 GJ.ha<sup>-1</sup>, observándose el menor valor para la soja y el mayor para la cebada. Por su lado, los **egresos** como productos de cosecha se ubicaron entre 33,65 y 78,38 GJ.ha<sup>-1</sup>, siendo también el menor valor para la soja y el mayor para la cebada. Las oleaginosas presentaron un menor **balance de energía** y una menor **eficiencia energética** que los cereales. Si bien, tanto la colza como especialmente la soja, tuvieron requerimientos energéticos comparativamente más bajos, también fueron notablemente menos productivas que los cereales, motivo por el cual fueron menos eficientes en el uso de la energía. Generalmente se atribuye el menor rendimiento en semilla de los cultivos oleaginosos a la composición de sus granos, por ser energéticamente más costosos, pero aquí se observa que aún cuando se expresó el rendimiento en términos de energía, las oleaginosas rindieron menos.

**Tabla 2.1:** Ingreso y egreso de energía, balance de energía y eficiencia energética en la producción de colza, cebada, trigo y soja de segunda en el Partido de Tres Arroyos (Buenos Aires, Argentina) promedio de dos condiciones ecológicas y dos manejos tecnológicos. Entre paréntesis se indican los rangos de variación respectivos.

	Cebada	Colza	Trigo	Soja de segunda
<b>Ingreso de energía (GJ.ha<sup>-1</sup>)</b>	9,59	8,71	9,35	4,98
<b>(Rango)</b>	(8,54 -10,68)	(6,88 – 11,03)	(7,50 – 12,02)	(4,41 – 5,51)
<b>Egreso de energía (GJ.ha<sup>-1</sup>)</b>	78,38	55,97	76,05	33,65
<b>(Rango)</b>	(47,65 – 116,33)	(32,73 – 88,40)	(38,13 – 131,31)	(17,14 – 50,84)
<b>Balance de energía (GJ.ha<sup>-1</sup>)</b>	68,78	47,30	66,70	28,67
<b>(Rango)</b>	(39,11 - 105,64)	(25,86 - 77,36)	(30,62 - 119,29)	(12,72 - 45,33)
<b>Eficiencia energética</b>	8,10	6,49	8,07	6,76
<b>(Rango)</b>	(5,58 - 10,89)	(4,15 - 9,24)	(5,08 - 11,29)	(3,88 - 10,00)

Los datos obtenidos, en general, se encuentran dentro de los rangos reportados por otros autores. En el caso de la colza, tanto de energía ingresada al sistema (8,71 GJ.ha<sup>-1</sup>) como de balance (47,30 GJ.ha<sup>-1</sup>) y eficiencia energética (6,49) son similares a los informados reviamente, ya sea en el país (Iermanó & Sarandón, 2009; Tamagno *et al.*, 2009) como en el exterior (Rathke & Dieprenböck, 2006; Iriarte *et al.*, 2010; Unakitan *et al.*, 2010). Lo mismo ocurre con los valores obtenidos para cebada (Nguyen & Haynes, 1995; Borin *et al.*, 1997; Meul *et al.*, 2007; Hernanz *et al.*, 2014) aunque no se cuenta con datos en la Argentina. Los antecedentes referidos al trigo, en el orden nacional son limitados, Ferraro (2012) presenta valores muy similares a los obtenidos aquí, no así Denoia *et al.* (2006). A nivel internacional, los datos están más dispersos, con valores notablemente más elevados en el ingreso de energía (Hernanz *et al.*, 1992; Zentner *et al.*, 2004; Meul *et al.*, 2007; Deike

*et al.*, 2008a; Khaledian *et al.*, 2010; Alluvione *et al.*, 2011; Nassi *et al.*, 2011), y muy inferiores en la eficiencia energética (Hernanz *et al.*, 1992; Khaledian *et al.*, 2010). La eficiencia energética obtenida para la soja de segunda (6,7) es muy similar a la informada por Denoia *et al.* (2006), Dilascio *et al.* (2009) y Iermanó & Sarandón (2009) pero menor a la presentada por Ferraro (2012) entre los antecedentes nacionales. Los balances obtenidos, en general, son menores que los presentados por estos autores y probablemente se relacione con el hecho de que la mayor parte de los datos son para soja de primera siembra. Los autores extranjeros también presentan valores de balance e ingresos de energía más altos (Borin *et al.*, 1997; Rathke *et al.*, 2007; Alluvione *et al.*, 2011) y eficiencias similares (Borin *et al.*, 1997; Alluvione *et al.*, 2011) o más altas (Rathke *et al.*, 2007).

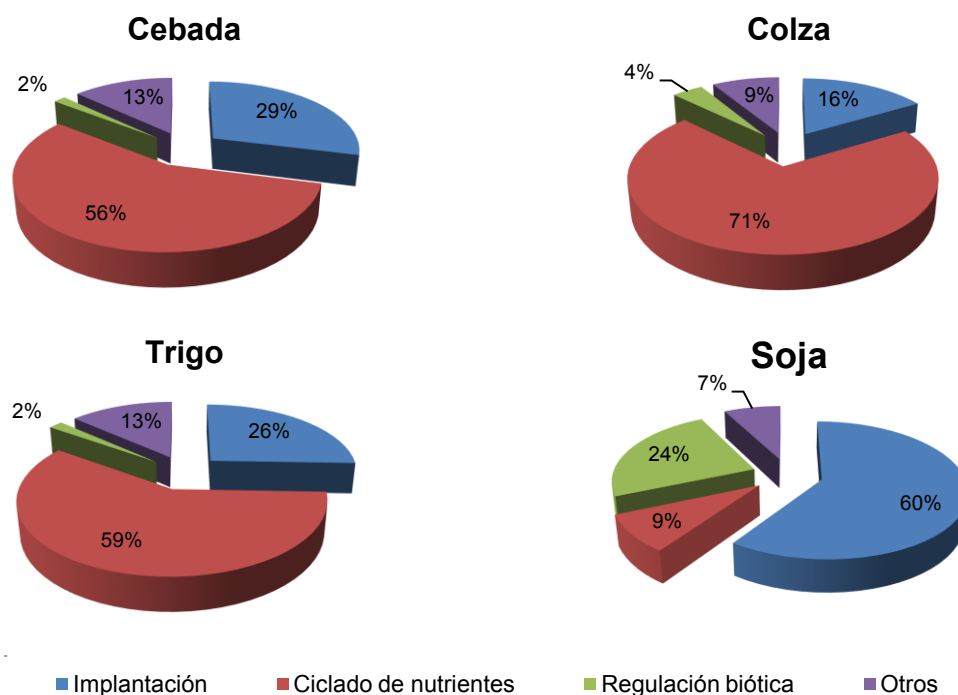
Los antecedentes son numerosos, los valores de las distintas variables energéticas para cada cultivo presentan rangos amplios y no siempre tienen comportamientos relativos similares, por lo que su análisis no permite visualizar si las diferencias observadas entre especies son inherentes a ellas o se relacionan con su adaptación al ambiente agroecológico en que se hicieron los experimentos o con aspectos de la tecnología utilizada en su producción. Por este motivo, Kuesters & Lammel (1999) plantean la necesidad de considerar tanto parámetros del sitio como parámetros específicos de cada cultivo al analizar el uso de la energía por los cultivos.

Los valores de eficiencia energética indican que en estos cultivos se obtuvo entre 6,5 y 8 veces la energía que se aplicó para su producción. Si bien se han citado eficiencias mayores (Nguyen & Haynes, 1995; Rahtke *et al.*, 2007; Deike *et al.*, 2008a, 2008b) y también menores (Hernanz *et al.*, 1992; Borin *et al.*, 1997; Dalgaard *et al.*, 2001; Meul *et al.*, 2007; Moreno *et al.*, 2011), estos valores no son bajos dentro de lo que se considera producción agrícola en sistemas tecnificados modernos (Hülsbergen *et al.*, 2001; Deike *et al.*, 2008b; Khaledian *et al.*, 2010; Alluvione *et al.*, 2011; Nassi *et al.*, 2011; Zentner *et al.*, 2011).

Más allá de los valores promedios obtenidos para cada cultivo, los rangos de variación del balance y de la eficiencia energética fueron muy amplios, lo cual sería efecto de las cambiantes condiciones meteorológicas entre años o modificaciones en la forma de producción, hecho que es de interés ya que da la pauta de que los cuatro cultivos pueden alcanzar producciones y eficiencias notablemente más altas al promedio (45,33-119,29 GJ.ha<sup>-1</sup>, 9,24-11,29 respectivamente), pero que también en determinadas circunstancias puedan ser muy poco productivos y escasamente eficientes (12,72-39,11 GJ.ha<sup>-1</sup>, 3,88-5,58 respectivamente). Esto plantea la necesidad de identificar cuáles son las condiciones (de ambiente y de manejo) en que se registran estos diferentes resultados a fin de poder utilizar esa información en el diseño sistemas productivos más sustentables.



La **distribución del gasto energético** de los distintos cultivos mostró grandes diferencias (Figura 2.1). La más evidente se observó entre la soja y los demás cultivos. Debido a que la primera es una leguminosa, cuya nutrición nitrogenada a nivel productivo normalmente descansa en la fijación biológica del nitrógeno, el ingreso de energía para el *Ciclado de nutrientes* fue bajo (9%), con participaciones mayores al 50% en los otros tres cultivos. A su vez, en la soja el mayor gasto energético se asoció a la *Implantación* del cultivo, con un 60% del costo total, mientras que en los cultivos de invierno fue mucho menor. Cabe resaltar en este punto que los valores absolutos de energía asignada a la *Implantación* fueron muy similares entre la soja y los cereales, pero el diferente gasto energético total determinó diferentes participaciones en cada cultivo. Por otro lado, mientras que en la soja la energía necesaria para la *Regulación biótica* fue de un 24%, en los cereales y la colza apenas alcanzó el 4% pero, en este caso, con distintos valores absolutos (1,14 GJ.ha<sup>-1</sup> en soja, y menos de 0,4 GJ.ha<sup>-1</sup> en los otros cultivos).



**Figura 2.1:** Energía ingresada en la producción de colza, cebada, trigo y soja de segunda en Tres Arroyos (Buenos Aires, Argentina), promedio de dos condiciones ecológicas y dos manejos tecnológicos. Distribución porcentual del gasto asociado a distintos procesos ecológicos (“otros” incluye cosecha y flete corto).

En los cereales y la colza, el proceso que requirió la mayor proporción de la energía fue el *Ciclado de nutrientes*, lo cual coincide con la observación general de que la contribución más importante al costo energético de estos cultivos es la de los fertilizantes

(Hernanz *et al.*, 1992; Borin *et al.*, 1997; Baumer, 1998; Tzilivakis *et al.*, 2005; Denoia *et al.*, 2006; Meul *et al.*, 2007; Rathke *et al.*, 2007; Deike *et al.*, 2008a; Tamagno *et al.*, 2009; Alluvione *et al.*, 2011; Moreno *et al.*, 2011; Nassi *et al.*, 2011; Zentner *et al.*, 2011; Ferraro, 2012; Hernanz *et al.*, 2014). El mayor porcentaje, y valor absoluto, que se observó en colza, se relaciona con la aplicación no sólo de nitrógeno y fósforo sino también de azufre, nutriente de particular importancia en este cultivo (Grant & Bailey, 1993; Burzaco *et al.*, 2009).

La mayor incidencia del gasto asignado a la *Regulación biótica* en la soja se relacionó con el control de malezas ya que el principal costo fue el de los herbicidas (específicamente glifosato). En Tres Arroyos, comparativamente con zonas de mayor difusión del cultivo, son poco frecuentes las aplicaciones de insecticidas y, menos aún, las de fungicidas.

El costo energético de la *Implantación* fue muy bajo en la colza con relación a los otros cultivos, lo cual se debe a su menor densidad de siembra (6-7 kg.ha<sup>-1</sup> vs 85-130 kg.ha<sup>-1</sup> en los otros cultivos). Dentro de los insumos necesarios para la *Implantación*, la semilla representó un 85% del total en la soja, un 60% en cebada, entre 40 y 50% trigo y sólo 7-8% en colza (datos no mostrados).

El rubro *Otros*, que incluye la cosecha y el flete, registró, en la colza y la soja, participaciones menores que en los cereales, atribuible a sus menores rendimientos con respecto a aquellos (del orden de 1500-2500 kg.ha<sup>-1</sup> y 3200-6000 kg.ha<sup>-1</sup> respectivamente).

### **Los cultivos: influencia del ambiente y del modelo de producción en su comportamiento energético**

En los tres **cultivos invernales**, la zona agroecológica y el modelo de producción modificaron los flujos de energía (Tabla 2.2). El **ingreso de energía** fue mayor en el nivel tecnológico alto que en el medio, y también aumentó cuando mejoró la condición ecológica, indicando una mayor inversión ante la expectativa de un mejor rendimiento. La mejora en las condiciones de crecimiento de los cultivos, tanto a través de una mayor profundidad del suelo como de un mayor uso de insumos, aumentó los rendimientos o **salida de energía**, y el **balance**.

Los tres cultivos de invierno variaron la **eficiencia energética** según la zona ecológica y el planteo tecnológico. En general, fueron más eficientes en los suelos más profundos. La colza redujo la eficiencia energética en el nivel de tecnología alto respecto del medio, la cebada la incrementó y el trigo la mejoró en suelos someros pero no en suelos profundos. Esto implica que la respuesta al incremento en el nivel de tecnología aplicada dependió tanto del cultivo como del ambiente de producción.

El balance de energía y la eficiencia energética no respondieron de la misma manera a los cambios en el ambiente y la tecnología de producción. Sólo en el caso de la cebada se obtuvo en el mismo modelo (suelos profundos y nivel tecnológico alto) el valor más alto de balance de energía y de eficiencia energética. Por el contrario, en colza y trigo, mientras que en el modelo de suelos profundos y nivel tecnológico alto se obtuvo el mayor balance de energía, la mayor eficiencia se logró en los suelos profundos pero con un nivel tecnológico medio. Es decir, en los suelos profundos, tanto en trigo como en colza, fue proporcionalmente mayor el incremento en el costo energético para pasar de un nivel tecnológico al otro que el incremento en el rendimiento o salida de energía.

**Tabla 2.2:** Ingreso y egreso de energía, balance de energía y eficiencia energética en la producción de cebada, colza y trigo en el Partido de Tres Arroyos (Buenos Aires, Argentina) en dos zonas agroecológicas y bajo dos modalidades de producción. Para el balance de energía y la eficiencia energética se indican entre paréntesis los rangos de variación.

Cultivo	Zona agro-ecológica	Aplicación de tecnología	Ingreso de energía (GJ.ha <sup>-1</sup> )	Egreso de energía (GJ.ha <sup>-1</sup> )	Balance de energía (GJ.ha <sup>-1</sup> ) (rango)	Eficiencia energética (rango)
<b>Cebada</b>	Suelos someros	Nivel medio	8,54	57,75	49,21 (39,1-59,3)	<b>6,76</b> (5,58-7,95)
		Nivel alto	9,70	82,50	72,80 (58,4-87,2)	<b>8,51</b> (7,02-10,00)
	Suelos profundos	Nivel medio	9,45	74,25	64,80 (51,8-77,8)	<b>7,85</b> (6,48-9,23)
		Nivel alto	10,68	99,00	88,32 (71,0-105,6)	<b>9,27</b> (7,65-10,89)
<b>Colza</b>	Suelos someros	Nivel medio	6,88	46,41	39,54 (25,9-53,2)	<b>6,75</b> (4,76-8,74)
		Nivel alto	9,27	54,60	45,33 (29,2-60,9)	<b>5,89</b> (4,15-7,57)
	Suelos profundos	Nivel medio	7,65	54,60	46,95 (30,8-63,1)	<b>7,13</b> (5,03-9,24)
		Nivel alto	11,03	68,25	57,22 (37,1-77,4)	<b>6,19</b> (4,36-8,01)
<b>Trigo</b>	Suelos someros	Nivel medio	7,50	54,08	46,58 (30,6-62,5)	<b>7,21</b> (5,08-9,33)
		Nivel alto	9,16	72,67	63,51 (42,1-85,0)	<b>7,93</b> (5,59-10,27)
	Suelos profundos	Nivel medio	8,72	76,05	67,33 (44,9-89,8)	<b>8,72</b> (6,15-11,29)
		Nivel alto	12,02	101,40	89,38 (59,5-119,3)	<b>8,43</b> (5,95-10,92)

Los rangos de variación del balance de energía de los dos cereales resultaron muy similares en los modelos de suelos profundos con nivel tecnológico medio y suelos someros con nivel tecnológico alto, mientras que el de suelos someros con nivel tecnológico medio fue sustancialmente menor al de suelos profundos con nivel tecnológico alto. Para la colza,

si bien los datos promedio mostraron esa misma tendencia, no se observó lo mismo en los rangos de variación, los cuales fueron muy parecidos para los distintos modelos de producción, es decir, en un buen año el balance de energía de un lote de colza en suelos someros con la tecnología media puede ser mayor al obtenido en un suelo profundo y tecnología alta si el año es malo. Por otro lado, se observó que la respuesta del balance de energía a una mejor condición de crecimiento, ya sea por un suelo más profundo como por una mayor aplicación de insumos, fue mayor en los cereales que en la colza.

En el caso de la eficiencia energética los rangos de variación permiten notar que tanto la cebada como el trigo son capaces de alcanzar, en ciertas circunstancias, altos valores (de 10 o más) que no serían posibles para la colza, a la vez que en ninguna situación tendrían eficiencias menores a 5, que son factibles para la colza aún en las mejores condiciones de crecimiento.

El ambiente y el modelo tecnológico modificaron también la **composición de la energía** invertida en cada cultivo (Tablas 2.3, 2.4 y 2.5). En los tres casos, el paso del nivel medio al nivel alto de tecnología implicó pasar de un sistema de labranza convencional a un sistema de siembra directa, lo que redundaría en una reducción de la energía directa ingresada al sistema por la disminución de labores de preparación del suelo. Sin embargo, esto no fue tan notable, las reducciones relacionadas con el uso de combustible fueron de 1,9 a 1,7 GJ.ha<sup>-1</sup>, 1,7 a 1,3 GJ.ha<sup>-1</sup> y 1,9 a 1,8 GJ.ha<sup>-1</sup> para cebada, colza y trigo respectivamente. Esto se debió a que en el nivel tecnológico alto, por un lado, se hicieron algunas aplicaciones adicionales de plaguicidas o fertilizantes según los casos, y por otro lado, el mayor rendimiento determinó también mayores gastos de combustible en la cosecha y flete. Esto último se visualiza claramente en la energía que se gastó en el rubro *Otros*.

La siembra directa requirió la aplicación de herbicidas en el barbecho y el uso de mayor cantidad de semilla explicando el aumento de la energía asignada a la *Implantación*. El ambiente no afectó el gasto energético para la *Implantación*.

**Tabla 2.3:** CEBADA. Distribución por rubros del ingreso de energía en su producción en el Partido de Tres Arroyos (Buenos Aires, Argentina) en dos zonas agroecológicas y bajo dos modalidades de producción.

Zona agroecológica	Suelos someros		Suelos profundos	
	Nivel medio	Nivel alto	Nivel medio	Nivel alto
Implantación	2,70	2,86	2,70	2,86
Ciclado de nutrientes	4,69	5,33	5,33	6,31
Regulación biótica	0,18	0,12	0,17	0,12
Otros (cosecha, flete corto)	0,97	1,39	1,25	1,39
<b>Total ingreso de energía (GJ.ha<sup>-1</sup>)</b>	<b>8,54</b>	<b>9,70</b>	<b>9,45</b>	<b>10,68</b>

El proceso energéticamente más demandante fue el *Ciclado de nutrientes*. En la cebada y el trigo se aplicó nitrógeno y fósforo en mayores dosis al mejorar el ambiente o al elevar el nivel tecnológico. En la colza, la fertilización tuvo un esquema para cada situación de calidad de suelo y de nivel tecnológico. No sólo se incrementó la dosis de fertilizante al pasar de un nivel tecnológico a otro o de un tipo de suelo a otro, sino que, además, en el nivel alto de aplicación de tecnología se adicionó azufre.

**Tabla 2.4:** COLZA. Distribución por rubros del ingreso de energía en su producción en el Partido de Tres Arroyos (Buenos Aires, Argentina) en dos zonas agroecológicas y bajo dos modalidades de producción.

Zona agroecológica	Suelos someros		Suelos profundos	
	Nivel medio	Nivel alto	Nivel medio	Nivel alto
Implantación	1,22	1,64	1,22	1,64
Ciclado de nutrientes	4,63	6,64	5,20	8,22
Regulación biótica	0,40	0,25	0,49	0,25
Otros (cosecha, flete corto)	0,63	0,74	0,74	0,92
<b>Total ingreso de energía (GJ.ha<sup>-1</sup>)</b>	<b>6,88</b>	<b>9,27</b>	<b>7,65</b>	<b>11,03</b>

La *Regulación biótica* fue el proceso que requirió menos energía, y se modificó más con el nivel tecnológico que con el ambiente. En los tres cultivos, el mayor nivel tecnológico significó la utilización de semilla original curada incluyendo un costo por fungicidas. Paralelamente, la siembra directa determinó un manejo diferente de las malezas. El tratamiento químico del barbecho con herbicidas resultó en un menor uso de estos productos durante el ciclo del cultivo en la cebada y la colza. Esta última fue el único cultivo que recibió aplicación de insecticidas para polilla de las coles (*Plutella xylostella*) o para pulgón ceniciento (*Brevicoryne brassicae*) en los cuatro modelos de producción, mientras que el trigo, cuando se produjo en suelos profundos con alta tecnología, no sólo requirió la aplicación de insecticidas sino también de fungicidas para enfermedades foliares. En general, la energía utilizada para la *Regulación biótica* siguió la tendencia del uso de herbicidas, no tanto por su costo energético sino por las dosis de aplicación, usualmente más altas que las de los insecticidas y fungicidas.

La zona agroecológica también determinó cambios en el manejo de los cultivos pero diferentes a los relacionados con el nivel tecnológico. El proceso que más se modificó según el ambiente de producción fue el del *Ciclado de nutrientes*. En cada uno de los cultivos, una mejor condición de suelo determinó la aplicación de mayores dosis, principalmente de nitrógeno, probablemente por la expectativa de un mejor rendimiento. Al mismo tiempo, la mayor producción de los cultivos en los suelos profundos determinó mayores gastos de combustible para la cosecha y flete (*Otros*).

**Tabla 2.5:** TRIGO. Distribución por rubros del ingreso de energía en su producción en el Partido de Tres Arroyos (Buenos Aires, Argentina) en dos zonas agroecológicas y bajo dos modalidades de producción.

Zona agroecológica Aplicación de tecnología	Suelos someros		Suelos profundos	
	Nivel medio	Nivel alto	Nivel medio	Nivel alto
Implantación	2,17	2,29	2,17	2,94
Ciclado de nutrientes	4,34	5,45	5,20	7,17
Regulación biótica	0,10	0,22	0,10	0,24
Otros (cosecha, flete corto)	0,89	1,20	1,25	1,67
<b>Total ingreso de energía (GJ.ha<sup>-1</sup>)</b>	<b>7,50</b>	<b>9,16</b>	<b>8,72</b>	<b>12,02</b>

La **soja**, no presentó diferencias en el manejo según el antecesor, o la zona agroecológica. Sólo cuando se produjo con un nivel alto de tecnología se fertilizó con fosfato diamónico a la siembra. El hecho de que sea un cultivo relativamente nuevo en la zona determina, por un lado, que aún se produzca de manera similar en todos los casos (como una receta), pero también que la incidencia de plagas y enfermedades sea relativamente baja (Martín Zamora, com. pers.), lo cual es favorecido incluso por el ambiente, de menores temperaturas y una duración de la estación de crecimiento más corta que en otras zonas de cultivo. Por lo tanto, las diferencias en los ingresos de energía y su distribución sólo se asociaron con la práctica mencionada y los diferentes niveles de rendimiento obtenidos que determinaron diferentes usos de combustible para su cosecha y flete (Tablas 2.6 y 2.7).

**Tabla 2.6:** SOJA DE SEGUNDA. Distribución por rubros del ingreso de energía en su producción con tres antecesores en el Partido de Tres Arroyos (Buenos Aires, Argentina, promedio de dos zonas agroecológicas y bajo dos modalidades de producción).

Antecesor	Cebada	Colza	Trigo
Implantación	2,97	2,97	2,97
Ciclado de nutrientes	0,44	0,44	0,44
Regulación biótica	1,19	1,19	1,19
Otros (cosecha, flete corto)	0,41	0,40	0,32
<b>Total ingreso de energía (GJ.ha<sup>-1</sup>)</b>	<b>5,01</b>	<b>5,00</b>	<b>4,92</b>

Las **entradas de energía** al cultivo promediaron los 5 GJ.ha<sup>-1</sup> presentando mayor variabilidad entre tipos de manejo que entre ambientes agroecológicos o cultivos antecesores (Tabla 2.8). Sí se observaron diferencias en las **salidas de energía**, con un rango de 22 a 41 GJ.ha<sup>-1</sup> según distintas combinaciones de antecesor, zona agroecológica y aplicación de tecnología, condicionando balances de entre 18 y 36 GJ.ha<sup>-1</sup>.

**Tabla 2.7:** SOJA DE SEGUNDA. Distribución por rubros del ingreso de energía en su producción en el Partido de Tres Arroyos (Buenos Aires, Argentina) en dos zonas agroecológicas y bajo dos modalidades de producción (promedio de tres antecesores).

Zona agroecológica	Suelos someros		Suelos profundos		
	Aplicación de tecnología	Nivel medio	Nivel alto	Nivel medio	Nivel alto
Implantación		2,98	2,98	2,98	2,98
Ciclado de nutrientes		0	0,89	0	0,89
Regulación biótica		1,19	1,19	1,19	1,19
Otros (cosecha, flete corto)		0,32	0,38	0,38	0,44
<b>Total ingreso de energía (GJ.ha<sup>-1</sup>)</b>		<b>4,49</b>	<b>5,44</b>	<b>4,55</b>	<b>5,50</b>

**Tabla 2.8:** SOJA DE SEGUNDA. Ingreso y egreso de energía, balance de energía y eficiencia energética en su producción sucediendo a cebada, colza y trigo en el Partido de Tres Arroyos (Buenos Aires, Argentina) en dos zonas agroecológicas y bajo dos modalidades de producción. Para el balance de energía y la eficiencia energética se indican entre paréntesis los rangos de variación.

Cultivo antecesor	Zona agro-ecológica	Aplicación de tecnología	Ingreso de energía (GJ.ha <sup>-1</sup> )	Egreso de energía (GJ.ha <sup>-1</sup> )	Balance de energía (GJ.ha <sup>-1</sup> ) (Rango)	Eficiencia energética (Rango)
<b>Soja sobre cebada</b>	Suelos someros	Nivel medio	4,53	32,80	28,27 (20,4-36,1)	<b>7,24</b> (5,51-8,98)
		Nivel alto	5,46	36,90	31,44 (22,6-40,3)	<b>6,76</b> (5,14-8,38)
	Suelos profundos	Nivel medio	4,57	36,90	32,33 (23,5-41,2)	<b>8,07</b> (6,13-10,00)
		Nivel alto	5,51	41,00	35,49 (25,7-45,3)	<b>7,45</b> (5,66-9,23)
<b>Soja sobre colza</b>	Suelos someros	Nivel medio	4,51	30,75	26,25 (18,9-33,6)	<b>6,83</b> (5,19-8,46)
		Nivel alto	5,44	34,85	29,41 (21,0-37,8)	<b>6,41</b> (4,87-7,95)
	Suelos profundos	Nivel medio	4,55	34,85	30,29 (21,9-38,7)	<b>7,66</b> (5,82-9,50)
		Nivel alto	5,51	41,00	35,49 (25,7-45,3)	<b>7,45</b> (5,66-9,23)
<b>Soja sobre trigo</b>	Suelos someros	Nivel medio	4,41	22,55	18,14 (12,7-23,5)	<b>5,11</b> (3,88-6,34)
		Nivel alto	5,37	28,70	23,33 (16,4-30,2)	<b>5,34</b> (4,06-6,63)
	Suelos profundos	Nivel medio	4,48	28,70	24,22 (17,3-31,1)	<b>6,40</b> (4,87-7,94)
		Nivel alto	5,44	34,85	29,41 (21,0-37,8)	<b>6,41</b> (4,87-7,95)

El balance y la eficiencia en el uso de la energía fueron mínimos cuando la soja sucedió al trigo (23,8 GJ.ha<sup>-1</sup> y 5,81, en promedio), intermedios luego de colza (30,4 GJ. ha<sup>-1</sup> y 7,07) y registraron los valores más altos sucediendo a cebada (31,9 GJ. ha<sup>-1</sup> y 7,37). El menor balance de energía de la soja luego del trigo se explica por su fecha de siembra más tardía que con antecesor cebada o colza que determina una menor productividad del cultivo. La diferente producción de la soja cuando sucede a cebada o colza ha sido atribuida a

distintas condiciones hídricas del suelo que condiciona cada cultivo para la implantación de la soja (Forján & Manso, 2012; Chamorro *et al.*, 2012) y podría también relacionarse con cambios en la fracción lábil del carbono del suelo determinadas por los distintos antecesores (Pellegrini *et al.*, 2014).

En suelos someros el balance promedio fue de 26,1 GJ.ha<sup>-1</sup> con una eficiencia de 6,27, frente a 31,2 GJ.ha<sup>-1</sup> que se obtuvieron en suelos profundos y con valores medios de eficiencia de 7,22. Pasar de un nivel tecnológico medio a uno alto tuvo un impacto similar en el balance de energía (26,6 a 30,8 GJ.ha<sup>-1</sup>) pero la eficiencia en su uso tendió a reducirse (6,87 a 6,63).

En la interacción, el balance y la eficiencia energética más bajos los registró la soja que tuvo al trigo como antecesor en suelos someros y bajo un nivel tecnológico medio (18,13 GJ.ha<sup>-1</sup> y 5,10). Mientras que el mayor balance se observó en suelos profundos y nivel tecnológico alto, ya sea con antecesor cebada como colza (35,48 GJ.ha<sup>-1</sup>). La mayor eficiencia energética fue con antecesor cebada en suelos profundos y tecnología media (8,05). En suelos profundos, tanto con antecesor cebada como colza, que fueron los más favorables desde el punto de vista productivo para la soja, al elevar el nivel tecnológico se redujo la eficiencia energética a pesar del mayor rendimiento del cultivo.

Los rangos de variación de la eficiencia energética permitirían diferenciar a la soja de segunda sucediendo al trigo de la sembrada luego de cebada y colza, pero no entre modelos de producción. De igual manera, los rangos de variación del balance de energía fueron similares entre antecesor cebada y colza, siempre mayores en la medida que mejoró la condición de suelo y aumentó la tecnología, pero sustancialmente menores con antecesor trigo. Es interesante notar que, en ciertas condiciones, la soja puede alcanzar valores de eficiencia energética de 10 o cercanos, similares a los de los cereales, lo cual no parece posible para la colza (Tablas 2.2 y 2.8)

### ***Las secuencias: influencia del ambiente y del modelo de producción en su comportamiento energético***

La Tabla 2.9 muestra los datos obtenidos de ingreso y egreso de energía para las tres secuencias de cultivos en distintas condiciones ecológicas y tecnológicas, los balances de energía y la eficiencia energética para cada caso.

El **ingreso de energía** varió entre 11,4 y 17,5 GJ.ha<sup>-1</sup>. Los datos más bajos correspondieron a la secuencia colza/soja, en la que se combinan las dos oleaginosas. Si bien el valor más alto lo registró la secuencia trigo/soja en suelos profundos y nivel de



tecnología alto, en general, la secuencia cebada/soja como promedio de todas las situaciones productivas es la que tuvo los requerimientos más altos de energía.

La secuencia cebada/soja, que es la que registró los mayores rendimientos para cada cultivo de la secuencia, es la que obtuvo los mayores **egresos de energía**. Por el contrario, colza/soja es la que presentó los menores valores, principalmente por el bajo rendimiento energético de la colza. Trigo/soja estuvo más cercana a cebada/soja que a colza/soja.

**Tabla 2.9:** Ingreso y egreso de energía, balance de energía y eficiencia energética en la producción de tres secuencias de cultivos en el Partido de Tres Arroyos (Buenos Aires, Argentina) en dos zonas agroecológicas y bajo dos modalidades de producción. Para el balance de energía y la eficiencia energética se indican entre paréntesis los rangos de variación.

Secuencia	Zona agro-ecológica	Aplicación de tecnología	Ingreso de energía (GJ.ha <sup>-1</sup> )	Egreso de energía (GJ.ha <sup>-1</sup> )	Balance de energía (GJ.ha <sup>-1</sup> ) (Rango)	Eficiencia energética (Rango)
<b>Cebada/soja</b>	Suelos someros	Nivel medio	13,07	90,55	77,48 (59,5-95,5)	<b>6,93</b> (5,55-8,30)
		Nivel alto	15,16	119,40	104,24 (80,9-127,5)	<b>7,88</b> (6,34-9,41)
	Suelos profundos	Nivel medio	14,03	111,15	97,12 (75,3-119,0)	<b>7,92</b> (6,37-9,48)
		Nivel alto	16,19	140,00	123,81 (96,6-151,0)	<b>8,65</b> (6,97-10,33)
<b>Colza/soja</b>	Suelos someros	Nivel medio	11,38	77,16	65,78 (44,7-86,9)	<b>6,78</b> (4,93-8,63)
		Nivel alto	14,71	89,45	74,74 (50,3-98,6)	<b>6,08</b> (4,42-7,71)
	Suelos profundos	Nivel medio	12,21	89,45	77,25 (52,8-101,7)	<b>7,33</b> (5,32-9,33)
		Nivel alto	16,54	109,25	92,71 (62,7-122,7)	<b>6,60</b> (4,79-8,42)
<b>Trigo/soja</b>	Suelos someros	Nivel medio	11,92	76,63	64,72 (43,3-86,1)	<b>6,43</b> (4,64-8,22)
		Nivel alto	14,53	101,37	86,84 (58,5-115,2)	<b>6,98</b> (5,03-8,93)
	Suelos profundos	Nivel medio	13,21	104,75	91,54 (62,2-120,9)	<b>7,93</b> (5,71-10,15)
		Nivel alto	17,46	136,25	118,79 (80,5-157,1)	<b>7,80</b> (5,61-9,99)

El **balance de energía** decreció en el orden cebada/soja, trigo/soja, colza/soja con valores promedio de 100,65 GJ.ha<sup>-1</sup>, 90,47 GJ.ha<sup>-1</sup> y 77,65 GJ.ha<sup>-1</sup> respectivamente. En general, el impacto de una mejor condición agroecológica (78,98 GJ.ha<sup>-1</sup> para suelos someros, 100,19 GJ.ha<sup>-1</sup> para suelos profundos) fue similar al de una mayor aplicación de tecnología (78,97 GJ.ha<sup>-1</sup> para el nivel tecnológico medio y 100,20 GJ.ha<sup>-1</sup> para el alto). Sin embargo, cuando se observaron tanto los valores promedio como los rangos de variación, la

respuesta de las secuencias integradas por un cereal y la soja fue mayor que la respuesta de colza/soja.

Cuando se consideraron los valores promedio, la **eficiencia energética** varió entre 6,14 y 8,64. Fue mayor para la secuencia cebada/soja (7,84 vs. 7,28 y 6,71 para trigo/soja y colza/soja respectivamente) y en suelos profundos (7,70 vs. 6,85 en suelos someros). El nivel tecnológico alto fue energéticamente más eficiente en cebada/soja (8,25 vs 7,42 como promedio de los dos ambientes). En trigo/soja, la tecnología más alta fue sólo un poco más eficiente en suelos someros, pero no en suelos profundos, con valores similares. Por el contrario, en colza/soja fue más eficiente la tecnología de producción media en ambos tipos de suelo (7,05 vs 6,37). Al tomar en cuenta los rangos de variación de los rendimientos, se registraron valores tan bajos como 4,42 para colza/soja, y tan altos como 10,33 para cebada/soja, dando cuenta de la gran diferencia que puede existir en esta variable, no sólo como consecuencia de la secuencia considerada y el modelo de producción sino también debidas a condiciones propias del año que determinan la productividad de los cultivos. Para todos los casos, cabe señalar que la secuencia trigo/soja fue la que tuvo mayor rango de variación (4,64-9,9), esencialmente por la mayor variabilidad del rango de la eficiencia del cultivo de trigo.

La secuencia cebada/soja, indudablemente, fue la de mayor balance y eficiencia energética en todas las situaciones de cultivo ya que combinó una alta producción tanto para el cultivo de invierno como para la soja a pesar de requerir mayores ingresos de energía en su producción. La secuencia trigo/soja superó a la secuencia colza/soja en todas las condiciones excepto en suelos someros con la tecnología media, en la cual presentaron comportamientos similares. En condiciones de mayor disponibilidad de recursos, ya sean del propio sistema o en forma de insumos, el trigo tuvo una mayor capacidad de respuesta que la colza a nivel de rendimiento.

A diferencia de lo observado en los cultivos individuales, cuando se analizó la participación de la **energía asignada a cada proceso ecológico** en las secuencias, el costo energético de la *Implantación* y el *Ciclado de nutrientes* tendieron a asemejarse con valores de entre 5 y 6 GJ.ha<sup>-1</sup> (Tablas 2.10, 2.11 y 2.12). Sólo en el nivel tecnológico alto se diferenciaron, principalmente en la secuencia colza/soja que, comparativamente con las otras secuencias, presentó costos menores para la *Implantación* y mayores para el *Ciclado de nutrientes* (siguiendo la tendencia de la colza). En esta secuencia también se registró un menor gasto de energía para la cosecha y flete por los menores rendimientos de la colza. En comparación con las otras secuencias, colza/soja también tendió a usar más energía para la *Regulación biótica*.

**Tabla 2.10:** SECUENCIA CEBADA/SOJA. Distribución por rubros del ingreso de energía en su producción en el Partido de Tres Arroyos (Buenos Aires, Argentina) en dos zonas agroecológicas y bajo dos modalidades de producción.

Zona agroecológica	Suelos someros		Suelos profundos		
	Aplicación de tecnología	Nivel medio	Nivel alto	Nivel medio	Nivel alto
Implantación		5,68	5,83	5,68	5,83
Ciclado de nutrientes		4,69	6,22	5,33	7,20
Regulación biótica		1,36	1,31	1,36	1,31
Otros (cosecha, flete corto)		1,34	1,80	1,67	1,85
<b>Total ingreso de energía (GJ.ha<sup>-1</sup>)</b>		<b>13,07</b>	<b>15,16</b>	<b>14,03</b>	<b>16,19</b>

En el nivel tecnológico medio, la energía asignada a cada proceso difirió muy poco según el tipo de suelo, principalmente en el *Ciclado de nutrientes* por la aplicación de dosis de fertilizantes un poco más altas en los suelos profundos. En el nivel tecnológico alto, ocurrió lo mismo pero con una mayor brecha en la energía usada para el *Ciclado de nutrientes*. La misma observación puede hacerse para los diferentes niveles tecnológicos dentro de cada zona agroecológica.

**Tabla 2.11:** SECUENCIA COLZA/SOJA. Distribución por rubros del ingreso de energía en su producción en el Partido de Tres Arroyos (Buenos Aires, Argentina) en dos zonas agroecológicas y bajo dos modalidades de producción.

Zona agroecológica	Suelos someros		Suelos profundos		
	Aplicación de tecnología	Nivel medio	Nivel alto	Nivel medio	Nivel alto
Implantación		4,19	4,61	4,19	4,61
Ciclado de nutrientes		4,63	7,53	5,20	9,11
Regulación biótica		1,59	1,44	1,68	1,44
Otros (cosecha, flete corto)		0,98	1,13	1,13	1,39
<b>Total ingreso de energía (GJ.ha<sup>-1</sup>)</b>		<b>11,38</b>	<b>14,71</b>	<b>12,21</b>	<b>16,54</b>

**Tabla 2.12:** SECUENCIA TRIGO/SOJA. Distribución por rubros del ingreso de energía en su producción en el Partido de Tres Arroyos (Buenos Aires, Argentina) en dos zonas agroecológicas y bajo dos modalidades de producción.

Zona agroecológica	Suelos someros		Suelos profundos		
	Aplicación de tecnología	Nivel medio	Nivel alto	Nivel medio	Nivel alto
Implantación		5,14	5,27	5,14	5,92
Ciclado de nutrientes		4,34	6,34	5,20	8,06
Regulación biótica		1,29	1,41	1,29	1,43
Otros (cosecha, flete corto)		1,14	1,52	1,57	2,06
<b>Total ingreso de energía (GJ.ha<sup>-1</sup>)</b>		<b>11,92</b>	<b>14,53</b>	<b>13,21</b>	<b>17,46</b>

### ***El comportamiento de las secuencias y los cultivos***

Tres aspectos se consideran importantes para evaluar la sustentabilidad de los sistemas de producción desde el punto de vista energético. Uno es el ingreso de energía

fósil, que debe ser reducido y, en la transición a un sistema más sustentable, este tipo de energía debería ir siendo sustituida por energía biológica (Altieri & Nicholls, 2000a; Gliessman, 2001). Un segundo aspecto es el balance de energía, que es sustancial desde el punto de vista productivo, sobre todo, cuando la demanda de producción agrícola no puede ser cubierta por una limitada disponibilidad de superficie para el cultivo (Hülsbergen *et al.*, 2002). El tercer aspecto, la eficiencia energética, es un indicador que integra los efectos ambientales de la producción agrícola (Hülsbergen *et al.*, 2002).

Las secuencias de cultivos analizadas difirieron en los tres aspectos y, además, fueron afectadas por las condiciones de producción, ya sea de tipo ambiental como tecnológico (Tabla 2.9) apoyando la afirmación de Alluvione *et al.* (2011) acerca de que la rotación de cultivos y el manejo son igualmente importantes en determinar la eficiencia energética de los sistemas productivos.

A diferencia de lo esperado, el mejor comportamiento, como promedio de las distintas situaciones, lo registró la secuencia cebada/soja que, aunque con un mayor uso de energía, registró los mayores balances y eficiencias. El doble cultivo colza/soja es el que presentó los menores valores en los tres aspectos, y trigo/soja tuvo requerimientos energéticos intermedios (aunque muy cercanos a cebada/soja) pero con menores balances y eficiencias energéticas.

Los resultados observados en las secuencias se relacionan con el comportamiento de cada cultivo que lo compone. La colza y la soja se diferenciaron de los dos cereales por su menor requerimiento de energía, pero también su menor balance y eficiencia energética (Tabla 2.1). Estos rasgos se imprimieron a la secuencia compuesta por las dos oleaginosas, que presentó las mismas características. El distinto comportamiento energético de los cultivos se debe, en parte, a características inherentes a los mismos como su potencial productivo o el contenido calórico de sus granos. Pero también se relacionaría con su adaptación diferencial al ambiente de producción (Kuesters & Lammel, 1999; Deike *et al.*, 2008a, 2008b). El trigo es un cultivo tradicional y ampliamente difundido en el sur de la provincia de Buenos Aires. Si bien es de origen asiático e introducido en América por los españoles, es a partir del desarrollo de la agricultura, principalmente llevada adelante por la llegada de inmigrantes agricultores a la región (últimas décadas del siglo XIX) que fue extensamente cultivado. Su buena adaptación al ambiente, en gran parte, está dada por una cierta similitud estructural y funcional con la vegetación nativa (pastizales de especies invierno-primaverales). Este largo período de “convivencia” se vio plasmado en una especie de “co-evolución” entre cultivo y productores que ha dado lugar a conocimientos y maneras particulares de realizar el cultivo, y a diversas adaptaciones del cultivo a los otros componentes del agroecosistema (malezas, plagas, enfermedades) propios de la zona.

Todo ello incide para que se obtengan buenos niveles de rendimiento o salidas de energía, pero también la necesidad de una serie de ingresos energéticos para manejar la comunidad biótica asociada. Por lo tanto, es esperable que el trigo registre elevadas salidas de energía como productos de cosecha, con un moderado costo energético y que lo haga con una alta eficiencia en el uso de la energía, características señaladas por Kuesters & Lammel (1999) para cultivos bien adaptados a condiciones ambientales específicas. Debe mencionarse, además, que el trigo cuenta con una larga historia de mejoramiento genético que, en general, se ha orientado a la obtención de genotipos de altos rendimientos que, usualmente, requieren de una alta provisión de insumos (Altieri & Nicholls, 2000b; Suso *et al.*, 2013) y que se asocian a bajas eficiencias energéticas. Si bien el ingreso de energía al cultivo de trigo en los sistemas productivos de Tres Arroyos es reducido en comparación con sistemas de alto uso de insumo en otras zonas del mundo (Hernanz *et al.*, 1992, 1995; Hülsbergen *et al.*, 2001; Zentner *et al.*, 2004; Meul *et al.*, 2007; Deike *et al.*, 2008a; Khaledian *et al.*, 2010; Alluvione *et al.*, 2011; Nassi *et al.*, 2011), logrando eficiencias en el uso de la energía relativamente favorables (Hernanz *et al.*, 1992; Khaledian *et al.*, 2010) no debe perderse de vista la necesidad de obtener materiales genéticos adaptados a condiciones de bajos insumos (Lammerts van Bueren *et al.*, 2002; Mandal *et al.*, 2010; Loyce *et al.*, 2012). Su uso, unido a diseños de producción que promuevan una mayor biodiversidad que intensifique los procesos internos de autorregulación propios del agroecosistema, reducirían los requerimientos energéticos para su producción (Altieri & Nicholls, 2000a; Gliessman *et al.*, 2007).

La cebada, por su lado, si bien tiene una menor difusión que el trigo y su historia es más reciente, es también una gramínea, encontrando una buena adaptación en la zona, con plagas, malezas y enfermedades comunes con el trigo, por lo tanto, su comportamiento fue semejante a éste, tanto en las entradas y salidas de energía como en la eficiencia de su uso (Tabla 2.1).

Un comportamiento diferente mostraron la colza y la soja, aunque con una diferencia importante entre ellas: la soja se implantó como un cultivo de segunda, es decir, se sembró sin un barbecho previo y más tarde de lo óptimo. Por lo tanto, las condiciones térmicas y fotoperiódicas en que se desarrolló acortaron su ciclo limitando su rendimiento potencial. Ambas oleaginosas tienen una historia más reciente en Tres Arroyos en comparación con el trigo, y su difusión es menor, sobre todo la de la colza. Si bien los requerimientos agroclimáticos de ambas están cubiertos (Murphy & Pascale, 1991; Pascale *et al.*, 1995), no tienen similitud con el bioma de la Pampa, por lo que no presentarían el mismo grado de adaptación que el trigo. Plagas y enfermedades importantes de la soja y la colza en otras zonas de cultivo aún no tienen gran frecuencia o desarrollo en la zona por lo que podría

pensarse que, con el tiempo y la difusión de estos cultivos, podrían llegar a incrementar su incidencia. Ambos cultivos aún están en esta zona en etapa de “conocimiento” por parte de los productores, de modo que la tecnología aplicada es relativamente básica dentro del marco de tecnología convencional. Sin embargo, presentan grandes posibilidades de cambios en el futuro, asociadas a un mejor conocimiento de los cultivos y desarrollo de tecnologías de producción para la zona y, también, a cambios en el ambiente biológico, incremento en la incidencia de plagas, enfermedades y malezas asociadas a la difusión de los cultivos, que determinen la necesidad de más y diferentes aplicaciones de plaguicidas. Todo lo anterior resultó, por lo tanto, en que: a) los ingresos de energía en estos cultivos fueron relativamente bajos (Tablas 2.2 y 2.8) debidos tanto a una falta de conocimiento de la tecnología convencional (que es la mayoritariamente aplicada) en algunos aspectos de su producción como a una relativamente baja necesidad de utilización aún de insumos para la regulación biótica. b) Las salidas de energía también fueron relativamente bajas, por un cierto desconocimiento práctico de cómo producir estas oleaginosas y por una menor adaptación de estas especies (y variedades) a la zona. En el caso de la soja, también por la modalidad de producción, se sembró “de segunda”, retrasada respecto de su época óptima de siembra aunque con la ventaja de cosechar dos cultivos en un año. c) Todo lo anterior determinó una baja eficiencia en el uso de la energía, lo cual sería, además, indicativo de su baja adaptación agroecológica a la zona (Kuesters & Lammel, 1999; Deike *et al.*, 2008a, 2008b; Iermanó & Sarandón, 2009)

La relativamente corta historia de estos dos cultivos en la zona implica también que su relación con el ambiente y la comunidad biótica asociada aún esté en desarrollo, que aún no se haya estabilizado. Por esto, es posible que, con el cultivo continuado (sin rotaciones), una serie de organismos asociados a estos cultivos (patógenos y plagas) se presenten con más frecuencia y mayor incidencia haciendo necesario un mayor número de aplicaciones de plaguicidas incrementando el ingreso de energía al sistema. El mayor uso de glifosato, asociado a la soja, favorecería la aparición de malezas o biotipos resistentes, como ya se ha registrado en otras zonas (Papa *et al.*, 2002; Vitta *et al.*, 2004; Antoniou *et al.*, 2010) encareciendo el control de malezas en los otros cultivos del sistema de producción. Pero también sería esperable que, en el mediano a largo plazo, sus rendimientos mejoren. La producción de semilla de estos cultivos en la zona, hoy, es relativamente baja en relación a su potencial. Sin embargo, es importante destacar que buena parte de las mejoras que puedan alcanzarse en sus rendimientos se relacionan con aspectos de su producción que no requieren necesariamente un mayor costo energético de los insumos. Así, por ejemplo, lograr una mejor implantación sólo requiere ajustar las fechas de siembra y lograr un mejor trabajo de la sembradora. Una cosecha más eficiente también se relaciona con el momento

en que se realiza y la regulación de la maquinaria. La utilización de materiales genéticos mejor adaptados, no sólo podría resultar en una mejora de los rendimientos obtenidos sino también en una reducción de los insumos necesarios para la producción. Todo esto implicaría un mejor balance de energía y un uso más eficiente de la misma.

### ***La influencia de los cultivos sobre la energía asignada a los distintos procesos ecológicos***

Los cultivos también se diferenciaron en la energía asignada a los distintos procesos ecológicos (Figura 2.1). El reducido uso de fertilizantes en el cultivo de soja, explica el bajo costo energético del *Ciclado de nutrientes* en su producción con relación a los otros cultivos (Borin *et al.*, 1997; Rathke *et al.*, 2007). A diferencia de los cultivos no leguminosos, la soja habitualmente no se fertiliza con nitrógeno ya que afecta negativamente la fijación biológica a través de su simbiosis con las bacterias del género *Bradyrhizobium* (Salvagiotti *et al.*, 2008). Esto claramente reduce el costo energético del cultivo, lo cual es deseable ya que se incorpora un recurso (nitrógeno) al sistema de manera casi gratuita. Sin embargo, los requerimientos de nitrógeno de la soja son muy elevados (Gutiérrez Boem & Scheiner, 2006), de modo que la fijación biológica, cubre en promedio, sólo un 50-60% de sus requerimientos (Salvagiotti *et al.*, 2008) determinando que la situación más usual sea la de un balance negativo a pesar de la fijación biológica produciendo una disminución de la fertilidad edáfica. Al respecto, Iermanó & Sarandón (2009) mostraron cómo, particularmente en este cultivo, se redujo drásticamente la eficiencia energética cuando se cambió el planteo de fertilización comúnmente usado por los productores, por un planteo de reposición de los nutrientes principales (N, P, K, S y Ca).

La energía requerida para la *Regulación biótica* también fue mayor en soja respecto de sus antecesores. El papel de los plaguicidas en la sustentabilidad de los agroecosistemas merece una reflexión. Desde el punto de vista energético, en términos generales, no resultan en conjunto un insumo costoso, aunque en el caso particular de la soja adquieran mayor dimensión. Sin embargo, y como fue señalado por Deike *et al.* (2008b), en determinados contextos, cobran importancia al reducir las pérdidas de producción incrementando el balance de energía y, por consiguiente, la eficiencia energética. Por otro lado, y desde una visión más amplia, su principal impacto en los agroecosistemas se relaciona con la posibilidad de contaminar los distintos compartimentos del ambiente, de producir efectos ecotoxicológicos a lo largo de la cadena trófica, de afectar organismos no deseados, generar resistencia a los plaguicidas, determinar la presencia de residuos tóxicos en los alimentos, aspectos que no sólo tienen relación con la dosis y forma de aplicación (y

consecuente costo energético), sino también con aspectos propios del producto (toxicidad, persistencia, solubilidad, coeficiente de reparto). Por este motivo, si bien es importante la aplicación de estos productos a fin de mejorar el uso de la energía, su utilización debe ser reducida al mínimo necesario a fin de reducir otras consecuencias ecológicas derivadas de su aplicación. En este punto cobra particular importancia el desarrollo y la difusión de prácticas relacionadas con el manejo integrado de las distintas adversidades (plagas, malezas y enfermedades) basado en el rediseño y manipulación de la biodiversidad que permitan aprovechar los servicios ecológicos provistos por ésta (Altieri & Nicholls, 2000a; Gliessman *et al.*, 2007; Sans, 2007; Suso *et al.*, 2013). También queda clara la necesidad del análisis de la sustentabilidad desde distintos puntos de vista, ya que cada práctica dentro del sistema de producción puede tener a la vez un efecto positivo en un sentido pero negativo en otro, por lo cual, a fin de tomar decisiones de manejo, ambos efectos deben ser valorados e incluso priorizados según su importancia relativa.

### ***La influencia del ambiente y la tecnología de producción sobre el comportamiento de los cultivos***

Las condiciones de crecimiento afectaron el desempeño de los cultivos. En todos los casos, el mayor nivel tecnológico implicó un mayor aporte de energía (Tablas 2.2 y 2.8). En los cultivos de invierno también aumentó la energía aplicada cuando se produjeron en suelos profundos, pero en soja el aumento fue mínimo. Esto se debería a que al mejorar la calidad del suelo, el mayor cambio en el manejo fue una mayor inversión de energía en el Ciclado de nutrientes (Tablas 2.3, 2.4 y 2.5). Mientras que en los cultivos de invierno se produjo un fuerte incremento de las dosis de nitrógeno aplicadas, y en menor medida de otros nutrientes, en la soja, sólo se adicionó fosfato diamónico en dosis no demasiado altas (Tabla 2.7). Al respecto, la decisión de incrementar la dosis de nitrógeno en una mejor condición ambiental es una buena medida para conservar la fertilidad del suelo al reducir el balance negativo de nitrógeno. Sin embargo, normalmente no se usan las dosis de reposición, por lo cual los balances de nitrógeno continúan siendo negativos. Por otro lado, un aumento de los rendimientos significa un mayor uso de todos los nutrientes minerales, no sólo del nitrógeno. En estas condiciones puede mejorarse el balance de energía y la eficiencia energética, y hasta reducirse las pérdidas de nitrógeno del suelo, pero paralelamente se registrará una situación de menor sustentabilidad asociada al manejo general de los nutrientes que conduce al deterioro del capital natural, situación ya observada por Iermanó & Sarandón (2009). Autores como Rathke *et al.* (2007) y Deike *et al.* (2008a) han resaltado la necesidad de lograr una alta eficiencia en el uso del nitrógeno a los efectos de mejorar la eficiencia energética de la producción agrícola. Sin embargo, siempre es



importante y necesario tender al rediseño de los sistemas productivos a fin de fortalecer sus propias funciones de autorregulación. La inclusión de leguminosas en los planteos productivos, no como cultivos de cosecha sino como cultivos de cobertura o acompañantes, es una forma de aportar nitrógeno al sistema a través de la fijación simbiótica. Los cultivos de cobertura pueden, además, cumplir otras funciones, como la de proteger el suelo a través de su cobertura viva reduciendo la erosión, aportar carbono al sistema mejorando su balance, actuar como “puente de nitrógeno” al evitar su lixiviación durante el barbecho manteniéndolo dentro del sistema, mejorar las propiedades físicas, microbianas y bioquímicas del suelo, contribuir al manejo de las malezas a través de su supresión, mejorar la economía del agua, brindar fuentes de alimento alternativo a plagas o refugio a enemigos naturales contribuyendo al manejo de las plagas y, en definitiva, reducir los aportes de insumos a través de un aumento de la biodiversidad que fortalezca las distintas funciones del agroecosistema (Dinesh *et al.*, 2004; Ernst, 2004; Ruffo & Parsons, 2004; Tonitto *et al.*, 2006; Capurro *et al.*, 2010; Hubbard *et al.*, 2013; Klein, 2013; Balota *et al.*, 2014; Flores & Sarandón, 2014; Varela *et al.*, 2014).

Por otro lado, si bien es necesario mejorar el balance de nitrógeno de los cultivos, es igualmente importante mejorar el balance de todos los nutrientes. Sin embargo, no todos pueden ser incorporados biológicamente como el nitrógeno, siendo necesaria la aplicación de fertilizantes. Mientras que algunos nutrientes, como el fósforo y en una medida mucho menor, el azufre, son aplicados usualmente por esta vía, otros nutrientes normalmente no se reponen. Se plantea, entonces, el problema que si bien existen fertilizantes que aportan macro y mesonutrientes cuya aplicación mejoraría el balance de nutrientes, se reduciría el balance y la eficiencia energética. Además, y respecto de los micronutrientes, aunque en los últimos años han aparecido en el mercado fertilizantes que los aportan, su disponibilidad es aún limitada, y más limitado aún es el conocimiento de su manejo en cuanto a diagnóstico, recomendaciones de uso, dosis y tecnología de fertilización en general. Independientemente de lo anterior, usualmente la decisión de fertilizar, así como la dosis y el producto utilizados, se basan en aspectos económicos, por lo cual, aún si se usaran no sería esperable que resolviesen los aspectos ecológicos planteados.

El mayor aporte de energía a los cultivos cuando mejoró la condición de suelo o por mayor aplicación de tecnología, redundó en todos los casos en mayores rendimientos que mejoraron el balance de energía (Tablas 2.2 y 2.8). Por su parte, la eficiencia energética de los cultivos invernales mejoró con la mejor calidad del ambiente, pero cuando se modificó el nivel tecnológico tuvo diferentes comportamientos según los cultivos y los tipos de suelo (Tabla 2.2). Esto indicaría que el cambio en el manejo de los cultivos respecto del ambiente agroecológico en que son producidos, particularmente en colza y trigo, depende de otros

factores. Por otro lado, la menor eficiencia alcanzada con niveles tecnológicos altos se relaciona también con el hecho de que los parámetros que usan productores y técnicos para tomar decisiones en el manejo de sus cultivos se basan habitualmente en aspectos económico-financieros, lo cual ya ha demostrado su relación con la aparición de problemas ecológicos y/o sociales (Flores & Sarandón, 2003, 2004).

Mientras que la cebada mejoró la eficiencia energética al elevar el nivel tecnológico, tanto en suelos someros como profundos, la colza, aunque aumentó el balance de energía en las mismas situaciones, disminuyó la eficiencia en su uso, y el trigo sólo la mejoró levemente en los suelos someros pero la redujo en suelos profundos. Esa disminución de la eficiencia tiene de por sí un efecto ambiental negativo relacionado al agotamiento del recurso y al calentamiento global del planeta. Pero además, en la medida que se aplica más energía para producir un bien y la eficiencia en su uso es menor, significa que los insumos que se están adicionando están también reduciendo la eficiencia con que se usan. Estos insumos son, fundamentalmente, fertilizantes y plaguicidas, y una baja eficiencia en su uso implica que estos productos finalizan en sitios donde no deberían hacerlo, lo cual implica consecuencias ecológicas adicionales a la de una baja eficiencia energética como la contaminación de diferentes compartimentos del ambiente afectando a distintos organismos.

### ***La influencia del cultivo antecesor sobre el comportamiento de la soja***

La soja registró, además, el efecto del cultivo antecesor. Si bien, los ingresos de energía prácticamente no se modificaron, los mayores balances y eficiencias energéticas los obtuvo con los antecesores cebada y colza y los menores con el trigo. Esto fue consecuencia de los diferentes rendimientos obtenidos y se relaciona, principalmente, con la fecha de cosecha de los distintos cultivos de invierno que condicionaron diferentes fechas de siembra para la soja. Su crecimiento bajo distintas condiciones hídricas, térmicas y fotoperiódicas justifican los rendimientos obtenidos (Forján *et al.*, 2005; Chamorro *et al.*, 2014). Al igual que en los cultivos invernales, la respuesta del balance de energía y la eficiencia energética de la soja a la tecnología aplicada fueron independientes (Tabla 2.8). El balance siempre fue mayor en el nivel tecnológico alto, pero la eficiencia energética sólo se mantuvo cuando sucedió al trigo, mientras que luego de cebada y de colza la redujo al elevar el nivel de tecnología. Es importante resaltar que el mayor nivel tecnológico en soja no se redujo a la aplicación de fosfato diamónico al propio cultivo sino que incluyó también las diferencias en el manejo del cultivo antecesor a pesar de no ser contabilizada como insumo energético en la soja. Esto implicaría que aunque rindió más no fue capaz de capitalizar la fertilidad residual de las aplicaciones hechas a cebada y colza y lograr una

mayor eficiencia energética. Por otro lado, en los suelos profundos, la soja sí utilizó mejor los recursos disponibles obteniendo mayores balance y eficiencia de la energía, pero parte de estos recursos no fueron cuantificados con la metodología empleada ya que un empobrecimiento en la fertilidad química de los suelos no está contabilizado.

### ***El comportamiento de las secuencias de cultivos y su relación con los cultivos que las componen***

El comportamiento de las secuencias fue consecuencia del comportamiento de los cultivos. Los menores ingresos, balances y eficiencias de la energía los registró la secuencia colza/soja en todas las condiciones de cultivo excepto en suelos someros con el manejo tecnológico medio, en que se asemejó al trigo. La rusticidad de la colza y el buen comportamiento de la soja como sucesora de colza, conjuntamente, habrían logrado equipararse con la adaptación del trigo pero relativamente regular comportamiento de la soja como su sucesora en esta zona. Si bien la secuencia que incluye a la colza resultó menos favorable que las otras secuencias en los tres aspectos importantes del uso de la energía, coincidiendo con Moreno *et al.* (2011) es posible argumentar la importancia de su inclusión en los sistemas productivos de Tres Arroyos a partir de aspectos de manejo de los cultivos, sobre todo, tomando en cuenta que el modelo de producción más difundido en la zona es justamente el de nivel tecnológico medio en suelos someros. Debido a que la producción agrícola de este Partido se basa en los cereales de invierno, principalmente trigo, pero también cebada, avena y alpiste (Forján & Manso, 2015), la inclusión de la colza como cultivo invernal favorece el manejo de malezas, plagas y enfermedades en los cereales al cortar sus ciclos (Iriarte, 2009), lo cual, en el mediano plazo, disminuiría la necesidad de uso de energía en estos cultivos. Por lo tanto, si se acepta la conveniencia de incluir esta secuencia, sería necesario modificar su modelo productivo a fin de mejorar su comportamiento energético. Una opción es la utilización de materiales adaptados, no sólo a la zona agroecológica sino también a manejos de bajos insumos, con el fin de reducir el costo energético pero permitiendo alcanzar niveles de producción económicamente viables que, a la vez, sean compatibles con la protección de los distintos recursos, entre ellos, la energía. Para ello, las tareas de mejoramiento genético en colza recientemente iniciadas en la Argentina (Milisich *et al.*, 2014) deberían incluir esto entre sus objetivos.

En la secuencia trigo/soja, si bien el cereal presentó buenos valores para todas las variables, no sucedió lo mismo con la soja, de manera que aunque la cebada y el trigo, individualmente fueron similares, la secuencia trigo/soja registró menores balances y

eficiencias energéticas, con ingresos de energía no mucho menores que cebada/soja. Es decir, en este resultado fue sustancial la respuesta de la soja al antecesor.

La respuesta de las tres secuencias a la mejor calidad de suelos fue aumentar el balance y la eficiencia energética. En el nivel tecnológico alto todas las secuencias tuvieron mayores balances de energía que en el nivel medio, pero mientras colza/soja redujo la eficiencia energética al elevar la tecnología, trigo/soja no sufrió grandes modificaciones y cebada/soja la mejoró. Al respecto, Kuesters & Lammel (1999), al igual que Hülsbergen *et al.* (2002) afirman que alcanzar simultáneamente el máximo balance de energía y la máxima eficiencia energética no es posible, que son objetivos incompatibles. Ellos encontraron que el mayor balance de energía se logra con altas intensidades de producción y que la mayor eficiencia energética se alcanza a bajas intensidades de producción, definiendo a ésta como uso de fertilizantes. Esto último ha sido confirmado también por otros autores (Clements *et al.*, 1995; Dalgaard *et al.*, 2001; Rathke & Dieprenbock, 2006; Deike *et al.*, 2008a). Debido a lo anterior Kuesters & Lammel (1999) indican la necesidad de no tomar un solo parámetro para evaluar el uso de la energía. En esta línea, Rossner *et al.* (2014) desarrollaron un indicador compuesto que integra la eficiencia energética con la eficiencia de uso de la tierra, el que relacionaron con el rendimiento energético del cultivo permitiéndoles encontrar la dosis o rango de dosis de fertilizante que obtuviese la mejor combinación de valores para todos los indicadores conjuntamente. Sin embargo, Hülsbergen *et al.* (2002) señalan que en distintas situaciones puede ser más importante un indicador que otro, de acuerdo al objetivo de la producción o al factor que limite la misma.

En las secuencias agrícolas analizadas, el incremento de los costos energéticos al elevar el nivel tecnológico, tanto en los cultivos de invierno como en las secuencias completas, se debió principalmente a un aumento de la energía asignada al *Ciclado de nutrientes* que sólo en cebada redundó en un aumento de rendimiento y, por ende, en su eficiencia energética. Esto señala la necesidad de ajustar más este insumo a las condiciones ambientales y de cultivos para evitar pérdidas innecesarias.

#### **4- Comentarios finales.**

El análisis de los balances y eficiencias energéticas de las secuencias de cultivos cebada/soja, colza/soja y trigo/soja, producidas en dos áreas ecológicamente diferentes de Tres Arroyos y bajo dos manejos tecnológicos, mostró diferencias entre las secuencias y en su respuesta a las distintas modalidades de producción.

La secuencia cereal/oleaginosa tuvo mejor comportamiento energético que el ciclo oleaginosa/oleaginosa. Contrariamente a lo esperado, el balance y la eficiencia energética

fueron mayores en la secuencia cebada/soja que en trigo/soja y colza/soja, esencialmente por la mejor utilización de la energía por parte de la soja luego de la cebada y por el buen comportamiento de la cebada. El trigo fue similar a la cebada, pero la soja, a continuación del trigo, mostró ser menos eficiente que luego de la cebada y aún que la colza. Ambas gramíneas tienen similar adaptación al ambiente, pero el cultivo posterior de soja se ve afectado negativamente por el trigo. La secuencia colza/soja, de menor balance y eficiencia energética debió su comportamiento a la baja eficiencia de la colza más que al rendimiento de soja, a pesar de que la misma fue superior a la soja luego de trigo. En general se evidenció la importancia del cultivo o “efecto” del antecesor.

En la mayoría de los casos, excepto la eficiencia energética en colza/soja y en trigo/soja en suelos profundos, la aplicación de una más alta tecnología mostró una mejoría en el uso de la energía implementada, donde todos los balances fueron más elevados. Esto contraría parcialmente lo expresado en la segunda hipótesis, el mayor ingreso de energía vinculado al ciclo de nutrientes mejoró las condiciones edáficas nutricionales y, por ende, un mayor rendimiento de los cultivos invernales, no así los de soja en particular. Por otra parte, se puede decir que la eficiencia energética, en función de la aplicación de tecnología, sería independiente de las secuencias, lo cual estaría vinculado a las características propias de los cultivos y de sus requerimientos.

Confirmando la tercera hipótesis, en el ambiente de mejor calidad agroecológica se presentaron los mejores balances y las mayores eficiencias energéticas para las tres secuencias; esto se debió al buen comportamiento tanto de los cultivos invernales como de la soja. Ello pone en evidencia que las buenas condiciones edáficas brindan un ambiente favorable para el desarrollo de estos cultivos y se podrían alcanzar, quizás, mejores resultados aplicando una tecnología más apropiada o de “procesos” en lugar de una de “insumos”.

El proceso ecológico que más se modificó entre los dos niveles tecnológicos, incrementando la asignación de energía, fue el *Ciclado de nutrientes*. Se entiende, por lo tanto, que la utilización de herramientas que reduzcan este gasto redundarían en un menor costo energético y también en una mejor eficiencia energética, si no deprimen sustancialmente los rendimientos y el balance de energía. Para esto, sería necesario un rediseño del sistema de producción que haga uso de los servicios ecológicos de la biodiversidad, en este caso la fijación biológica de nitrógeno, y a la vez, sería necesario el desarrollo de materiales genéticos que se adapten no sólo a las condiciones agroecológicas de la zona sino también un manejo de menor aporte de insumos. En función de ello, cabe señalar que el comportamiento energético, si bien es de mucha importancia, debería ir

acompañado de evaluaciones más específicas vinculadas particularmente al balance y eficiencia de utilización de los nutrientes.

## 5- Bibliografía

- Alam MM, JK Ladha MW Faisal, S Sharma, A Saha, S Noor & MA Rahman (2015). Improvement of cereal-based cropping systems following the principles of conservation agriculture under changing agricultural scenarios in Bangladesh. *Field Crops Research* 175:1-15.
- Alluvione F, B Moretti, D Sacco & C Grignani (2011). EUE (energy use efficiency) of cropping systems for a sustainable agriculture. *Energy* 36:4468-4481.
- Altieri M & CI Nicholls (2000a). Bases agroecológicas para una agricultura sustentable. En: *Agroecología. Teoría y práctica para una agricultura sustentable*. M Altieri & CI Nicholls. Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente. Red de Formación Ambiental para América Latina y el Caribe. Serie Textos Básicos para la Formación Ambiental. México. pp 13-43.
- Altieri M & CI Nicholls (2000b). Los impactos ecológicos de la agricultura moderna y las posibilidades de una agricultura verdaderamente sustentable. En: *Agroecología. Teoría y práctica para una agricultura sustentable*. M Altieri & CI Nicholls. Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente. Red de Formación Ambiental para América Latina y el Caribe. Serie Textos Básicos para la Formación Ambiental. México. pp 113-124.
- Altieri M (1994). Bases agroecológicas para una producción agrícola sustentable. *Agricultura Técnica (Chile)* 54:371-386.
- Antoniou M, P Brack, A Carrasco, J Fagan, M Habib, P Kageyama, C Leifert, R Onofre Nodari & W Pengue (2010). Soja transgénica ¿Sostenible? ¿Responsable? Resumen de los principales resultados. GLS Gemeinschaftsbank eG and ARGE Gentechnik-frei. Disponible en: [http://www.gmwatch.org/files/GMsoy\\_Sust\\_Respons\\_SUMMARY\\_SPA\\_v1.pdf](http://www.gmwatch.org/files/GMsoy_Sust_Respons_SUMMARY_SPA_v1.pdf) Último acceso: junio de 2015.
- Balota EL, A Calegari, AS Nakatani & MS Koyne (2014). Benefits of winter cover crops and no-tillage for microbial parameters in a Brazilian Oxisol: A long-term study. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 197:31-40.
- Baumer CR (1998). Sistemas de labranzas y consumo de energía. En: *Siembra directa*. JL Panigatti, H Marelli, D Buschiazzi & R Gil (Editores). Editorial Hemisferio Sur. Buenos Aires, Argentina. pp 301-310
- Boehmel C, I Lewandowski & W Claupein (2008). Comparing annual and perennial energy cropping systems with different management intensities. *Agricultural Systems* 96:224-236.
- Borin M, C Menini & L Sartori (1997). Effects of tillage systems on energy and carbon balance in north-eastern Italy. *Soil and Tillage Research* 40:209-226.
- Bundschuh J, G Chen, S Chen & J Yan (2014). Sustainable energy and climate protection solutions in agriculture. *Applied Energy* 114:735-736.
- Burzaco JP, IA Ciampitti & FO García (2009). Mejores prácticas de manejo para la nutrición del cultivo de colza-canola: una revisión. *Archivo Agronómico N°13*. IPNI (International Plant Nutrition Institute).
- Capurro J, J Surjack, J Andriani, MJ Dickie & MC González (2010). Evaluación de distintas especies de cultivos de cobertura en secuencias soja-soja en el área sur de la provincia de Santa Fe. *Informaciones Agronómicas del Cono Sur (IPNI)* 47:13-15.

- Chamorro AM, A Pellegrini, R Bezus & Golik SI (2012). Condiciones hídricas para la implantación de soja de segunda sobre de distintos antecesores. Libro de resúmenes de la XIV Reunión Argentina de Agrometeorología, Malargüe, Mendoza. pp 79-80.
- Chamorro AM, R Bezus, SI Golik & AE Pellegrini (2014). Evaluación de distintos cultivos antecesores para la soja de segunda en el noreste de la Provincia de Buenos Aires. *Revista Agronómica del Noroeste Argentino* 34:132-135.
- Clements DR, SF Weise, R Brown, DP Stonehouse & DJ Hume (1995). Energy analysis of tillage and herbicide inputs in alternative weed management systems. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 52:119-128.
- Conforti P & M Giampietro (1997). Fossil energy use in agricultura: an international comparison. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 65:231-243.
- Dalgaard T, N Halberg & JR Porter (2001). A model for fossil energy use in Danish agriculture used to compare organic and conventional farming. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 87:51-65.
- Deike S, B Pallut & O Christen (2008a). Investigations on the energy efficiency of organic and integrated farming with specific emphasis on pesticide use intensity. *European Journal of Agronomy* 28:461-470.
- Deike S, B Pallut, B Melander, J Strassemeyer & O Christen (2008b). Long-term productivity and environmental effects of arable farming as affected by crop rotation, soil tillage intensity and strategy of pesticide use: A case-study of two long-term field experiments in Germany and Denmark. *European Journal of Agronomy* 2:191-199.
- Denoia J, MS Vilche, S Montico, B Tonel & N Di Leo (2006). Análisis descriptivo de la evolución de los modelos tecnológicos difundidos en el Distrito Zavalla (Santa Fe) desde una perspectiva energética. *Ciencia, Docencia y Tecnología* 33:209-226.
- Dilascio MP, RF Caro, J Scandaliaris, F Abascal, D Paz, GJ Cárdenas, OA Diez & E Romero (2009). Balance energético del cultivo de soja como fuente para la obtención de biodiesel en Tucumán, Argentina. *Revista Brasileira de Agroecología* 4:3982-3986.
- Dinesh R, MA Suryanarayana, S Ghoshal Chaudhuri & TE Sheeja (2004). Long-term influence of leguminous cover crops on the biochemical properties of a sandy clay loam Fluventic Sulfaquent in a humid tropical region of India. *Soil and Tillage Research* 77:69-77.
- Donato LB, Tesouro MO & Onorato AA (2006) Costo Maq Versión 1.1. Software para la gestión integral de la maquinaria agrícola. INTA. Instituto de Ingeniería Rural – CIA.
- Ernst O (2004). Leguminosas como cultivo de cobertura. *Informaciones Agronómicas del Cono Sur (INPOFOS)* 21:16-21.
- FAO 2011. Energy-smart food for people and climate. Issue paper. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations. Disponible en <http://www.fao.org/docrep/014/i245e/i245e00.pdf>. Último acceso: septiembre de 2013.
- Ferraris GN, LA Couretot & J Urrutia (2014a). Respuesta a la secuencia colza/soja a nitrógeno, azufre y boro. Disponible en: [http://inta.gob.ar/documentos/respuesta-del-cultivo-de-colza-a-nitrogeno-azufre-y-boro.-campana-2013-14/at\\_multi\\_download/file/INTA%20Respuesta%20a%20la%20secuencia%20Colza%20Soja%20a%20nitr%C3%B3geno.%20azufre%20y%20boro.pdf](http://inta.gob.ar/documentos/respuesta-del-cultivo-de-colza-a-nitrogeno-azufre-y-boro.-campana-2013-14/at_multi_download/file/INTA%20Respuesta%20a%20la%20secuencia%20Colza%20Soja%20a%20nitr%C3%B3geno.%20azufre%20y%20boro.pdf). Último acceso: enero de 2015.
- Ferraris GN, LA Couretot & J Urrutia (2014b). Respuesta del cultivo de colza a nitrógeno, azufre y boro en dos espaciamientos y su impacto residual en soja de segunda. Disponible en: [http://inta.gob.ar/documentos/respuesta-del-cultivo-colza-a-nitrogeno-azufre-y-boro-en-dos-espaciamientos-y-su-impacto-residual-en-soja-de-segunda/at\\_multi\\_download/file/INTA%20Respuesta%20del%20cultivo%20colza%20a%20%20](http://inta.gob.ar/documentos/respuesta-del-cultivo-colza-a-nitrogeno-azufre-y-boro-en-dos-espaciamientos-y-su-impacto-residual-en-soja-de-segunda/at_multi_download/file/INTA%20Respuesta%20del%20cultivo%20colza%20a%20%20)

- Nitrógeno, Azufre y Boro en dos espaciamientos y su impacto residual en soja de segunda.pdf. Último acceso: enero de 2015.
- Ferraro DO (2012). Energy use in cropping systems: A regional long-term exploratory analysis of energy allocation and efficiency in the Inland Pampa (Argentina). *Energy* 44:490-497.
- Flores CC & SJ Sarandón (2003). ¿Racionalidad económica versus sustentabilidad ecológica? El ejemplo del costo oculto de la pérdida de fertilidad del suelo durante el proceso de Agricultura en la Región Pampeana Argentina. *Revista de la Facultad de Agronomía, La Plata* 105:52-67.
- Flores CC & SJ Sarandón (2004). Limitations of neoclassical economics for evaluating sustainability of agricultural systems: comparing organic and conventional systems. *Journal of Sustainable Agriculture* 24:77-91.
- Flores CC & SJ Sarandón (2014). Manejo de la biodiversidad en agroecosistemas. En: *Agroecología: bases teóricas para el diseño y manejo de agroecosistemas sustentables*. S Sarandón & C Flores (Ed.). Editorial de la Universidad de La Plata. Argentina. pp:342-373. Disponible en: <http://sedici.unlp.edu.ar/handle/10915/37280>. Último acceso: marzo de 2015.
- Forján H & L Iriarte (2002). Siembra de "segunda" de cultivos estivales. *Agrobarrow Digital* N°27:1-4.
- Forján H & L Iriarte (2005) Cultivos alternativos para siembras de "segunda". Disponible en: <http://www.inta.gov.ar/barrow/info/informacion.htm> Último acceso: octubre de 2006.
- Forján H & L Manso (2012). La secuencia de cultivos. En: *Rotaciones y secuencias de cultivos en la región mixta cerealera del centro sur bonaerense. 30 años de experiencias*. H Forján & L Manso (Ed.). Ediciones Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. Chacra Experimental Integrada Barrow (Convenio INTA-MAA). Tres Arroyos, provincia de Buenos Aires. pp:25-34.
- Forján H & L Manso (2013a). La superficie sembrada con cultivos de verano en la región. Estimación de la campaña 2012/13. En: *Actualización en cultivos de cosecha gruesa 2012/13*. JD Yagüez, H Forján, Z López (Ed.). Serie: Informes Técnicos. Ediciones Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. Publicaciones Regionales. Chacra Experimental Integrada Barrow (Convenio INTA-MAA). Tres Arroyos, provincia de Buenos Aires. pp:6-8.
- Forján H & L Manso (2015). El área ocupada por los cultivos de cosecha fina en la región. Estimación de la superficie sembrada en la campaña 2014. En: *Actualización técnica en cultivos de cosecha fina 2014/15*. H Forján, Z López & JD Yagüez (Ed.). Ediciones INTA. Publicaciones Regionales. Chacra Experimental Integrada Barrow. 2015. Tres Arroyos, Buenos Aires, Argentina. pp:6-8.
- Forján H, L Iriarte & MR Borda (2005). Siembra de cultivos de "segunda" sobre distintos antecesores de cosecha fina 5pp. Disponible en: <http://www.inta.gov.ar/barrow/info/informacion.htm> Último acceso: octubre de 2006.
- Forján H, L Manso & M Borda (2008). El doble cultivo: una opción de riesgo para la región? *Agrobarrow* 42:5-7.
- Franzluebbbers AJ & CA Francis (1995). Energy output:input ratio of maize and sorghum management systems in eastern Nebraska. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 53:271-278.
- Ghersa CM, DO Ferraro, M Omacini, MA Martínez-Ghersa, S Perelman, EH Satorre & A Soriano (2002). Farm and landscape level variables as indicators of sustainable land-use in the Argentine Inland-Pampa. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 93:279-293.
- Gliessman SR (2001). A energética dos agroecosistemas. En: *Agroecología. Processos ecológicos em agricultura sustentável*. SR Gliessman. Segunda Edición. Editora da Universidade. Rio Grande do Sul. Brasil. pp 509-538.



- Gliessman SR, FJ Rosado-May, C Guadarrama-Zugasti, J Jedlicka, A Cohn, VE Mendez, R Cohen, L Trujillo, C Bacon & R Jaffe (2007). Agroecología: promoviendo una transición hacia la sostenibilidad. *Ecosistemas* 16:13-23
- Grant CA & LD Bailey (1993). Fertility management in canola production. *Canadian Journal of Plant Science* 73:615-670.
- Gutiérrez Boem FH & JD Scheiner (2006). Soja. En: *Fertilidad de suelos y fertilización de cultivos*. HE Echeverría & FO García (Ed.). Ediciones INTA. Buenos Aires, Argentina. pp 283-300.
- Hernanz JL, V Sánchez-Girón, L Navarrete & MJ Sánchez (2014). Long-term (1983-2012) assessment of three tillage systems on the energy use efficiency, crop production and seeding emergence in a rain fed cereal monoculture in semiarid conditions in central Spain. *Field Crops Research* 166:26-37.
- Hernanz JL, VS Girón & C Cerisola (1995) Long-term energy use and economic evaluation of three tillage systems for cereal and legume production in central Spain. *Soil and Tillage Research* 35:183-198.
- Hernanz JL, VS Girón, C Cerisola, L Navarrete & CF Quintanilla (1992). Análisis de la energía consumida y de los costes de producción de tres sistemas de laboreo ensayados en tres cultivos extensivos. *Investigación Agraria. Producción y Protección Vegetales* 7:209-225.
- Hubbard RK, TC Strickland & S Phatak (2013). Effects of cover crop systems on soil physical properties and carbon/nitrogen relationships in the coastal plain of southeastern USA. *Soil and Tillage Research* 126:276-283.
- Hülsbergen KJ, B Feil & W Diepenbrock (2002). Rates of nitrogen application required to achieve maximum energy efficiency for various crops: results of a long-term experiment. *Field Crops Research* 77:61-76.
- Hülsbergen KJ, B Feil, S Biermann, GW Rathke, WD Kalk & W Diepenbrock (2001). A method of energy balancing in crop production and its application in a long-term fertilizer trial. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 86:303-321.
- Iermanó MJ & SJ Sarandón (2009). ¿Es sustentable la producción de agrocombustibles a gran escala? El caso del biodiesel en Argentina. *Revista Brasileira de Agroecologia* 4:4-17.
- Iriarte A, J Rieradevall & X Gabarrell (2010). Life cycle assessment of sunflower and rapeseed as energy crops under Chilean conditions. *Journal of Cleaner Production* 18:336-345.
- Iriarte L (2009). Colza: un poco de historia, situación actual y perspectivas. *AgroBarrow* 43:12-14.
- Khaledian MR, JC Mailhol, P Ruelle, I Mubarak & S Perret (2010). The impacts of direct seeding into mulch on the energy balance of crop production system in the SE of France. *Soil & Tillage Research* 106:218-226.
- Klein FR (2013). Cultivos de cobertura: un puente para el nitrógeno. *Informaciones Agronómicas de Hispanoamérica (LACS) (IPNI)* 11:20-26.
- Kuesters J & J Lammel (1999). Investigations of the energy efficiency of the production of winter wheat and sugar beet in Europe. *European Journal of Agronomy* 11:35-43.
- Küstermann B, JC Munch & K Hülsbergen (2013). Effects of soil tillage and fertilization on resource efficiency and greenhouse gas emissions in a long-term experiment in Southern Germany. *European Journal of Agronomy* 49:61-73.
- Lammerts van Bueren ET, PC Struik & E Jacobsen (2002). Ecological concepts in organic farming and their consequences for an organic crop ideotype. *Netherlands Journal of Agricultural Science* 50:1-26.

- Li C, Y Wang & G Qiu (2013). Water and energy consumption by agriculture in the Minqin oasis region. *Journal of Integrative Agriculture* 12:1330-1340.
- Loyce C, JM Meynard, C Bouchard, B Rolland, P Lonnet, P Bataillon, MH Bernicot, M Bonnefoy, X Charrier, B Debote, T Demarquet, B Duperrier, I Félix, D Heddadj, O Leblanc, M Leleu, P Mangin, M Méasoone & G Doussinault (2012). Growing winter wheat cultivars under different management intensities in France: A multicriteria assessment based on economic, energetic and environmental indicators. *Field Crops Research* 125:167-178.
- Mandal NP, PK Sinha, M Variar, VD Shukla, P Perraju, A Mehta, AR Pathak, JL Dwivedi, SPS Rathi, S Bhandarkar, BN Singh, S Panda, NC Mishra, YV Singh, R Pandya, MK Singh, RBS Sanger, JC Bhatt, RK Sharma, A Raman, A Kumar & G Atlin (2010). Implications of genotype x input interactions in breeding superior genotypes for favorable and unfavorable rainfed upland environments. *Field Crops Research* 118:135-144.
- Martín-Gorrioz B, M Soto-García & V Martínez-Álvarez (2014). Energy and greenhouse-gas emissions in irrigated agricultura of SE (southeast) Spain. Effects of alternative water supply scenarios. *Energy* 77:478-488.
- Meul M, F Nevens, D Reheul & G Hofman (2007). Energy use efficiency of specialised dairy, arable and pig farms in Flanders. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 119:135-144.
- Milisich HJ, L Gioco, MG Acosta, M Gallardo, L Schutt & V Bessone (2014). Programa de mejoramiento genético de colza en el INTA. 1º Simposio Latino Americano de Canola. Passo Fundo, RS, Brasil. Disponible en: <http://www.cnpt.embrapa.br/slac/cd/pdf/MILISICH%20-%20Programa%20de%20mejoramiento%20genetico%20de%20colza%20en%20el%20INTA.pdf> Último acceso: mayo de 2015.
- Monti A & G Venturi (2003). Comparison of the energy performance of fibre sorghum, sweet sorghum and wheat monocultures in northern Italy. *European Journal of Agronomy* 19:35-43.
- Moreno MM, C Lacasta, R Meco & C Moreno (2011). Rainfed crop energy balance of different farming systems and crop rotations in a semi-arid environment: Results of a long-term trial. *Soil and Tillage Research* 114:18-27.
- Murphy G & NC Pascale (1991). Cultivating areas of winter and spring rapeseed 00 in Argentina. *Proceedings Eighth International Rapeseed Congress GCIRC - Vol 4: 1288-1293.*
- Nagy CN (1999) Energy Coefficients for Agriculture Inputs in Western Canada. Canadian Agricultural Energy End-Use Data Analysis Centre (CAEEDAC). Disponible en: <http://www.csale.usask.ca/PDFDocuments/energyCoefficientsAg.pdf>. Último acceso: Mayo de 2010.
- Nassi o Di Nasso N, S Bosco, C Di Bene, A Coli, M Mazzoncini & E Bonari (2011). Energy efficiency in long-term Mediterranean cropping systems with different management intensities. *Energy* 36:1924-1930.
- Nguyen ML & RJ Haynes (1995). Energy and labour efficiency for three pairs of conventional and alternative mixed cropping (pasture-arable) farms in Canterbury, New Zealand. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 52:163-172.
- Ozkan B, H Akcaoz & C Fert (2004). Energy input-output analysis in Turkish agriculture. *Renewable Energy* 29:39-51.
- Papa JCM, EC Puricelli & JC Felizia (2002). Malezas tolerantes a herbicidas en soja. *Idia XXI* 2:64-67.
- Pascale AJ, EA Damario & JA Forte Lay (1995). Zonificación por aptitud mesoagroclimática de la subregión oriental para el cultivo de la soja Compendio de Trabajos Presentados en el I Congreso Nacional de Soja y II Reunión Nacional de Oleaginosos. Pergamino, Buenos Aires. Tomo I, Capítulo II. Manejo y Producción de soja:9-16.

- Pellegrini AE, AM Chamorro, R Bezus, SI Golik & A Frías Calvo (2014). Efecto de rotaciones con soja de segunda en La Plata. Actas del XXIV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, II Reunión Nacional "Materia Orgánica y Sustancias Húmicas", Bahía Blanca, Buenos Aires. (Publicado en CD).
- Pervanchon F, C Bockstaller & P Girardin (2002). Assessment of energy use in arable farming systems by means of an agro-ecological indicator: the energy indicator. *Agricultural Systems* 72:149-172.
- Pimentel D & M Pimentel (2005). El uso de la energía en la agricultura: una visión general. *LEISA Revista de Agroecología*, Junio:5-7.
- Pimentel D, A Pleasant, J Barron, J Gaudioso, N Pollock, E Chae, Y Kim, A Lasiter, C Schiavoni, A Jackson, M Lee & A Eaton (2004). US energy conservation and efficiency: benefits and costs. *Environment, Development and Sustainability* 6:279-305.
- Pimentel D, G Berardi & S Fast (1990a). Energy efficiencies of farming wheat, corn and potatoes organically. En: *Organic farming current technology and its role in a sustainable agriculture*. ASA Special Publication Number 46. Segunda edición. American Society of Agronomy – Crop Science Society of America – Soil Science Society of America. Madison. EEUU. pp 151-161.
- Pimentel D, M Pimentel & M Karpenstein-Machan (1998). Energy use in agriculture: an overview. Disponible en: <http://www.baen.tamu.edu/cigr/submissions/CIGRE98-0001/energy.pdf>. Último acceso: agosto de 2002.
- Pimentel D, W Dazhong & M Giampietro (1990b). Technological changes in energy use in US Agricultural Production. En: *Agroecology: Researching the ecological basis for sustainable agriculture*. SR Gliessman (Ed.) Springer Verlag. Nueva York. pp 305-322.
- Pratibha G, I Srinivas, KV Rao, BMK Raju, CR Thyagaraj, GR Korwar, B Venkateswarlu, AK Shanker, DK Choudhary, KS Rao & C Srinivasarao (2015). Impact of conservation agriculture practices on energy use efficiency and global warming potential in rainfed pigeonpea-castor systems. *European Journal of Agronomy* 66:30-40.
- Rahman S & MMH Kazal (2015). Whether crop diversification is energy efficient: An empirical analysis from Bangladesh. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 45:745-754.
- Rathke GW & W Diepenbock (2006). Energy balance of winter oilseed rape (*Brassica napus* L.) cropping as related to nitrogen supply and preceding crop. *European Journal of Agronomy* 24:35-44.
- Rathke, G, BJ Wienhold, WW Wilhelm & W Diepenbrock (2007). Tillage and rotation effect on corn–soybean energy balances in eastern Nebraska. *Soil and Tillage Research* 97: 60–70.
- Refsgaard K, N Halberg & E Kristensen (1998). Energy utilization in crop and dairy production in organic and conventional livestock production systems. *Agricultural Systems* 57:599-630.
- Rossner H, C Ritz & A Astover (2014). Optimisation of fertiliser rates in crop production against energy use indicators. *European Journal of Agronomy* 55:72-76.
- Ruffo ML & AT Parsons (2004). Cultivos de cobertura en sistemas agrícolas. *Informaciones Agronómicas del Cono Sur (INPOFOS)* 21:13-15.
- Salvagiotti F, KG Cassman, JE Specht, DT Walters, A Weiss & A Dobermann (2008). Nitrogen uptake, fixation and response to fertilizer N in soybeans: A review. *Field Crops Research* 108:1-13.
- Sans FX (2007). La diversidad de los agroecosistemas. *Ecosistemas* 16:44-49.
- Sarandón SJ (2002a). El agroecosistema: un sistema natural modificado. Similitudes y diferencias entre ecosistemas naturales y agroecosistemas. En: *Agroecología. El camino hacia una*

- agricultura sustentable. SJ Sarandón (Ed.) Ediciones Científicas Americanas. La Plata. Argentina. pp 119-134.
- Sarandón SJ (2002b) La agricultura como actividad transformadora del ambiente. El impacto de la agricultura intensiva de la revolución verde. En: Agroecología. El camino hacia una agricultura sustentable. SJ Sarandón (Ed.). Ediciones Científicas Americanas. La Plata. Argentina. pp 23-47
- Schramski JR, KL Jacobsen, TW Smith, MA Williams & TM Thompson (2013). Energy as a potential systems-level indicator of sustainability in organic agriculture: Case study model of a diversified, organic vegetable production system. *Ecological Modelling* 267:102-114.
- Schroll H (1994). Energy-flow and ecological sustainability in Danish agriculture. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 51:301-310.
- Suso MJ, R Bocci & V Chable (2013). La diversidad, una herramienta poderosa para el desarrollo de una agricultura de bajos-insumos. *Ecosistemas* 22:10-15.
- Tamagno LN, AM Chamorro, R Bezus & SJ Sarandón (2009). Evaluación de la eficiencia energética en seis cultivares de colza canola en La Plata, Argentina. *Revista Brasileira de Agroecología* 4:1661-1665.
- Tonitto C, MB David & LE Drinkwater (2006). Replacing bare fallows with cover crops in fertilizer-intensive cropping systems: A meta-analysis of crop yield and N dynamics. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 112:58-72.
- Tuomisto HL, ID Hodge, P Riordan & DW Macdonald (2012). Comparing energy balances, greenhouse gas balances and biodiversity impacts of contrasting farming systems with alternative land uses. *Agricultural Systems* 108:42-49.
- Tzilivakis J, DJ Warner, M May, LA Lewis & K Jaggard (2005). An assessment of the energy inputs and greenhouse gas emissions in sugar beet (*Beta vulgaris*) production in the UK. *Agricultural Systems* 85:101-109.
- Unakitan G, H Hurna & F Yilmaz (2010). An analysis of energy use efficiency of canola production in Turkey. *Energy* 35:3623-3627.
- Varela MF, CM Scianca, MA Taboada & G Rubio (2014). Cover crop effects on soybean residue decomposition and P release in no-tillage systems of Argentina. *Soil and Tillage Research* 143:59-66.
- Viglizzo EF, AJ Pordomingo, MG Castro & FA Lértora (2003). Environmental assessment of agriculture at a regional scale in the Pampas of Argentina. *Environmental Monitoring and Assessment* 87:169-195.
- Viglizzo EF, F Lértora, AJ Pordomingo, JN Bernardos, ZE Roberto & H Del Valle (2001). Ecological lessons and applications from one century of low external-input farming in the pampas of Argentina. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 83:65-81.
- Viglizzo EF, ZE Roberto, MC Filippin, AJ Pordomingo (1995). Climate variability and agroecological change in the Central Pampas of Argentina. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 55:7-16.
- Vitta J, D Tuesca & E Puricelli (2004). Wide spread use of glyphosate tolerant soybean and weed community richness in Argentina. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 103:621-624.
- Zahedi M, F Mondani & HR Eshghizadeh (2015). Analyzing the energy balances of double-cropped cereals in arid region. *Energy Reports* 1:43-49.
- Zamora M, A Baez & L Iriarte (2005). Colza/soja de segunda como componente de una rotación bajo siembra directa. Disponible en: [http://www.inta.gov.ar/barrow/info/documentos/agricultura/rotaciones/colza\\_soja\\_segunda.pdf](http://www.inta.gov.ar/barrow/info/documentos/agricultura/rotaciones/colza_soja_segunda.pdf) Último acceso: octubre de 2009.

Zentner RP, GP Lafond, DA Derksen, CN Nagy, DD Wall & WE May (2004). Effects of tillage method and crop rotation on non-renewable energy use efficiency for a thin Black Chernozem in the Canadian Prairies. *Soil and Tillage Research* 77:125-136.

Zentner RP, P Basnyat, SA Brandt, AG Thomas, D Ulrich, CA Campbell, CN Nagy, B Frick, R Lemke, SS Malhi & MR Fernández (2011). Effects of input management and crop diversity on non-renewable energy use efficiency of cropping systems in the Canadian Prairie. *European Journal of Agronomy* 34:113-123.

## Capítulo 3

# EVALUACIÓN DEL BALANCE DE NUTRIENTES Y EL APOORTE DE MATERIA ORGÁNICA AL SUELO DE DISTINTAS SECUENCIAS DE DOBLE CULTIVO Y MODELOS DE PRODUCCIÓN EN EL PARTIDO DE TRES ARROYOS

### 1- Introducción

#### ***El suelo: sostén de la vida, base de la producción agrícola***

El suelo es una formación natural, producto de la descomposición de rocas y minerales a través de un largo período de tiempo. Además de minerales, el suelo contiene materia orgánica y alberga una población de microfauna y microorganismos que le dan, junto con la materia orgánica, un carácter dinámico y viviente (Felipe-Morales, 2002). Con frecuencia, y desde una visión reduccionista, el suelo ha sido, y aún es, considerado sólo como el sustrato y fuente de nutrientes para los cultivos, desconociendo la multitud de funciones que presta así como las fuertes relaciones entre el suelo, el ambiente y la amplia gama de manejos a los que es sometido. Pero Gliessman (2002), no sólo afirma que el suelo es un complejo, viviente, cambiante y dinámico componente del agroecosistema, sino que señala también que está sujeto a la alteración y puede ser degradado o manejado responsablemente. Esta definición deja planteado cuál debe ser el compromiso del ser humano al intervenir los ecosistemas con el fin de satisfacer sus necesidades.

Sánchez de Prager *et al.* (2012) amplían la visión de Gliessman (2002) ya que describen al suelo como un sistema viviente que posee un patrón de organización, estructura y procesos que lo caracterizan, que aporta los nutrientes que requieren las plantas y los organismos que viven en él, los cuales, a su vez, integran al sistema de biomasa viva y no viva que se recicla en un *continuum* que trasciende del suelo a la atmósfera en forma de moléculas y gases, entre ellos los gases con efecto invernadero y otros involucrados en la lluvia ácida. Estos autores resaltan la estrecha relación del suelo no sólo con los organismos que habitan en él sino también con otro componente del agroecosistema: la atmósfera. Señalan también que la visión de redes dentro de redes y procesos contextuales, aproxima la fertilidad, productividad, resiliencia, salud y calidad del suelo como propiedades emergentes explicables desde el todo del agroecosistema. Es decir, sólo en la medida en que nuestra mirada de los agroecosistemas capte el todo, seremos capaces de empezar a entenderlos y poder manejarlos de manera sustentable.

Desde esta óptica, las funciones que cumple el suelo como componente del agroecosistema son mucho más amplias. Es un “pool” de biodiversidad, ya que es el hábitat para los microorganismos del suelo. A través de sus funciones de almacenamiento, filtrado y transformación de nutrientes, así como de otras sustancias, contribuye a la retención y liberación de nutrientes y contaminantes, teniendo potencial para su atenuación. También regula el flujo del agua dentro del agroecosistema, ya sea su almacenaje, escurrimiento, drenaje o anegamiento. Es un factor, además, de regulación del microclima. El suelo es, asimismo, un pool de carbono y posee potencial para secuestrarlo. Tiene la función de ser productor de biomasa y, por lo tanto, el potencial de producir alimentos. Y, finalmente, el suelo posee “capacidad portante”, ya que es el ambiente físico y cultural donde se realizan las diversas actividades humanas y obras de infraestructura (Calzolari *et al.*, 2016). También es mencionada la capacidad de supresión de plagas y enfermedades que pueden ofrecer las distintas comunidades microbiológicas del suelo según su composición y actividad, al igual que diferentes compuestos químicos presentes en el mismo (Altieri, 1999; Altieri & Nicholls, 2007; Manlay *et al.*, 2007; Smith *et al.*, 2013)

Ninguna actividad humana involucra una intervención tan íntima sobre los procesos de la naturaleza como la producción agrícola. Estas intervenciones se concretan en decisiones que incluyen desde la elección de genes hasta modificaciones en el paisaje pasando por cambios en el uso de la tierra, agregado de fertilizantes, aplicación de plaguicidas, y la extracción continua de grandes cantidades de biomasa con el objeto de cubrir las variadas necesidades del ser humano (Jobbágy, 2015). Hoy, las consecuencias de la actividad agrícola son visibles y preocupantes más allá de lo productivo y más allá del límite de los establecimientos. La expansión de la agricultura en la Argentina no escapa a la tendencia global, pero tiene características propias como resultado de condiciones ecológicas, económicas y políticas particulares (Jobbágy, 2015).

### ***Efectos de la agricultura sobre el suelo y su sostenibilidad***

Una de las condiciones que debe cumplir un agroecosistema para considerarse sustentable es el mantenimiento del capital natural (Constanza & Daly, 1992; Harte, 1995). El suelo ha sido reconocido como un componente clave del capital natural (Nortcliff, 2002; Dominati *et al.*, 2010; Robinson & Lebron, 2010), sin embargo, el modelo actual de producción agrícola, muchas veces, conduce a la pérdida de la capacidad productiva de los suelos, y por lo tanto, a su insustentabilidad. Dos causas de degradación del suelo son importantes en nuestro país y están relacionadas entre sí: la pérdida de materia orgánica y la pérdida de fertilidad como consecuencia de balances negativos de nutrientes.

En la Argentina, fundamentalmente en la región pampeana, la producción agrícola se basó en la fertilidad natural de sus suelos. Los Molisoles, suelos predominantes en el área, son de alta fertilidad, dada por sus características físicas, químicas y biológicas que favorecen el crecimiento de los cultivos. Esta fertilidad se debe a un alto contenido original de materia orgánica, un pH levemente ácido, una textura superficial franca o franca arenosa y un material madre (loess) rico tanto en bases (calcio, magnesio y sobre todo potasio) como en otros nutrientes (Berardo, 2004). Entre estas características, la materia orgánica juega un rol relevante, tanto por su contenido de nutrientes como por sus efectos sobre la disponibilidad de micronutrientes, sobre las propiedades físicas y la actividad biológica del suelo (Berardo, 2004).

Casas (2006) indica que la evolución de la calidad de los suelos de la región pampeana, desde los comienzos de la colonización, estuvo ligada principalmente al **contenido de materia orgánica**. La producción agrícola convencional siempre actuó como consumidora de la materia orgánica del suelo. En las décadas del '50 y del '60 se difundieron sistemas mixtos de uso de la tierra que lograron recuperar parte de la materia orgánica perdida, pero el ciclo de agriculturización iniciado a principios de los '70 provocó un nuevo descenso de la misma así como un incremento de los procesos erosivos. A comienzos de la década del '90, el sistema de siembra directa se basaba en la rotación de cultivos de soja, trigo y maíz, lo que produjo un paulatino mejoramiento de la calidad y salud de los suelos pampeanos que funcionaban bajo este esquema u otro similar. El mejoramiento se debió principalmente a la drástica disminución de la tasa de erosión de los suelos, pero también al incremento de los niveles de materia orgánica y fertilidad asociados al mayor nivel tecnológico empleado. Sin embargo, en esta misma década, se inició un sostenido crecimiento de la producción agrícola nacional y, a la par, se fue produciendo una "sojización", es decir una predominancia de la soja entre los cultivos de cosecha. Esta situación fue favorecida por la rápida adopción de la soja transgénica asociada al sistema de siembra directa, que posibilitó su cultivo en áreas marginales y en suelos con limitaciones para la agricultura convencional. La tendencia al monocultivo de soja que impera actualmente impacta negativamente sobre la calidad de los suelos y su sustentabilidad. Por un lado, la escasez del aporte de rastrojos del cultivo de soja unida a la calidad de los mismos, no permiten compensar las pérdidas que se producen por la mineralización de la materia orgánica, determinando la disminución del contenido de materia orgánica del suelo (Berardo, 2004; Sarmiento, 2008; Ferrari, 2010; García, 2011; Zazo *et al.*, 2011; Manso & Forján, 2012a, 2012b; Forján *et al.*, 2012, Duval *et al.*, 2015). Por otro lado, la gran exportación de nutrientes efectuada por la soja, principalmente de nitrógeno, unida a la escasa reposición de los mismos vía fertilización, resulta en balances de nutrientes



negativos que han desencadenado procesos de degradación y agotamiento (Flores & Sarandón, 2002; Forján, 2003; Berardo, 2004; García, 2006; Ferrari, 2010; García, 2011; Zazo *et al.*, 2011; Forján & Manso, 2012; Ghida Daza, 2013).

No es casual que la calidad de los suelos sea frecuentemente relacionada con su contenido de materia orgánica (Loveland & Webb, 2003; Belcher *et al.*, 2004; Lal, 2004; Morón, 2004; Galantini & Rosell, 2006; Casas, 2007a; Manlay *et al.*, 2007; Lal, 2010; Lozano *et al.*, 2011; Andriulo & Irizar, 2012, Duval *et al.*, 2015; Forján *et al.*, 2015) ya que ésta cumple una multitud de funciones. Es la principal determinante de la actividad biológica del suelo: la cantidad, diversidad y actividad de la fauna del suelo y de los microorganismos están directamente relacionadas con ella. La materia orgánica y la actividad biológica que genera tienen gran influencia sobre las propiedades químicas y físicas de los suelos: la agregación y la estabilidad de la estructura del suelo aumentan con su contenido, y éstas, a su vez, incrementan la tasa de infiltración y la capacidad de agua disponible en el suelo así como la resistencia contra la erosión hídrica y eólica. Finalmente, la materia orgánica del suelo mejora la dinámica y la biodisponibilidad de los principales nutrientes de las plantas (FAO, 2002).

De lo anterior surge la importancia de mantener, o recuperar cuando sea necesario, la materia orgánica del suelo a través de las distintas prácticas agrícolas. Este es un punto de consenso entre los distintos autores aún cuando los marcos de referencia sean diferentes. Sarmiento (2008), por ejemplo, señala al ciclo de la materia orgánica (o lo que es lo mismo, del carbono) como uno de los aspectos cruciales para evaluar las consecuencias de las prácticas agrícolas sobre los componentes de los agroecosistemas. Este autor indica, además, el doble rol del carbono, por un lado, como regulador de las características físicas, químicas y biológicas del suelo condicionando a través de ellas la productividad de los cultivos, y por otro lado, en su rol determinante de las emisiones de CO<sub>2</sub> sobre el calentamiento global. Desde una perspectiva más amplia, Altieri & Nicholls (2007), indican que uno de los pilares fundamentales en que se basa la conversión agroecológica de los sistemas convencionales de producción es el mejoramiento de la calidad del suelo, que debe ser manejado de manera de incrementar su contenido de materia orgánica, el reciclaje de nutrientes e incrementar la biota edáfica. Y según Manlay *et al.*, (2007) el mantenimiento y/o mejora del contenido de materia orgánica del suelo es un aspecto central en la filosofía de la agricultura ecológica. Estos autores subrayan, en el marco de una agricultura sustentable con base científica, el concepto moderno de “materia orgánica del suelo” como un pool de energía, carbono y nutrientes, por lo que su manejo, en pos de aumentarla, es hoy un importante componente del diseño de nuevos sistemas de cultivo.

Dada la estrecha relación entre el contenido de materia orgánica de los suelos y su capacidad para proveer nutrientes a los cultivos, uno de los primeros síntomas de la degradación del suelo es la reducción de esa capacidad, observada a través de una menor producción de los cultivos. Como se mencionó, el logro de una agricultura sustentable requiere mantener constante el capital natural y la calidad de los recursos. En el caso del suelo esto implica también que la calidad y cantidad de los nutrientes debe mantenerse constante. Por lo tanto, y debido a que los agroecosistemas son sistemas abiertos porque se extraen productos de cosecha, necesariamente requieren la incorporación de nutrientes externa a los mismos para compensar dichas salidas. Es decir, si se parte de un suelo saludable, para mantener su calidad, en el cálculo del **balance de nutrientes del suelo** para una actividad agrícola todos los valores debieran tender a 0.

A nivel global, la agricultura tiene una de sus más grandes “cuentas pendientes” con el ambiente en los excesos de fertilización y los problemas de contaminación asociados. Sin embargo, la Argentina sostiene balances negativos de nutrientes en casi todo el territorio agrícola (Jobbágy, 2015).

Desde una perspectiva histórica, Abbona & Sarandón (2013) ligan la reducción de los nutrientes en el suelo a la progresiva apertura de los sistemas agrícolas y separación en el espacio de los distintos componentes de los agroecosistemas. Así, al inicio de la agricultura, en que el ser humano producía y consumía los alimentos en el mismo lugar, retornaba los desechos al sitio de producción, registrándose un ciclo cerrado en el ciclo de los nutrientes. Con la aparición de las ciudades, comienza la separación entre los sitios de producción y consumo, cortándose el ciclaje de nutrientes. Posteriormente, la agriculturización y la intensificación de la ganadería, separan incluso la producción primaria (plantas forrajeras) de la secundaria (ganado doméstico), agudizando el proceso iniciado previamente. La globalización registrada en las últimas décadas ha llevado esto a la escala planetaria.

Analizando la agricultura al interior de nuestro país, un siglo de producción en la pampa con bajo uso de insumos externos (1881-1988) produjo importantes cambios en los ecosistemas, a nivel de estructura y de funcionamiento, entre ellos, balances fuertemente negativos en los suelos para nitrógeno, fósforo y potasio debido al avance de la agricultura sobre ambientes naturales y a prácticamente nula reposición de nutrientes durante esta etapa de la agricultura en nuestro país (Viglizzo *et al.*, 2001). Cruzate & Casas en el año 2003 mostraron cómo las bajas tasas de reposición de nutrientes en la Argentina, llevaron a un balance negativo de los mismos en el suelo que, además, determinan índices crecientes de susceptibilidad al empobrecimiento en fósforo, azufre, calcio y boro. Los mismos autores en 2009 confirmaron el diagnóstico (incluyendo en este nuevo trabajo al nitrógeno) a pesar de haber aumentado en el período la proporción de productores que fertilizaron los cultivos y

también los cultivos fertilizados. Esto se debe a que muy pocos lotes se fertilizaron bajo el criterio de reconstrucción y mantenimiento, práctica consistente en aplicar la cantidad de nutrientes necesaria para llegar al nivel de máximo rendimiento de los cultivos y evitar balances negativos.

Es decir, si bien la aplicación de fertilizantes ha aumentado notablemente, los balances de nutrientes de los sistemas productivos en las diferentes regiones del país continúan siendo negativos (Forján, 2003; García, 2006; Viglizzo *et al.*, 2011; Forján & Manso, 2012; Ghida Daza, 2013). Esto tiene como causas inmediatas la utilización de materiales genéticos con mayor potencial productivo que incrementan la extracción de nutrientes, unida a una baja reposición de los mismos, de alrededor de un 37% de acuerdo con Cordone (2012). Pero de manera más mediata, la generalización del manejo a cargo de contratistas y arrendatarios, una visión cortoplacista y productivista de la producción agrícola, la toma de decisiones basados solamente en aspectos financieros que no consideran los costos ambientales de las prácticas, así como cuestiones climáticas puntuales y de mercado que alteran las relaciones costo-producto son también determinantes de la baja reposición de nutrientes. Es en este punto donde se plantea con mayor claridad la necesidad de profesionales formados con una visión sistémica de la producción agrícola (o agropecuaria) que les permita abordar la complejidad de los sistemas productivos con el objetivo de diseñar y gestionar agroecosistemas que permitan transitar a una forma de producción más sustentable.

### ***Influencia de los modelos de producción sobre el balance de nutrientes, la producción de biomasa vegetal y el contenido de materia orgánica del suelo***

Los **balances de nutrientes** son frecuentemente utilizados como indicadores de la sustentabilidad de los agroecosistemas (Bindraban *et al.*, 2000; Dumanski & Pieri, 2000; Flores & Sarandón, 2002; Viglizzo *et al.*, 2003; Iglesias, 2004; Viglizzo *et al.*, 2006; Frank, 2007; Haileslassie *et al.*, 2007; Dung *et al.*, 2008; García, 2011; Zazo *et al.*, 2011; Bassi & Grasso, 2015). En general, se estiman a partir del concepto de “caja negra”, es decir según la diferencia entre la exportación de nutrientes en productos de cosecha (granos, forrajes, carne, leche, etc.) y la aplicación de nutrientes vía fertilizantes, enmiendas u otros aportes, lo que se conoce como “balance simplificado de nutrientes”.

En la agricultura, los niveles de extracción de nutrientes son variables de acuerdo al cultivo considerado y al rendimiento alcanzado, y están influenciados, entre otros factores, por la historia agrícola, el rendimiento del antecesor y las condiciones climáticas que afecten al cultivo modificando su rendimiento (Forján, 2003; Forján & Manso, 2012).

Con respecto a los cultivos, existen importantes diferencias en los requerimientos de las distintas especies para producir la misma cantidad de grano (Ciampitti & García, 2007) y existen también importantes diferencias en los rendimientos de los distintos cultivos. En general, las oleaginosas hacen una mayor exportación de nutrientes como el fósforo, el azufre, el potasio, el calcio y el magnesio que los cereales (Berardo, 2004). En el caso particular de la soja, el alto contenido proteico de sus semillas determina una elevada exportación de nitrógeno. Este cultivo, por ser una leguminosa, tiene la posibilidad de usar nitrógeno del aire vía fijación simbiótica, sin embargo, aún cuando este mecanismo permita cubrir el 50% del nitrógeno acumulado en su biomasa, el balance es altamente negativo. Dado que la aplicación de nitrógeno al cultivo de soja interfiere con la fijación simbiótica, esta práctica no sería la adecuada y debería buscarse una solución dentro del sistema y no en el cultivo (García, 2011).

Ya que todo factor que afecte el rendimiento de los cultivos, afectará la exportación de nutrientes, ésta será mayor en las áreas con suelos de mayor productividad y con lluvias que les permiten alcanzar mayores rendimientos (Berardo, 2004). Será mayor también en la medida que se realicen prácticas como riego y que se controlen mejor las adversidades, que se favorezca su crecimiento y producción, incluso a través de la fertilización (Galantini *et al.*, 2000; Cruzate & Casas, 2003; Whitbread *et al.*, 2003; Zougmore *et al.*, 2004; Cano *et al.*, 2006; Haileslassie *et al.*, 2007; Krupnik *et al.*, 2012). La fertilización como práctica, mejora los rendimientos incrementando la exportación de nutrientes y, si bien constituye en sí misma la reposición de uno o más nutrientes, no necesariamente mejora el balance. Además, generalmente, la aplicación de fertilizantes se hace siguiendo el criterio de suficiencia (Ventimiglia *et al.*, 2000; Cruzate & Casas, 2003), es decir, bajo criterios puramente económicos basados en la relación costo-beneficio. Esto ha sido reconocido como una de las causas del deterioro de los recursos naturales, ya que nadie asume ese costo y en realidad se contabiliza como ganancia del productor (Yurjevic, 1993; Flores & Sarandón, 2002, 2003, 2008; Zazo *et al.*, 2011; Cordone & Trossero, 2012), aún cuando, si el productor es el dueño de la tierra, deberá enfrentar, en el mediano y largo plazo, mayores costos por fertilización para mantener el nivel de rendimientos (Cano *et al.*, 2017). Entonces, aún cuando se efectúe una reposición de nutrientes, si la respuesta en el rendimiento es muy importante puede, incluso, resultar en balances más negativos ya que la fertilización no alcanza para cubrir el incremento en la exportación de nutrientes (Forján, 2003; Whitbread *et al.*, 2003). Por otro lado, normalmente la fertilización se realiza sólo con algunos nutrientes, por lo que agrava la situación para aquellos nutrientes que usualmente no son aplicados con los fertilizantes, particularmente meso nutrientes (calcio, magnesio y azufre) y algunos

micronutrientes (cobre, zinc, boro) (Cruzate & Casas, 2003; Casas, 2007b; Grupo Medio Ambiente EEA INTA Pergamino, 2010).

El sistema de labranza también afecta la disponibilidad de nutrientes. En el sistema de siembra directa la materia orgánica no está tan expuesta a la acción de los microorganismos dado que la misma no es incorporada al suelo y sólo se produce una pequeña ruptura de los agregados (Havlin *et al.*, 1990; Reicosky, 1997; Alvarez, 2001; Morón, 2001; Grupo Medio Ambiente EEA INTA Pergamino, 2010). Por otro lado, el hecho de que los rastrojos no estén incorporados al suelo, hace que sus tasas de descomposición sean más bajas y que el efecto de inmovilización del nitrógeno se mantenga con una relativamente elevada magnitud por más tiempo (Havlin *et al.*, 1990; Morón, 2001; Grupo Medio Ambiente EEA INTA Pergamino, 2010). Como consecuencia de estos dos procesos, hay menos nitrógeno disponible para los cultivos, que requieren de una mayor aplicación de fertilizante.

Es importante resaltar que en el balance de nutrientes, tal como se calcula, se hace abstracción de aspectos relacionados con la eficiencia con que se usan los nutrientes aplicados como fertilizantes, de modo que así como es probable que la reposición, en realidad, sea menor a la supuesta, también es probable que se produzcan efectos indeseables relacionados con el destino de esos nutrientes que no son usados por el cultivo y “se pierden”, ya sea por lixiviación, erosión o volatilización según el nutriente y las condiciones ambientales y de cultivo. En tales situaciones, los nutrientes finalizan en algún sitio del ambiente donde no deberían estar generando externalidades (Casas, 2007b; Lorenzatti, 2008; Grupo Medio Ambiente, EEA INTA Pergamino, 2010; Piñeiro *et al.*, 2015; Sasal *et al.*, 2015).

Es frecuente hoy hablar de “fertilizar la rotación” o “fertilizar el sistema” sobre todo cuando la soja participa de la secuencia de cultivos. Estos conceptos plantean por un lado, poder aprovechar el efecto residual de los nutrientes menos móviles en el suelo, aplicándolos a un cultivo pero siendo utilizado también por un cultivo de segunda o siguiente (Salvagiotti *et al.*, 2004; García, 2005; Vivas *et al.*, 2005; Casas, 2007b; Ciampitti & García, 2008; Ferraris *et al.*, 2010), y aún uno subsiguiente (Vivas, 2003; Vivas *et al.*, 2007). Sin embargo, también se plantea este concepto para nutrientes móviles como el nitrógeno, principalmente en el caso de la soja. Debido a que la fertilización nitrogenada interactúa con la fijación biológica del nitrógeno, reduciéndola, habitualmente la soja no se fertiliza con este nutriente. Pero una buena fertilización con nitrógeno en el cultivo antecesor generará no sólo un mayor rendimiento sino también mayor biomasa que retornará como rastrojo al suelo. Así, durante las primeras etapas del cultivo de soja, más biomasa de rastrojos podría inmovilizar más nitrógeno y transferirlo hacia etapas más avanzadas del cultivo reduciendo los riesgos de un potencial efecto negativo inicial de la disponibilidad de nitrógeno en el

suelo sobre el proceso de fijación biológica, y aportando parte del nitrógeno que la fijación biológica no alcanza a cubrir (Salvagiotti *et al.*, 2008; Collino *et al.*, 2015).

Es importante considerar también cuáles son las vías posibles de incorporación de nutrientes en sistemas de producción puramente agrícolas. En el caso del nitrógeno, que es el más limitante para la producción agrícola, no sólo es posible hacerlo a través de fertilizantes químicos. Es muy importante, y cada vez tiene mayor aceptación, su incorporación a través de la fijación biológica, no necesariamente de la especie que se está cultivando, sino también de especies que pueden sembrarse con ese objetivo, ya sea como cultivos acompañantes o como cultivos de cobertura o abonos verdes. Estos cultivos no sólo aportan nitrógeno, si incluyen una leguminosa, sino que también son utilizados para reducir la compactación, minimizar la lixiviación de nitratos residuales, incrementar el contenido de carbono y nitrógeno del suelo, controlar malezas y, por ende, mejorar la eficiencia de uso de nitrógeno y mejorar la eficiencia de uso del agua (Ruffo & Parsons, 2004; Martínez *et al.*, 2013; Balota *et al.*, 2014; Baigorria *et al.*, 2015; FAO, 2015; Pedraz *et al.*, 2015).

La **producción de biomasa vegetal y la materia orgánica del suelo** son afectadas por prácticas de manejo tales como tipo de labranza, rotaciones de cultivos y uso de fertilizantes, ya que determinan la cantidad y calidad de residuos que quedan dentro o sobre el suelo, donde actuarán los microorganismos, conjuntamente con las condiciones climáticas.

Los sistemas de labranza inciden sobre la dinámica de la materia orgánica a través de su efecto sobre la tasa de descomposición de los residuos de cosecha y la exposición a la acción de los microorganismos del suelo de fracciones de la materia orgánica protegidas en los agregados (Havlin *et al.*, 1990; Morón, 2001; Álvarez & Steinbach, 2010). Los laboreos agresivos, como la labranza convencional, rompen los agregados exponiendo la materia orgánica y crean las condiciones ideales de aireación y contacto sustrato-suelo para una rápida descomposición de los rastrojos y mineralización de la materia orgánica nativa (Álvarez & Steinbach, 2010). En las labranzas conservacionistas como la siembra directa, el efecto más notorio es la redistribución y estratificación de la materia orgánica dentro del perfil, con mayores contenidos en los primeros centímetros superficiales (Wander *et al.*, 1998; Eiza *et al.*, 2005; Fabrizzi *et al.*, 2005; Galantini *et al.*, 2006; Domínguez *et al.*, 2009), lo cual ha sido atribuido a la falta de incorporación de los residuos y por lo tanto, a la menor tasa de descomposición de los mismos al permanecer en la superficie del suelo (Morón, 2001; Manso & Forján, 2012b).

La cantidad y la calidad de residuos devueltos al suelo pueden manejarse a través de la selección de los cultivos dentro de la secuencia agrícola (Studdert & Echeverría, 2000;

Domínguez *et al.*, 2001; Morón, 2001; Six *et al.*, 2002; Domínguez & Studdert, 2015; Duval *et al.*, 2015; Forján *et al.*, 2015, Krüger *et al.*, 2015; Manso & Forján, 2015; Ron *et al.*, 2015). Aquellas secuencias que presentan cultivos con baja producción de materia seca y/o baja relación carbono/nitrógeno (C/N), pueden promover mayores caídas en los contenidos de materia orgánica debido a que fomentarían una mayor mineralización de la materia orgánica (Domínguez *et al.*, 2006; Manso & Forján, 2012b). En consecuencia, el aumento de la inclusión de cultivos con bajo aporte de rastrojos y baja relación C/N en las secuencias de cultivos, principalmente como único cultivo anual, pone en riesgo la sostenibilidad de los sistemas agrícolas (Duval *et al.*, 2015).

Por otro lado, toda práctica de manejo que logre incrementar el rendimiento y la biomasa restituida, permitirá aumentar la materia orgánica del suelo, aún bajo labranza convencional (Varvel, 1994). En este sentido, la fertilización y el riego incrementan la productividad de los cultivos aumentando la cantidad de residuos superficiales y sub-superficiales (Álvarez & Steinbach, 2010), lo que determina que la materia orgánica del suelo se mantenga o que la tasa de caída sea menor (Studdert & Echeverría, 2000).

Si bien lo antedicho plantea las ventajas de la reducción de la remoción del suelo en relación al incremento de la materia orgánica del suelo, Altieri (1999) ampliando la mirada señala que el mayor uso de herbicidas en estos sistemas puede afectar negativamente la biodiversidad del suelo y que el ciclado más lento de los nutrientes hace necesarios cambios en el manejo de la nutrición de los cultivos. Esto último podría significar la necesidad del uso de fertilizantes, lo cual reduce la eficiencia energética de los cultivos (Kuesters & Lammel, 1999; Rathke & Diepenbock, 2006; Hülsbergen *et al.*, 2001, 2002) y se ha relacionado con la incidencia de plagas y enfermedades (Altieri, 1999; Melegari, 2001; Simón *et al.*, 2002, 2003; Altieri & Nicholls, 2006, 2007). Es decir, si bien una práctica puede resultar beneficiosa en un aspecto de la sustentabilidad de los agroecosistemas, se requiere una visión de conjunto para identificar todas las consecuencias que pueden producirse por un cambio en particular. En forma similar a los “trade-offs” o relaciones de conflicto reiteradamente mencionados por Ernesto Viglizzo entre productividad, estabilidad y sustentabilidad de los agroecosistemas (Viglizzo & Roberto, 1998; Viglizzo *et al.*, 2001; Viglizzo & Frank, 2006; Viglizzo, 2008; Carreño *et al.*, 2012), lo mismo se verifica entre los distintos efectos que produce cada práctica de manejo. Por eso es necesario no sólo ser capaces de reconocerlos, sino también jerarquizarlos para poder diseñar y manejar los agroecosistemas de manera más sustentable.

### **El caso de Tres Arroyos**

En el área de la Chacra Experimental Integrada Barrow (Convenio MAA-INTA), que abarca los Partidos de Tres Arroyos, Adolfo Gonzales Chaves, San Cayetano y Coronel Dorrego, en coincidencia con el incremento del uso agrícola de los suelos de la región, se ha comprobado la respuesta de los cultivos a la fertilización fosfatada y nitrogenada (Forján, 2003). El aumento del rendimiento potencial en todos los cultivos por el progreso genético, produjo aumentos en los requerimientos y déficit de nutrientes en el sistema convirtiéndose en un factor cada vez más limitante para la producción, por lo que la fertilización pasó a ser una práctica necesaria en la región (Forján & Manso, 2012). Actualmente, la mayoría de los productores de trigo y maíz fertilizan sus cultivos con fósforo y nitrógeno, mientras que en el caso del girasol y la soja, es frecuente la fertilización con fósforo a la siembra (Forján, 2003). Es decir, si bien ha mejorado sensiblemente la fertilización en los cereales, en las oleaginosas aún es incipiente. Por este motivo, Berardo (2004) afirma que en las rotaciones que incluyen cereales el balance de nutrientes no es tan negativo como en aquellas en que predominan las oleaginosas, principalmente la soja. Sin embargo, esto depende también del nutriente considerado. Forján & Manso (2012) en ensayos de larga duración en la Chacra Experimental Integrada Barrow, comparando diferentes rotaciones agrícolas, observaron que las dosis aplicadas de fósforo resultaron suficientes para reponer lo extraído por los cultivos durante el período evaluado. Sin embargo, se registraron notorias deficiencias de nitrógeno, especialmente en rotaciones que incluyeron soja (que no se fertilizó con nitrógeno) y cuando el maíz alcanzó altos rendimientos y, por lo tanto, las dosis aplicadas resultaron insuficientes.

El trigo, la cebada y la colza presentan diferente composición de sus granos y diferentes niveles de rendimientos determinando distintas extracciones de nutrientes. Los planteos de fertilización usuales de estos cultivos, si bien varían, no son sustancialmente diferentes. Lo anterior, en conjunto, determina un efecto antecesor sobre la soja de segunda que afecta también su rendimiento y exportación de nutrientes. Se espera, por lo tanto, que los balances de nutrientes de las distintas secuencias de doble cultivo, sean diferentes.

Por otro lado, los aportes de rastrojo y, consecuentemente, de materia orgánica que realiza cada cultivo son distintos, no sólo en volumen sino también en calidad, por lo cual su efecto sobre la materia orgánica del suelo se espera será diferente. Manso & Forján (2012b) observaron que aquellas rotaciones que incluían mayor frecuencia de gramíneas, con mayor aporte de rastrojos y raíces y con alta relación C/N permitieron atenuar la tasa de disminución del contenido de materia orgánica del suelo, con respecto a aquellas secuencias de cultivos con menos presencia de gramíneas.



Paralelamente, los planteos productivos, tanto de los cultivos individuales como de las secuencias, cambian en función del ambiente y las decisiones de los productores, por lo cual se modifican tanto el planteo de reposición de nutrientes como los rendimientos y, en consecuencia, la exportación de nutrientes, modificando su balance en el suelo. Los distintos rendimientos se relacionan con diferentes producciones de rastrojo lo que afectaría también el aporte de materia orgánica al suelo.

## HIPÓTESIS

- En cuanto a los nutrientes, se parte del supuesto de que el balance es deficitario para todos los nutrientes, se entiende que la situación es diferente para aquellos nutrientes que se restituyen a través de la fertilización y los que no.
  - El balance de nutrientes de la secuencia colza/soja es más deficitario que para las secuencias cebada/soja y trigo/soja debido a los mayores requerimientos de la colza y a prácticas de fertilización relativamente similares para los distintos cultivos.
  - El balance de nutrientes de las distintas secuencias de cultivo mejora cuando se producen con el modelo correspondiente a los productores de nivel tecnológico alto debido al mayor uso de fertilizantes.
  - El balance de nutrientes es más negativo en ambientes de suelos profundos debido a que la mayor exportación sólo es parcialmente compensada por una mayor restitución de los nutrientes.
- El aporte de materia orgánica sigue la tendencia de los rendimientos: aumenta con el mayor aporte de tecnología y con las mejores condiciones ambientales. También es mayor en las secuencias que incluyen gramíneas que en la secuencia colza/soja.

## OBJETIVO

Evaluar el balance de nutrientes y el aporte de materia orgánica al suelo de las secuencias trigo/soja, colza/soja y cebada/soja cultivadas bajo dos modelos de producción en dos áreas ambientalmente diferentes del Partido de Tres Arroyos.

## 2- Metodología

El balance de cada nutriente se calculó mediante la diferencia entre los ingresos y los egresos de los mismos para las dos modalidades de producción y para los dos ambientes

considerados. Los nutrientes evaluados fueron: nitrógeno (N), fósforo (P), potasio (K), calcio (Ca), magnesio (Mg) y azufre (S).

Para calcular la exportación de los nutrientes se tomó en cuenta su concentración en los granos y los niveles de producción alcanzados por cada cultivo. La concentración en los granos de los distintos cultivos se obtuvo de fuentes bibliográficas, al igual que la absorción total de cada nutriente en la biomasa de cada cultivo y su índice de cosecha (Anexo 5).

Los aportes a través de fertilizantes se calcularon según la dosis aplicada y el grado técnico de cada formulación. El N fue incorporado como urea (46%), sulfato de amonio (20,5%) y fosfato diamónico (18%), el P en el fosfato diamónico (20%) y el S en el sulfato de amonio (24%). Se estimó el aporte de nitrógeno en soja por la fijación simbiótica (35% del total absorbido por el cultivo, según Forján *et al.*, 2005) y el de las precipitaciones ( $0,6 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$  de N cada 100 mm de lluvias, según Frank, 2007). No se consideraron los aportes de N al suelo por fijación no simbiótica, por deposición seca y por mineralización de la materia orgánica. Potasio, calcio y magnesio no tuvieron ingresos pues no se utilizaron fertilizantes específicos para esos nutrientes.

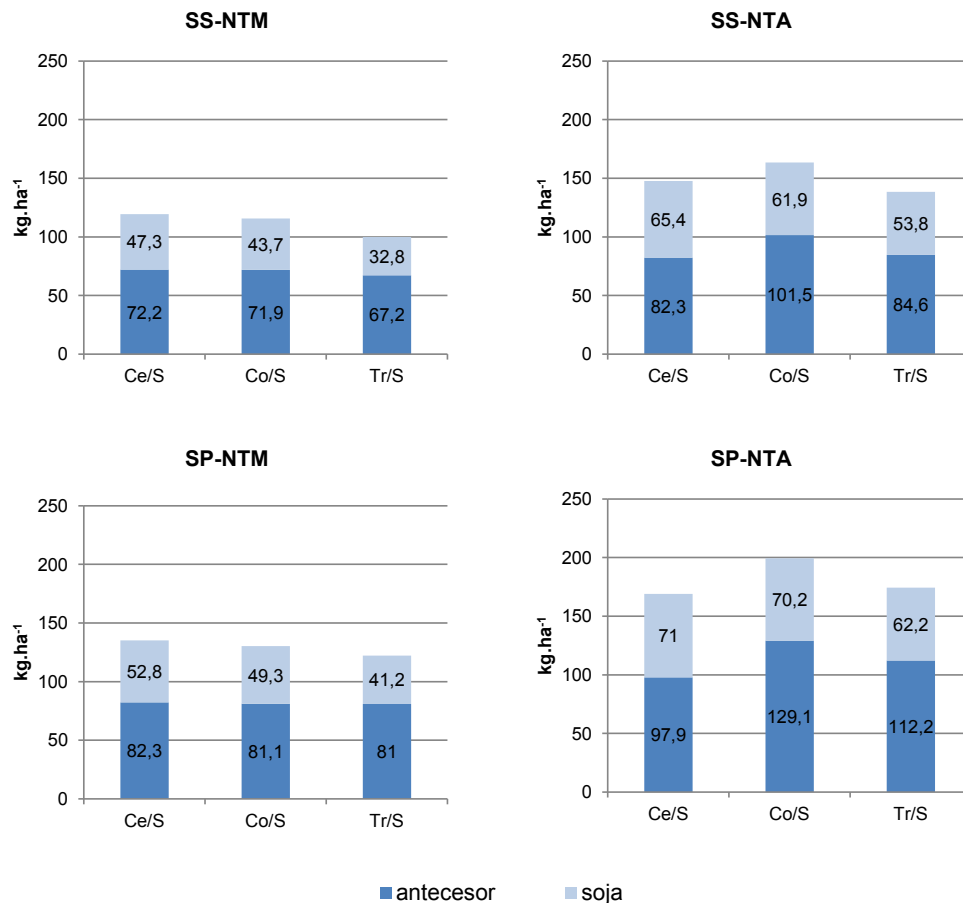
La producción de biomasa y el aporte de rastrojos de cada cultivo se calculó a partir de los rendimientos obtenidos en cada modelo afectándolos por sus respectivos índices de cosecha ( $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$  rastrojo =  $(\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$  rendimiento / IC) -  $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$  rendimiento; producción total de biomasa aérea =  $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$  rendimiento / IC). Los valores de los índices de cosecha de los distintos cultivos (trigo: 0,42, cebada: 0,42, colza: 0,40, soja: 0,40) así como los datos de relación C/N de los rastrojos (trigo: 102, cebada: 109, colza: 78, soja: 45) corresponden a los obtenidos en los ensayos de larga duración llevados a cabo en la Chacra Experimental Barrow (Manso y Forján, 2012a).

### 3- Resultados y discusión

#### ***Ingresos de nutrientes a los cultivos y secuencias en los distintos modelos productivos***

Los únicos nutrientes que se repusieron, en distintas cantidades según el modelo de producción, fueron el N, el P y, sólo en la colza bajo el modelo tecnológico alto, el S.

El ingreso de N a las secuencias de doble cultivo varió entre 100 y 135  $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$  en el nivel tecnológico medio, y entre 138,4 y 199,3  $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$  en el nivel tecnológico alto (Figura 3.1).



**Figura 3.1:** Ingreso de NITRÓGENO en los distintos cultivos componentes de tres secuencias de cultivos en Tres Arroyos (Buenos Aires, Argentina) en dos ambientes agroecológicos y dos manejos tecnológicos. (La reposición implica la fertilización en todos los cultivos y, en el caso de la soja, también la fijación biológica).

Referencias: Ambientes: SS: suelos someros, SP: suelos profundos. Manejos: NTM: nivel tecnológico medio, NTA: nivel tecnológico alto. Cultivos: Ce: cebada, Co: colza, Tr: trigo, S: soja.

Mientras que con la tecnología media, la fertilización con N fue similar en los tres cultivos invernales, en el nivel tecnológico alto se fertilizó en mayor medida a la colza, principalmente porque se aplicó fertilizante azufrado que aportó N. En cada secuencia, el mayor ingreso se produjo por la fertilización del cultivo invernal.

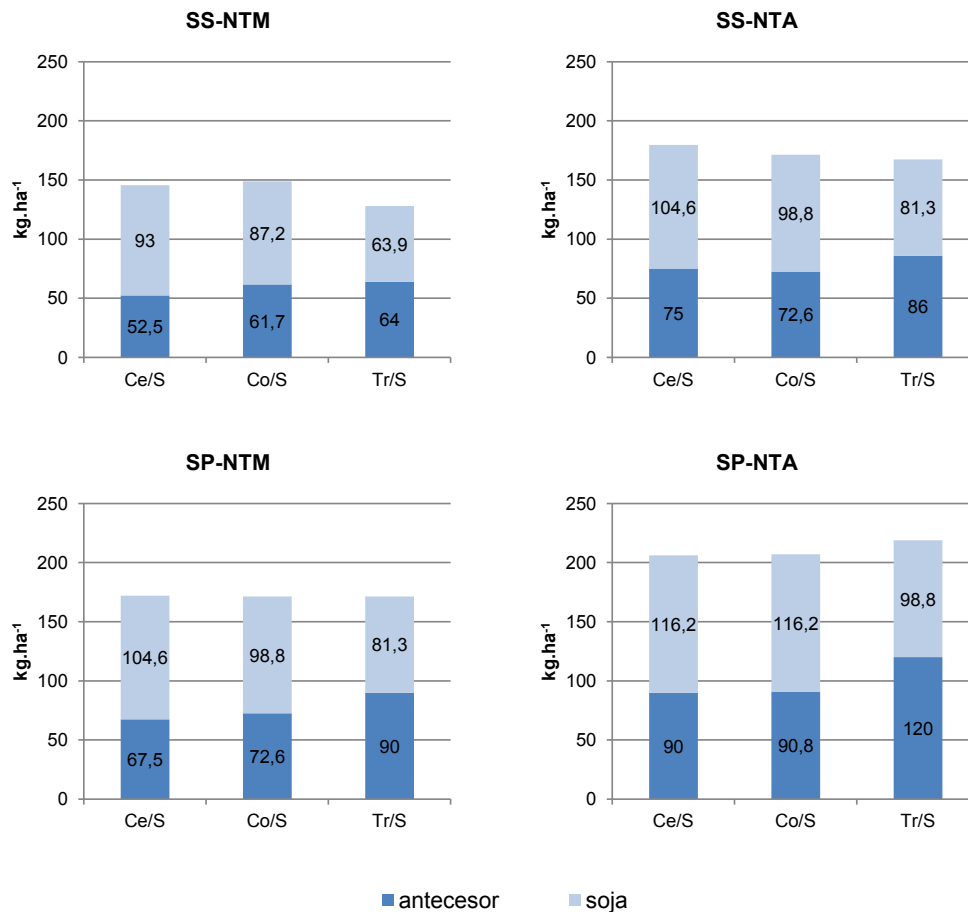
La principal vía de ingreso de N a la soja fue la fijación biológica, la cual está estrechamente ligada al crecimiento del cultivo (Herridge *et al.*, 2008), por este motivo, las entradas de N acompañaron las variaciones del rendimiento en las distintas situaciones: fue mínimo en el modelo de tecnología media en suelos someros y alcanzó el máximo en suelos profundos con alta aplicación de tecnología. En el nivel tecnológico alto, el N también ingresó como fosfato diamónico aplicado a la siembra, aunque en menor cantidad (12,6 kg.ha<sup>-1</sup>).

Con respecto al P, los cereales y la colza recibieron fertilizantes al momento de la siembra en todos los modelos de producción, pero la soja sólo en el de tecnología alta, a una dosis de  $13,9 \text{ kg.ha}^{-1}$ . El aporte de P para el trigo y la colza fue el mismo,  $15,8 \text{ kg.ha}^{-1}$  en el modelo de tecnología media y  $19,8 \text{ kg.ha}^{-1}$  en el de alta tecnología, independientemente de la calidad de suelo. La cebada, recibió  $16,8 \text{ kg.ha}^{-1}$  cuando se cultivó en suelos someros con la tecnología media, tanto al mejorar el suelo como al aumentar la tecnología, la dosis de P se incrementó a  $17,8 \text{ kg.ha}^{-1}$  y en suelos profundos con tecnología alta alcanzó los  $19,8 \text{ kg.ha}^{-1}$ . El uso de P en la zona es frecuente dada la baja provisión natural de sus suelos (Forján, 2003).

Como se mencionó, sólo en la colza cuando se produjo en condiciones de tecnología alta, se aplicó fertilizante azufrado, y se hizo con una dosis de  $19,2 \text{ kg.ha}^{-1}$ . A diferencia de los otros cultivos evaluados, la colza es una Brassicácea y son reconocidos los altos requerimientos de S por parte de los representantes de esta familia, así como el impacto de su aporte sobre los rendimientos de esta especie en particular (Grant & Bailey, 2003; Burzaco *et al.*, 2009).

### ***Exportación de nutrientes por los cultivos y las secuencias en los distintos modelos productivos***

El nutriente exportado en mayores cantidades fue el N, con valores medios, para los cultivos, situados entre  $52 \text{ kg.ha}^{-1}$  (cebada en suelos someros y con tecnología media) y  $120 \text{ kg.ha}^{-1}$  (trigo en suelos profundos con tecnología alta) (Figura 3.2). Al considerar las secuencias completas, estos valores se incrementaron a  $128 \text{ kg.ha}^{-1}$  (trigo/soja en suelos someros y nivel tecnológico medio) y  $220 \text{ kg.ha}^{-1}$  (trigo/soja en suelos profundos y nivel tecnológico alto). En general, la producción en un suelo más profundo incrementó la exportación de N, impacto que fue similar al de una mayor aplicación de tecnología.



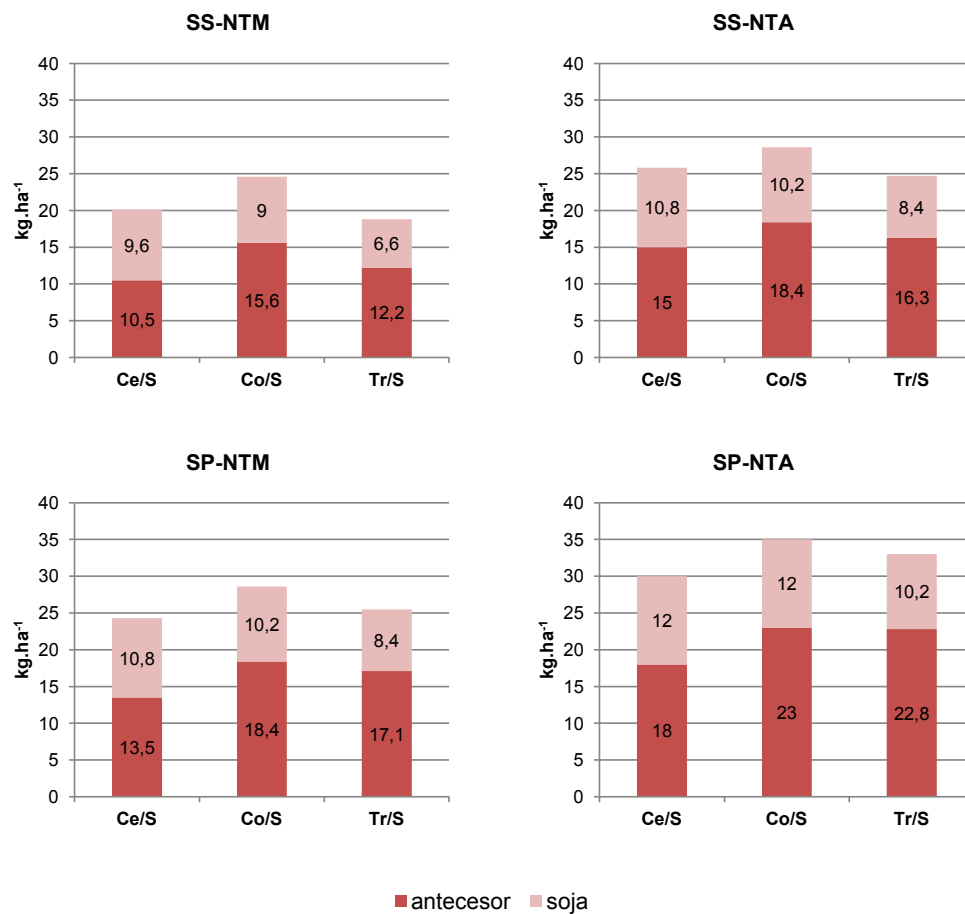
**Figura 3.2:** Exportación de NITRÓGENO por los distintos cultivos componentes de tres secuencias de cultivos en Tres Arroyos (Buenos Aires, Argentina) en dos ambientes agroecológicos y dos manejos tecnológicos.

Referencias: Ambientes: SS: suelos someros, SP: suelos profundos. Manejos: NTM: nivel tecnológico medio, NTA: nivel tecnológico alto. Cultivos: Ce: cebada, Co: colza, Tr: trigo, S: soja.

En las secuencias colza/soja y cebada/soja, la mayor cantidad de N exportado correspondió a la soja (entre 56,1 y 63,9% del total) mientras que en la secuencia trigo/soja la proporción de N extraído fue similar para ambos cultivos (entre 45 y 50%). En valores absolutos, con mayores aportes de N (nivel tecnológico alto) se obtuvieron mayores rendimientos y, consecuentemente, más egresos de este nutriente. Por lo tanto, la menor remoción de N se registró en los suelos someros con el nivel tecnológico medio, y la mayor, en los suelos profundos con nivel tecnológico alto (Figura 3.2).

Los valores de extracción de N presentados son similares a los informados por Ventimiglia *et al.* (2000), y por Forján & Manso (2012), pero bastante menores a los presentados por Flores & Sarandón (2002) y Forján (2003) que corresponden a soja de primera siembra.

Los cultivos extrajeron P en cantidades variables entre 6,6 (soja en suelos someros y tecnología media) y 23 kg.ha<sup>-1</sup> (colza en suelos profundos y alta tecnología) (Figura 3.3).



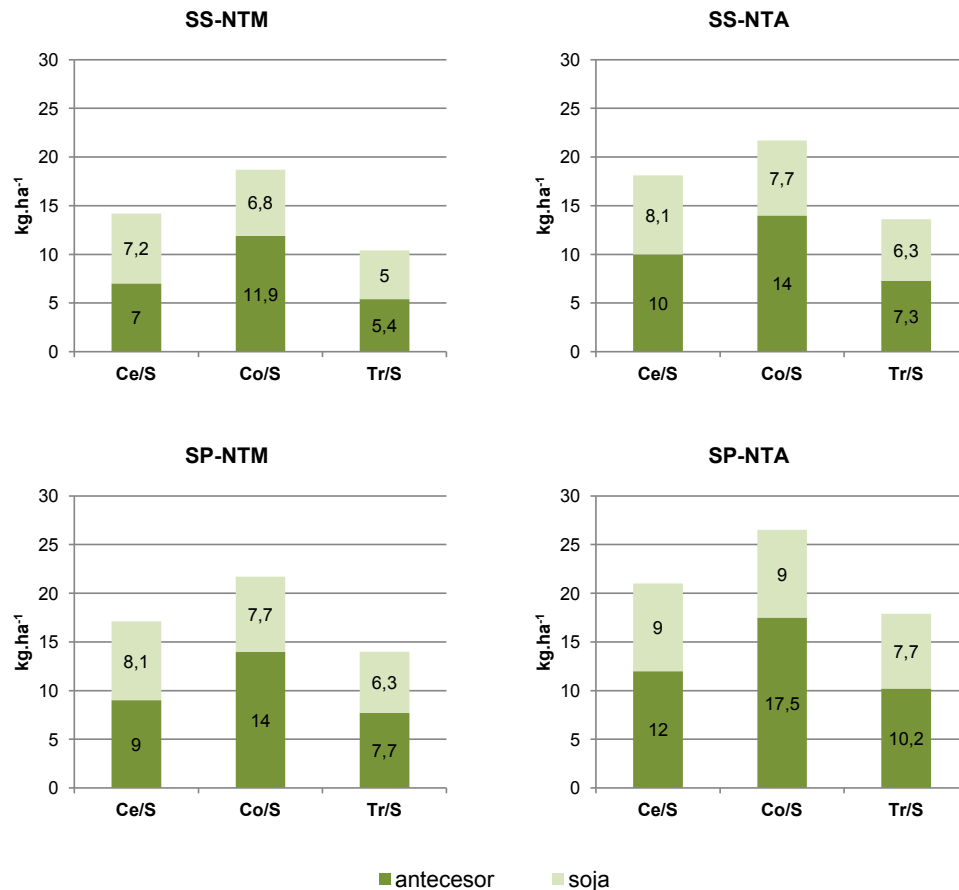
**Figura 3.3:** Exportación de FÓSFORO por los distintos cultivos componentes de tres secuencias de cultivos en Tres Arroyos (Buenos Aires, Argentina) en dos ambientes agroecológicos y dos manejos tecnológicos.

Referencias: Ambientes: SS: suelos someros, SP: suelos profundos. Manejos: NTM: nivel tecnológico medio, NTA: nivel tecnológico alto. Cultivos: Ce: cebada, Co: colza, Tr: trigo, S: soja.

La elevada exportación de P habitualmente atribuida a las oleaginosas, en general (Berardo, 2004; Rubio & Álvarez, 2010), o a la colza (Grant & Bailey, 1993; Norton, 2013; Grant, 2014) o la soja en particular (Baigorri *et al.*, 1997), no se verificó tan claramente en los datos presentados. La colza sólo tendió a extraer más P que los cereales, y la soja, en todas las situaciones, extrajo menor cantidad de P que sus antecesores. Posiblemente esto se deba a los niveles de rendimiento obtenidos, que fueron relativamente bajos para ambas oleaginosas y elevados para los cereales.

Entre los cultivos evaluados, la colza tiene altas exigencias en S (Grant & Bailey, 1993; Burzaco *et al.*, 2009; Norton, 2013; Grant, 2014; Canola Council of Canada, 2015), por lo

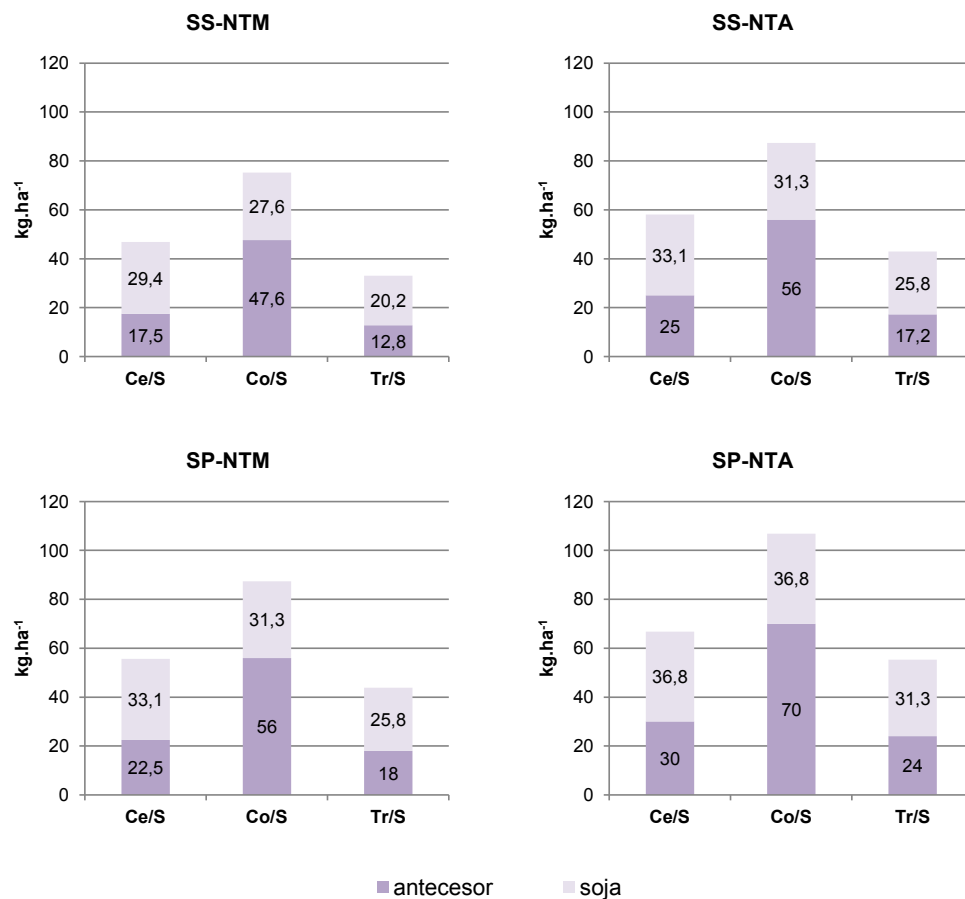
cual, la exportación de este nutriente fue notablemente mayor a la de los otros cultivos (Figura 3.4). Si bien se ha mencionado también que la soja requiere y exporta una mayor fracción de los nutrientes absorbidos, particularmente de S (Ferraris, 2005; Gutiérrez Boem, 2010), probablemente por los niveles de rendimiento obtenidos, la exportación realizada por este cultivo no resultó comparativamente elevada.



**Figura 3.4:** Exportación de AZUFRE por los distintos cultivos componentes de tres secuencias de cultivos en Tres Arroyos (Buenos Aires, Argentina) en dos ambientes agroecológicos y dos manejos tecnológicos.

Referencias: Ambientes: SS: suelos someros, SP: suelos profundos. Manejos: NTM: nivel tecnológico medio, NTA: nivel tecnológico alto. Cultivos: Ce: cebada, Co: colza, Tr: trigo, S: soja.

Las remociones de K, Ca y Mg acompañaron los niveles de rendimiento, es decir, fueron menores en el modelo de suelos someros y nivel tecnológico medio y máximas en el modelo de suelos profundos y nivel tecnológico alto. De estos tres nutrientes, el extraído en mayor cantidad fue el K que fue, además, el segundo nutriente en importancia por nivel de exportación, ya que se extrajo en mayor cantidad que el P o el S, con valores entre 30 y 107 kg.ha<sup>-1</sup> (Figuras 3.5, 3.6 y 3.7).



**Figura 3.5:** Exportación de POTASIO por los distintos cultivos componentes de tres secuencias de cultivos en Tres Arroyos (Buenos Aires, Argentina) en dos ambientes agroecológicos y dos manejos tecnológicos.

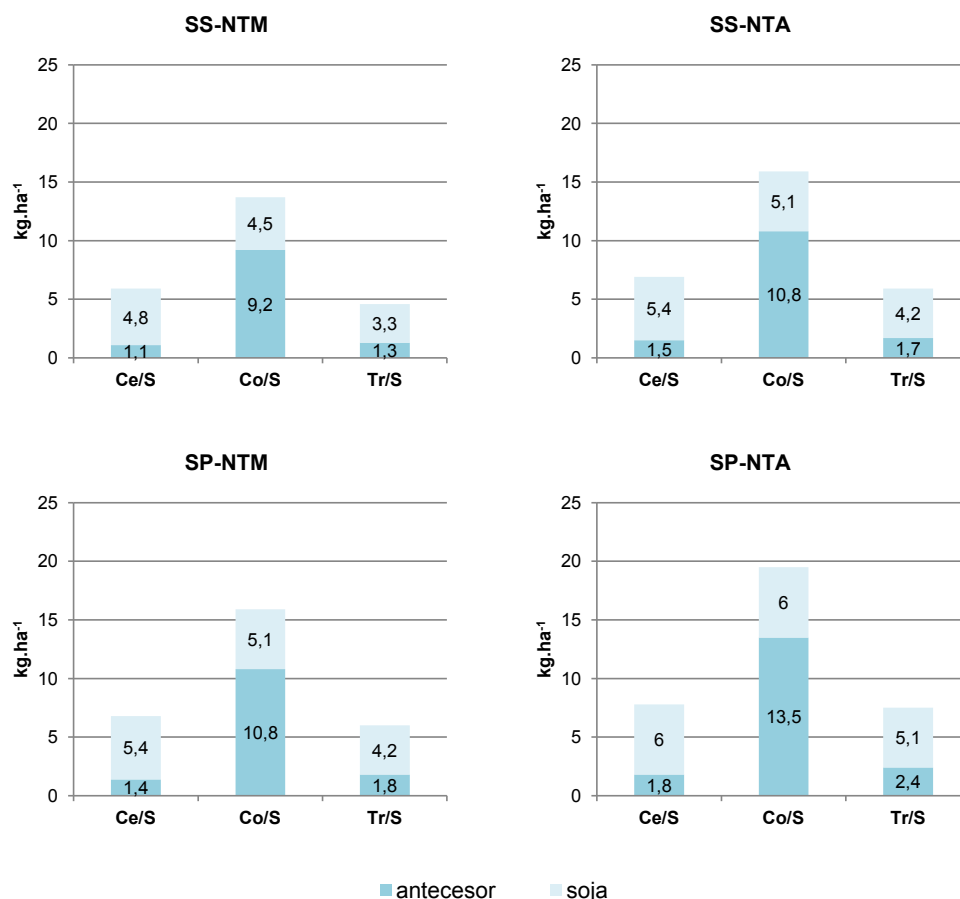
Referencias: Ambientes: SS: suelos someros, SP: suelos profundos. Manejos: NTM: nivel tecnológico medio, NTA: nivel tecnológico alto. Cultivos: Ce: cebada, Co: colza, Tr: trigo, S: soja.

La secuencia que exportó más K fue colza/soja y se debió, fundamentalmente a la altísima extracción que hizo la colza (Figura 3.5) con valores que duplicaron y casi triplicaron los de otros cultivos, característica ya mencionada por Grant & Bailey (1993), Burzaco *et al.* (2009), Norton (2013) y el Canola Council of Canada (2015). La soja, por su lado, también extrajo más K que los cereales. Este es un aspecto de gran relevancia a considerar ya que, si bien los suelos de la región pampeana, por su origen, son naturalmente ricos en K, ya se han registrado descensos significativos en la concentración de K intercambiable en el horizonte superficial atribuibles a la actividad agrícola (Losinno & Conti, 2005) y la incorporación de cultivos con altos niveles de extracción aceleraría este proceso.

La exportación de Ca también fue notablemente mayor para la secuencia colza/soja que para las que incluyeron cereales en todas las condiciones de producción (Figura 3.6). Esto se debió a los elevados requerimientos de la colza (CETIOM, 1995), pero también a la



alta extracción de la soja, ya mencionada por Vázquez (2010) lo que apoyaría la idea de Marschner (1986) de que las dicotiledóneas tienen una mayor demanda de Ca que las monocotiledóneas.

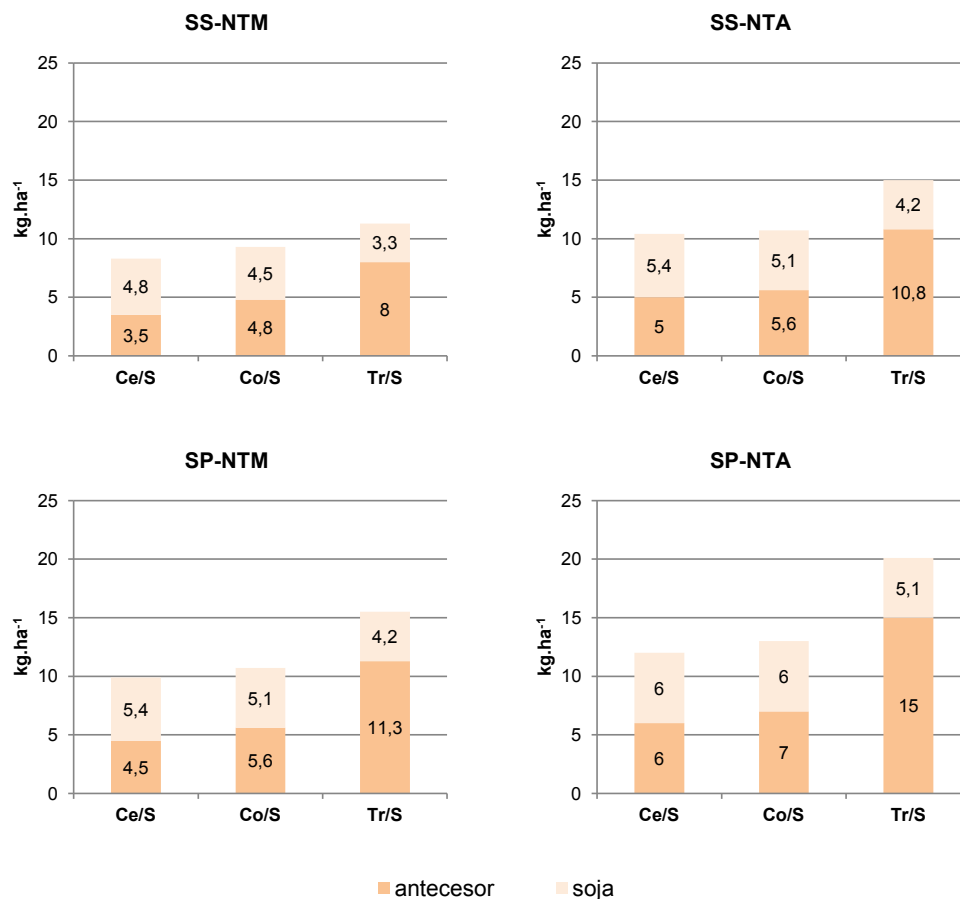


**Figura 3.6:** Exportación de CALCIO por los distintos cultivos componentes de tres secuencias de cultivos en Tres Arroyos (Buenos Aires, Argentina) en dos ambientes agroecológicos y dos manejos tecnológicos.

Referencias: Ambientes: SS: suelos someros, SP: suelos profundos. Manejos: NTM: nivel tecnológico medio, NTA: nivel tecnológico alto. Cultivos: Ce: cebada, Co: colza, Tr: trigo, S: soja.

La mayor exportación de Mg correspondió a la secuencia trigo/soja, y dentro de la misma, fue atribuible al trigo, que duplicó y casi triplicó la extracción hecha por la cebada y la colza (Figura 3.7). La soja lo extrajo en cantidades similares a estos últimos cultivos.

En coincidencia con lo observado previamente (Cruzate & Casas, 2003; Casas, 2007b; Grupo Medio Ambiente EEA INTA Pergamino, 2010), la exportación de estos nutrientes aumentó en la medida que se fertilizó con otros nutrientes (básicamente N) que determinaron mayores rendimientos.



**Figura 3.7:** Exportación de MAGNESIO por los distintos cultivos componentes de tres secuencias de cultivos en Tres Arroyos (Buenos Aires, Argentina) en dos ambientes agroecológicos y dos manejos tecnológicos.

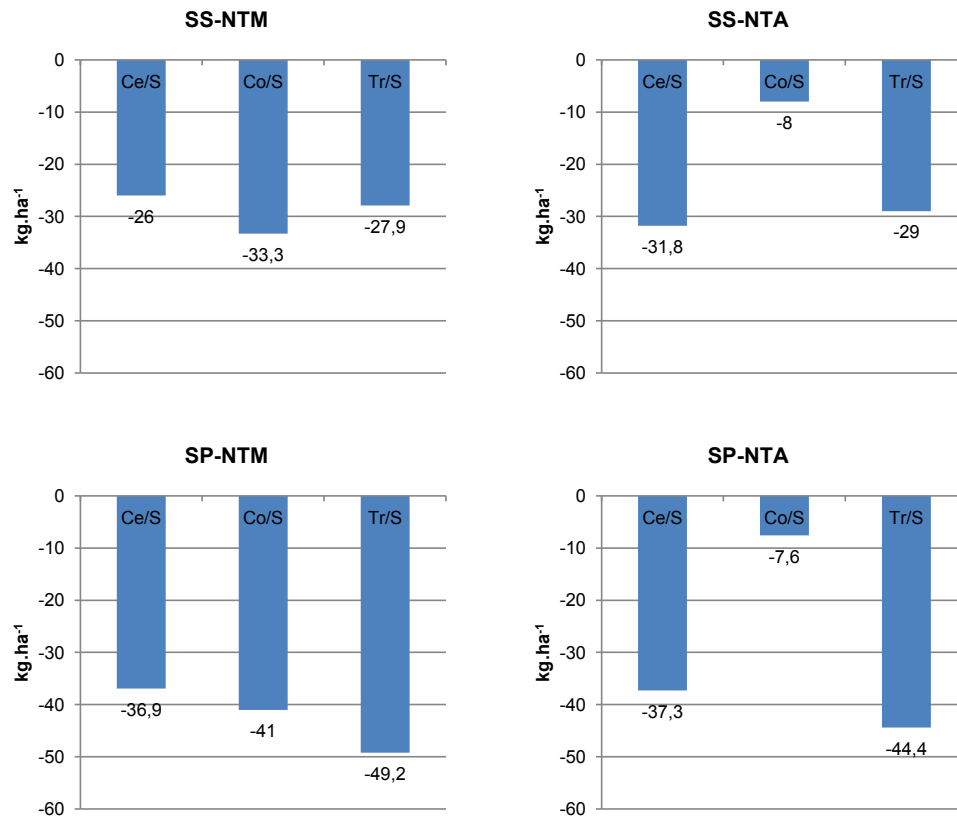
Referencias: Ambientes: SS: suelos someros, SP: suelos profundos. Manejos: NTM: nivel tecnológico medio, NTA: nivel tecnológico alto. Cultivos: Ce: cebada, Co: colza, Tr: trigo, S: soja.

### **Los balances de nutrientes de los cultivos y las secuencias en los diferentes modelos de producción**

Los balances de nutrientes, en casi todas las situaciones, fueron negativos y similares a los citados por diferentes autores para la región pampeana (Ventimiglia *et al.*, 2000; Cruzate & Casas, 2003, Forján *et al.*, 2005; García, 2005; Cruzate & Casas, 2009; Flores & Sarandón, 2002; García 2011; Zazo *et al.*, 2011; Forján & Manso, 2012; Ghida Daza, 2013), excepto para el P cuando los cultivos se realizaron en suelos someros y con alto nivel tecnológico.

El **balance de N** resultó en pérdidas netas de entre 7 y 50 kg.ha<sup>-1</sup> y fue altamente dependiente de la secuencia considerada, el ambiente y el manejo (Figura 3.8). La secuencia que registró menos variación según el manejo y el ambiente fue cebada/soja, con

un rango de exportación de 26 a 37 kg.ha<sup>-1</sup>. La que más se modificó fue colza/soja y lo hizo según el manejo más que según el ambiente: cuando se produjo según el nivel tecnológico medio los balances fueron de -33 a -41 kg.ha<sup>-1</sup>, pero cuando el modelo fue el del nivel tecnológico alto, estos fueron del orden de -8 kg.ha<sup>-1</sup>. En el caso de la secuencia trigo/soja, no se observó una mejora sustancial cuando se elevó el nivel tecnológico, y registró los balances más negativos de las tres secuencias evaluadas cuando se cultivó en suelos profundos (-44 y -49 kg.ha<sup>-1</sup>).



**Figura 3.8:** Balance de NITRÓGENO para tres secuencias de cultivos en Tres Arroyos (Buenos Aires, Argentina) en dos ambientes agroecológicos y dos manejos tecnológicos.

Referencias: Ambientes: SS: suelos someros, SP: suelos profundos. Manejos: NTM: nivel tecnológico medio, NTA: nivel tecnológico alto. Cultivos: Ce: cebada, Co: colza, Tr: trigo, S: soja.

Dentro del nivel tecnológico medio, al cultivarse en suelos profundos, todas las secuencias registraron balances de N más negativos respecto de los obtenidos en suelos someros. Esto se debió a los mayores rendimientos obtenidos y a una reposición de N que, si bien se incrementó respecto de la realizada en suelos someros (Figura 3.1), no alcanzó a cubrir las exigencias de los cultivos producidos en mejores suelos (Figura 3.2). Es decir, en esta situación, la mayor productividad (y rédito económico), se logró a expensas de la riqueza natural del suelo, con costos no contemplados en las herramientas económicas

convencionales y, por lo tanto, heredables para las generaciones futuras, situación discutida por otros autores en nuestro país (Flores & Sarandón, 2002; Zazo *et al.*, 2011).

En el nivel tecnológico alto, la secuencia colza/soja fue la de balance menos negativo, o sea, la que tuvo menor pérdida de N, ello se relacionaría con la menor respuesta de la colza a la fertilización respecto de los dos cereales. Mientras que la exportación de N aumentó entre 1 y 2 kg.ha<sup>-1</sup> por cada kg de N aplicado a la cebada o al trigo, en la colza esta respuesta fue de sólo 0,38 kg.ha<sup>-1</sup> por kg de N aplicado, de modo que mejoró sustancialmente el balance. Aún así fue el cultivo que más incrementó el aporte de N en el nivel tecnológico alto respecto del medio. En parte, esto se debe a que la colza tiene altos requerimientos de S (Grant & Bailey, 1993; Burzaco *et al.*, 2009; Norton, 2013; Grant, 2014; Canola Council of Canada, 2015), y los fertilizantes usuales de S también aportan N (aunque no fue particularmente considerado en este trabajo).

Debe considerarse, además, que la fertilización en el nivel tecnológico alto es realmente más necesaria, ya que en este modelo de producción no sólo la soja sino también los cultivos de invierno se implantan en siembra directa. Esto implica una menor mineralización de los rastrojos (Morón, 2001; Manso & Forján, 2012b) que determina la necesidad de suministro de nutrientes vía fertilización (sobre todo N), lo que tiene un alto costo energético.

La Tabla 3.1 muestra los balances de N para cada componente de la secuencia en los distintos modelos.

**Tabla 3.1:** Balance de NITRÓGENO (kg.ha<sup>-1</sup>) para cada cultivo de distintas secuencias de doble cultivo en dos ambientes agroecológicos y dos manejos tecnológicos en el Partido de Tres Arroyos (Buenos Aires, Argentina).

Secuencia		Nivel tecnológico medio			Nivel tecnológico alto		
		Ce/S	Co/S	Tr/S	Ce/S	Co/S	Tr/S
Suelos someros	Soja	-45,7	-43,5	-31,1	-39,2	-36,9	-27,6
	Antecesor	19,7	10,2	3,2	7,3	28,9	-1,4
Suelos profundos	Soja	-51,8	-49,5	-40,2	-45,2	-45,9	-36,6
	Antecesor	14,8	8,5	-9,0	7,9	38,4	-7,8

Referencias: Ce: cebada, Co: colza, Tr: trigo, S: soja.

Los balances para la soja fueron netamente deficitarios, y fueron, además, los responsables del balance negativo en cada una de las secuencias. La mayor reposición de N en todos los casos se hizo a través de la fertilización a los cultivos invernales, cuyos balances, en casi la totalidad de las situaciones, fueron positivos, con distintos grados de excesos. En la soja, la reposición de N fue principalmente vía fijación biológica, sólo en el

nivel tecnológico alto se devolvió parte del N extraído por medio de una fertilización de arranque a la siembra. Si bien es reconocida la extracción de N por parte de este cultivo, en general, su reposición por fertilización es nula o mínima (García, 2006). En principio, esto se debe a que la fertilización con N reduce su fijación biológica a través de la simbiosis (Salvagiotti *et al.*, 2008). Por otra parte, los productores no acostumbran fertilizar la soja porque la práctica no es rentable o porque no hay suficiente información (García, 2006), de esta manera se produce un deterioro progresivo del suelo que normalmente no es tomado en cuenta en las evaluaciones económicas clásicas (Flores & Sarandón, 2002, 2004; Zazo *et al.*, 2011).

En cebada y colza la reposición de N fue superior a la exportación resultando en balances positivos. Dejando de lado la posibilidad de desfases entre el o los momentos de la aplicación y la demanda de los cultivos, que generarían pérdidas de N del sistema, ciertamente estos excedentes, dada la alta movilidad del N en el suelo, es posible que terminen en algún sitio donde no es deseable: aguas superficiales, como arroyos que son numerosos en el Partido, o en profundidad, en la napa freática. Si bien Sasal *et al.* (2015) en Entre Ríos, encontraron que las mayores contaminaciones de las aguas con nutrientes provenientes de los sistemas agrícolas provienen de la mineralización de la materia orgánica del suelo, factor más difícil de controlar, cuando las dosis aplicadas de nutrientes son del orden del 30 y 40% superiores a las extraídas por los cultivos la parte de este exceso que termine como contaminante dependerá de la tasa de crecimiento del cultivo y de las condiciones ambientales (principalmente hídricas) al momento de la aplicación. También es posible que parte de este exceso pueda ser tomado por la soja en las etapas tempranas de su crecimiento, generando un efecto residual como una fertilización de arranque. Sin embargo, cuando se habla de la posibilidad de efecto residual de la fertilización con N, normalmente no se hace referencia (como en el caso del P o el S, que tienen menos movilidad en el suelo) a la aplicación de dosis que contemplen las necesidades de los dos cultivos de la secuencia. En este caso, se hace alusión al N que es utilizado por el cultivo de invierno para la formación de biomasa, restituído en el rastrojo, y cuya mineralización durante el ciclo del cultivo sucesor permite que sea aprovechado por éste (Salvagiotti *et al.*, 2008; Collino *et al.*, 2015). Cuando el sucesor es la soja, tiene la ventaja de que el contenido de N del suelo al implantarse el cultivo e iniciarse la relación simbiótica con los rizobios, es suficientemente bajo como para que pueda establecerse exitosamente y que cuando ésta declina, coincidentemente con la mayor demanda del cultivo, éste puede aprovechar el N proveniente de la mineralización de los rastrojos (Salvagiotti *et al.*, 2008; Collino *et al.*, 2015).

Entre los distintos cultivos, el trigo registró la situación más favorable, con menores variaciones, pasando de leves excesos a leves déficits mostrando mejores ajustes en las dosis aplicadas, lo cual podría relacionarse con la antigüedad de su cultivo en la zona. Esto no significó que la secuencia trigo/soja lograra buenos balances ya que fue prácticamente la más deficitaria (en suelos profundos y algo menos en suelos someros).

En este punto, sería necesario considerar opciones que mejoren el balance de nutrientes de ambos componentes de la rotación simultáneamente, ya que se registran efectos negativos contrapuestos en cada secuencia: el resultado global es un balance de N deficitario, pero mientras que en los cultivos de invierno (cebada y colza) se fertiliza en exceso, la soja no sería capaz de aprovechar este exceso por tratarse de un nutriente muy móvil que puede volatilizarse o lixiviarse y, a la vez, produce balances fuertemente negativos.

En pos de reducir, al menos, el costo energético de la fertilización en los cultivos de invierno se pueden considerar por lo menos dos opciones, no excluyentes. Una opción es la de incorporar N por otras vías, lo cual podría hacerse a través de una leguminosa que lo fije biológicamente ya sea antes de la siembra de los cultivos invernales como un cultivo de cobertura, o durante su ciclo, como un cultivo acompañante. Paralelamente, se pueden sembrar materiales genéticos que se caractericen por una mayor eficiencia en el uso del N. Existen actualmente algunos materiales que exhiben esta cualidad al menos entre las variedades de trigo (Rogers *et al.*, 1998; Tanoni & Cogliatti, 1998; Tanoni *et al.*, 1998;) y de colza (Chamorro *et al.*, 1998; Tamagno *et al.*, 2000; Chamorro *et al.*, 2004a, 2004b). Estas son alternativas válidas para mejorar conjuntamente diversas cuestiones relativas a la sustentabilidad de la producción ya que, si bien puntualmente se puede buscar la mejora del balance de N del suelo y de la eficiencia energética del cultivo, simultáneamente se mejoran otros aspectos relacionados con el incremento de la biodiversidad: mejoran propiedades físicas, biológicas y bioquímicas del suelo, contribuyen al manejo de malezas a través de la supresión, brindan fuentes de alimento alternativo a plagas o refugio a enemigos naturales contribuyendo al manejo de plagas, aportan carbono al sistema mejorando su balance, protegen el suelo como una cobertura viva reduciendo la erosión (Dinesh *et al.*, 2004; Ernst, 2004; Ruffo & Parsons, 2004; Tonitto *et al.*, 2006; Capurro *et al.*, 2010; Álvarez & Quiroga, 2012; Alessandria *et al.*, 2012; Hubbard *et al.*, 2013; Klein, 2013; Balota *et al.*, 2014; Flores & Sarandón, 2014; Varela *et al.*, 2014; Baigorria *et al.*, 2015; Pedraz *et al.*, 2015). En definitiva, la mayor biodiversidad fortalece las distintas funciones de los agroecosistemas permitiendo reducir el aporte de insumos externos.

La posibilidad de aportar no sólo el N sino otros nutrientes también a través de abonos orgánicos como estiércol líquido ha sido evaluada pero, debido a su relativamente baja

concentración de N, requiere del traslado de grandes cantidades del producto que reducen sensiblemente la eficiencia energética de la práctica (Rathke & Diepenbock, 2006). Sin embargo, en el caso que los establecimientos de producción fuesen mixtos, el estiércol podría considerarse un coproducto de la producción animal y no contabilizarse como un insumo para la agricultura, su aplicación requeriría también menos energía por un menor traslado lo cual mejoraría la eficiencia energética de la práctica a nivel del establecimiento y contribuiría al ciclaje de los nutrientes.

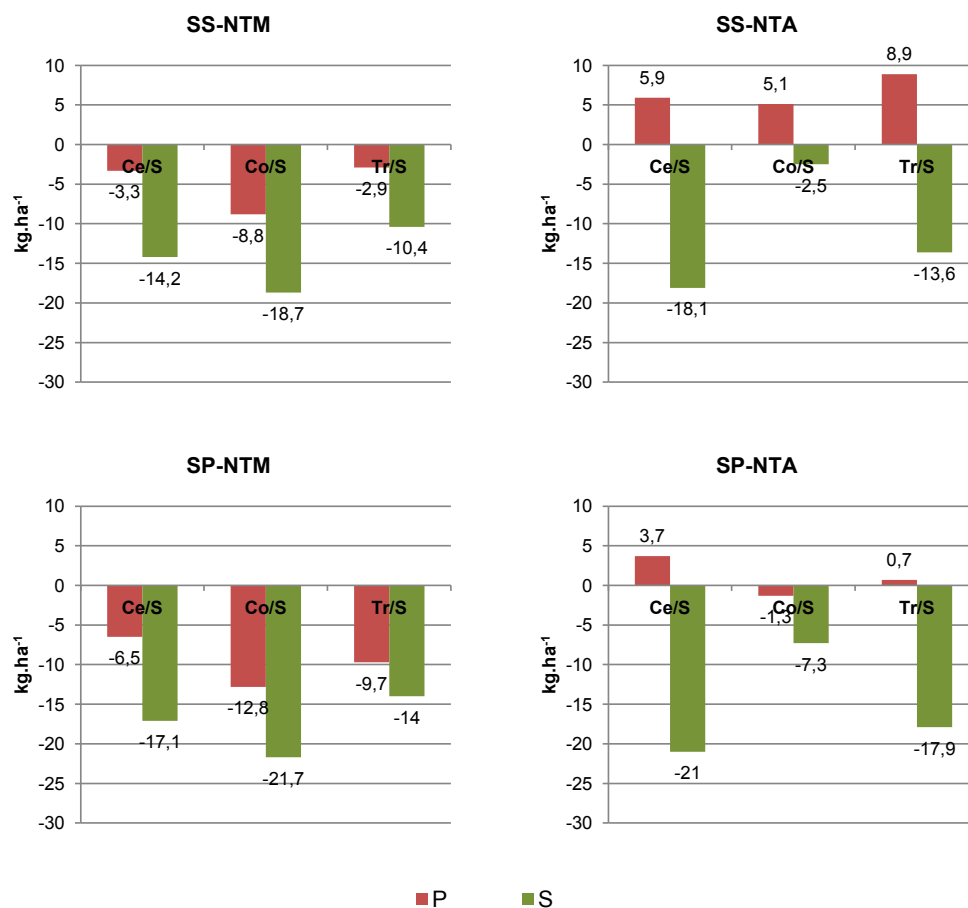
La posibilidad de mejorar el balance de N de la soja, como ya afirmaron Cordone & Martínez (2004), es un problema aún pendiente de resolver. Por el momento, se puede pensar en mejorar paulatinamente la provisión de materia orgánica y de nutrientes en los demás cultivos participantes de las secuencias agrícolas para mejorar la capacidad de resiliencia del sistema y reducir la frecuencia de soja dentro de la rotación. Es decir, este problema debe abordarse desde una visión más amplia que la del cultivo en sí, abordando el agroecosistema en su totalidad y tendiendo a su rediseño.

Al igual que el N, el P y el S son los otros nutrientes que, al menos en algunas situaciones fueron repuestos por fertilización. A diferencia del N, presentan menor movilidad en el suelo, por lo cual el manejo de la fertilización puede hacerse a través de los criterios de mantenimiento y construcción de la fertilidad, es decir, aplicando la misma o mayor cantidad de nutriente que se extrae. Por otro lado, no cuentan con la posibilidad, como el N, de ser provistos al sistema por fijación biológica, por lo que deben ser suministrados por medio de la fertilización. Sus balances se diferenciaron entre secuencias de cultivos, ambientes y modelos tecnológicos (Figura 3.9).

El **balance de P** fue deficitario cuando los cultivos se produjeron con la tecnología media, con un rango de -3 a -13 kg.ha<sup>-1</sup> para la secuencia completa. En los suelos profundos los mayores rendimientos determinaron mayores niveles de exportación. En los dos ambientes se diferenció claramente por su balance más negativo la secuencia colza/soja, compuesta por dos oleaginosas. Esto se debió, sin duda, a los mayores requerimientos de la colza en relación a todos los otros cultivos evaluados (Figura 3.3). Por otro lado, dentro de cada ambiente, la dosis de fertilizante aplicado fue igual para la colza y el trigo y algo mayor para la cebada, aunque esta última es la que lo requirió en menores cantidades en todas las condiciones de cultivo.

En los suelos someros, al elevarse el nivel tecnológico (que se tradujo en mayores dosis de fertilizante fosforado), se produjeron excesos (Figura 3.9), pero dado que el P no lixivia y tratándose de suelos naturalmente deficientes en P, este exceso contribuiría a mejorar la fertilidad de los suelos. En los suelos profundos, bajo la tecnología media, la

fertilización no compensó la exportación registrándose balances negativos, pero con la mayor tecnología los balances estuvieron cercanos a 0, al menos en las secuencias colza/soja y trigo/soja, con un ligero exceso en cebada/soja.



**Figura 3.9:** Balances de FÓSFORO y AZUFRE para tres secuencias de cultivos en Tres Arroyos (Buenos Aires, Argentina) en dos ambientes agroecológicos y dos manejos tecnológicos.

Referencias: Ambientes: SS: suelos someros, SP: suelos profundos. Manejos: NTM: nivel tecnológico medio, NTA: nivel tecnológico alto. Cultivos: Ce: cebada, Co: colza, Tr: trigo, S: soja.

Entre los cultivos, si bien la soja siempre hizo una menor exportación que sus antecesores (Figura 3.3), también fue el cultivo con menor reposición de P, por lo tanto, en los suelos someros, la soja fue el componente responsable del balance negativo de P de las tres secuencias producidas bajo el nivel tecnológico medio ya que la reposición en los cultivos invernales fue mayor a las necesidades en la cebada y el trigo y resultó en un balance neutro en la colza (Tabla 3.2).

Mientras que en la cebada, la alta dosis de fertilizante aplicado en relación a sus requerimientos, resultó en balances positivos en todas las situaciones de manejo o ambiente, en la colza o el trigo, ninguno de los manejos, ya sea el nivel tecnológico medio



como el alto, se adaptó a las mayores extracciones cuando se produjeron en suelos profundos, determinando balances negativos. Al respecto, Grant (2014) planteó el problema de la fitotoxicidad por la fertilización a la siembra cuando deben reponerse elevadas dosis de P y sugiere repartir la dosis total en dos aplicaciones, una parte de la manera habitual, y la otra anticipada, durante el barbecho y al voleo.

**Tabla 3.2:** Balance de FÓSFORO para cada cultivo de distintas secuencias de doble cultivo en dos ambientes agroecológicos y dos manejos tecnológicos en el Partido de Tres Arroyos (Buenos Aires, Argentina).

Secuencia		Nivel tecnológico medio			Nivel tecnológico alto		
		Ce/S	Co/S	Tr/S	Ce/S	Co/S	Tr/S
<b>Suelos someros</b>	<b>Soja</b>	-9,60	-9,00	-6,6	3,1	3,7	5,5
	<b>Antecesor</b>	6,3	0,2	3,7	2,8	1,4	3,5
<b>Suelos profundos</b>	<b>Soja</b>	-10,8	-10,2	-8,4	1,9	1,9	3,7
	<b>Antecesor</b>	4,3	-2,6	-1,3	1,8	-3,2	-3,0

Referencias: Ce: cebada, Co: colza, Tr: trigo, S: soja.

Desde una perspectiva agroecológica es posible el suministro de P a través de otros medios. Por ejemplo, Cerdá *et al.* (2014) en Benito Juárez (provincia de Buenos Aires) han logrado buenos resultados aplicando expeler de trigo, que contiene alrededor del 1,5% de P, y que por tratarse de un subproducto de la industria molinera, es abundante y accesible en la zona.

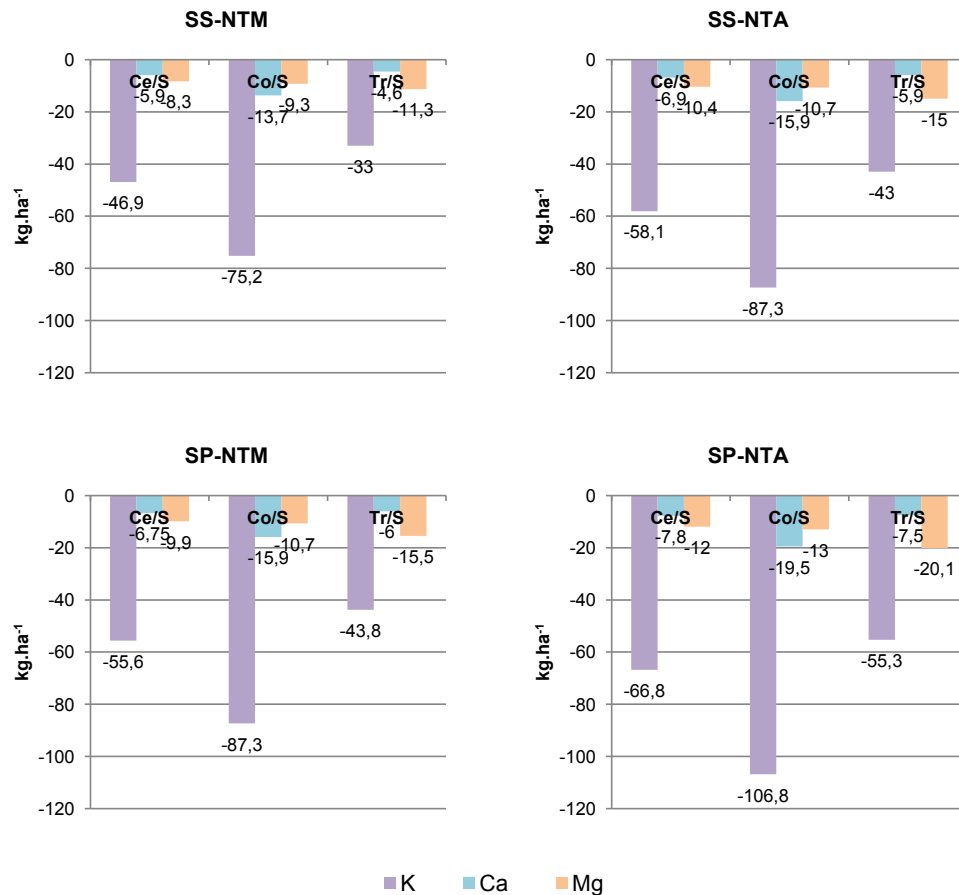
La soja es usualmente el cultivo menos fertilizado de la rotación (Fixen & García, 2006). La fertilización con N tiene problemas particulares por afectarse la fijación biológica del N, pero en el caso del P los problemas son diferentes. Por un lado, el umbral crítico por encima del cual se registra una respuesta económica es más bajo en soja que en trigo, lo cual motiva que se fertilice menos, y por eso aquellas zonas con monocultivo de soja los suelos se empobrecieron más (Rubio, 2011). Pero por otro lado, una característica particular de la producción agrícola en la región pampeana es la importante superficie cultivada por productores que no son los propietarios de la tierra. Se estima que ésta es mayor al 60% de la superficie agrícola, lo que trae problemas adicionales ya que la planificación de las actividades no se pacta entre las partes con el fin de mantener la capacidad productiva del suelo como base de la producción (Rubio, 2011). Fixen & García (2006) analizaron esta situación señalando que la soja ofrece un bajo aporte de carbono al sistema contribuyendo a la declinación de la materia orgánica del suelo y que, a menudo, los estudios demuestran que presenta una menor respuesta al P con respecto a otros cultivos. Por lo tanto, la producción de soja permite programas de manejo que utilicen el P del suelo, siendo más

provechoso en el corto plazo pero en el largo plazo afectan las características biológicas, físicas y químicas del suelo y, con el tiempo, hacen cada vez más difícil el lograr buenas rentabilidades con otros cultivos. De esta manera, el enfoque a corto plazo se encuentra atrapado en aún más producción de soja, resultando en una espiral descendente que declina la calidad del suelo, haciendo más difícil mejorar esta calidad a medida que pasa el tiempo. Estos autores plantearon como solución parcial a este dilema, la negociación de los acuerdos de arrendamiento donde las inversiones en productividad del suelo sean compartidas equitativamente por el propietario y el arrendatario ya que ambos pueden beneficiarse con una aproximación a más largo plazo.

Bajo la tecnología media ningún cultivo se fertilizó con S, por lo cual los **balances de S** se correspondieron exactamente con las extracciones de los cultivos que compusieron las secuencias, variando entre  $-5,4$  y  $-17,5$   $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ . Esto era esperable, hasta hace relativamente poco tiempo el S no era considerado localmente como un nutriente de importancia porque no se habían detectado deficiencias en los cultivos. Este panorama ha cambiado en los últimos 15 años a medida que se empezaron a detectar deficiencias y respuestas a la fertilización azufrada en distintos cultivos en la región pampeana (Gutiérrez Boem, 2010), pero aún no es una práctica difundida. Entre las secuencias, se destacaron colza/soja como la más extractiva y trigo/soja como la de menores requerimientos (Figura 3.4). Cuando las secuencias se produjeron con la tecnología alta, los balances se hicieron más deficitarios en cebada/soja y trigo /soja, pero no en colza/soja ya que la oleaginosa invernal se fertilizó, aunque no se lograron compensar las extracciones.

Los **balances de K, Ca y Mg** fueron negativos, y dado que no se aplicaron fertilizantes que aportasen estos nutrientes, se correspondieron con las exportaciones realizadas (Figura 3.10). Sumado al hecho particular de la pérdida específica de nutrientes, se debe mencionar que los suelos de las zonas templadas húmedas tienen la tendencia natural a incrementar su nivel de acidez, aunque en menor magnitud en relación a lo que se registra en zonas tropicales o subtropicales. La acidificación en áreas templadas se produce mayoritariamente por otras causas: la exportación de elementos básicos carentes de reposición natural (como K, Ca y Mg) a través de la agricultura sin reposición por fertilización; el uso de fertilizantes con alto índice de acidez (principalmente nitrogenados); en planteos de labranza convencional, por las mayores tasas de pérdida de la materia orgánica del suelo que libera protones ( $\text{H}^+$ ) (Vázquez, 2011). Los suelos de la región pampeana han sufrido un descenso de los contenidos de Ca y Mg que se manifiesta en disminuciones generalizadas del pH, que en algunas zonas alcanza valores inferiores a 6 (Cruzate & Casas, 2003). Entre las consecuencias químicas y biológicas de la acidificación de los suelos se puede mencionar la menor disponibilidad de algunos nutrientes como P y molibdeno, la reducción de la actividad

de microorganismos responsables de la nitrificación y la fijación biológica de N, y hasta la toxicidad de aluminio ( $Al^{3+}$ ) cuando el pH desciende por debajo de 5,5 (Vázquez, 2011). Es, por lo tanto, importante considerar la extracción diferencial de K, Ca y Mg de los cultivos a fin de planificar medidas preventivas o correctivas de la acidificación de los suelos, entre ellas, la selección de los cultivos que formarán parte de la rotación.



**Figura 3.10:** Balances de POTASIO, CALCIO y MAGNESIO para tres secuencias de cultivos en Tres Arroyos (Buenos Aires, Argentina) en dos ambientes agroecológicos y dos manejos tecnológicos.

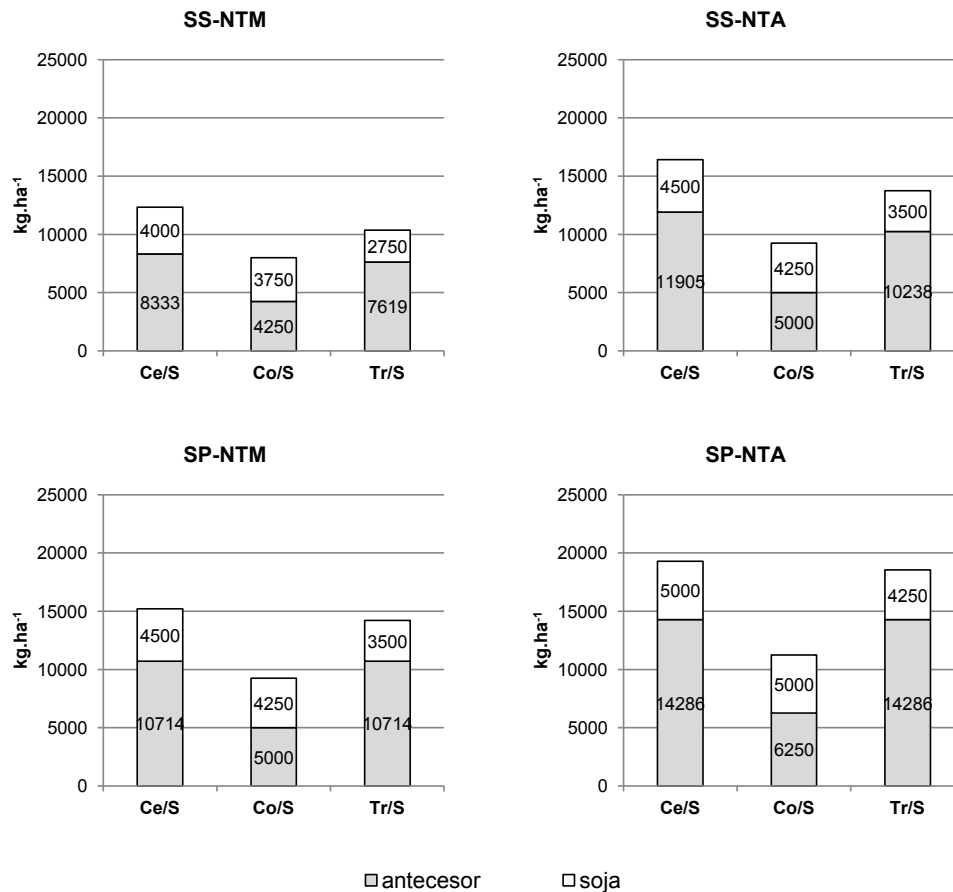
Referencias: Ambientes: SS: suelos someros, SP: suelos profundos. Manejos: NTM: nivel tecnológico medio, NTA: nivel tecnológico alto. Cultivos: Ce: cebada, Co: colza, Tr: trigo, S: soja.

### ***La producción de biomasa y el aporte de rastrojos de los cultivos y de las diferentes secuencias en los distintos modelos de producción.***

La producción total de biomasa aérea fue diferente entre cultivos, entre ambientes y entre niveles tecnológicos (Figura 3.11). Entre los cultivos, se diferenciaron claramente la soja y la colza por su baja producción con respecto a los dos cereales, hecho que se relacionaría con la composición química de sus granos y del rastrojo, y podría también estar

influenciado por la historia y adaptación de los cultivos a la zona. Tanto una mayor profundidad del suelo como una mayor aplicación de tecnología determinaron una mayor producción de biomasa aérea en todos los cultivos, pero el impacto fue mayor en los cereales que en las oleaginosas.

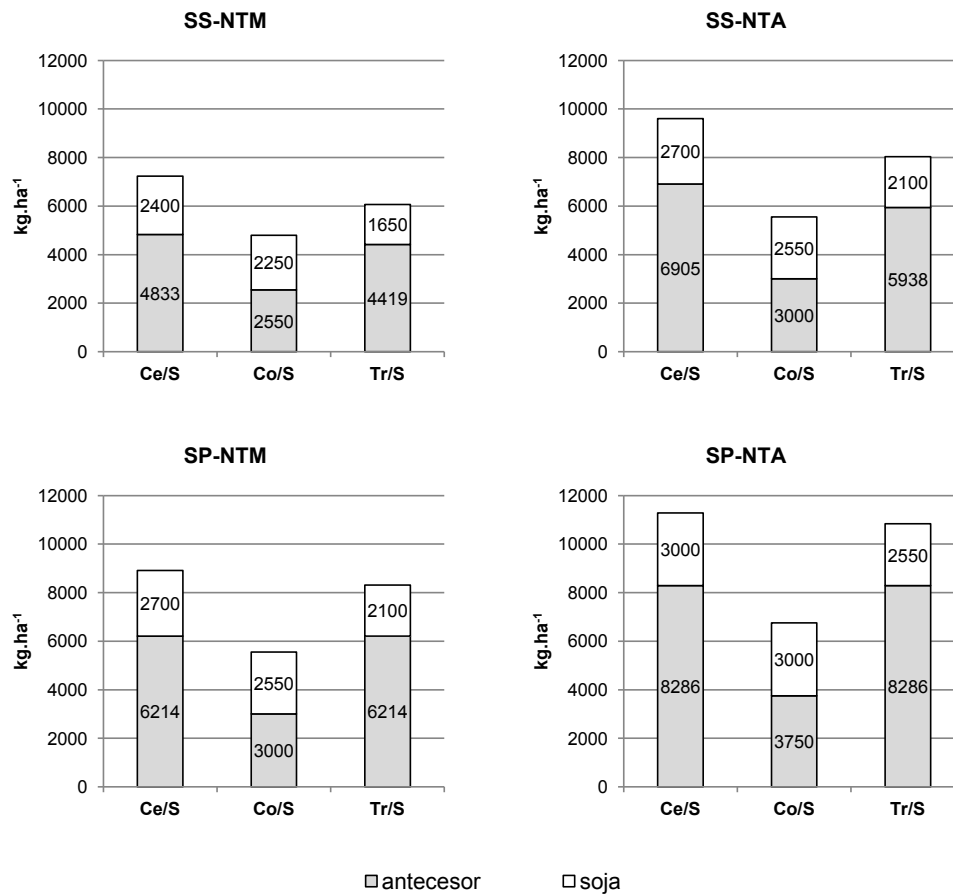
Las cantidades totales de biomasa aérea variaron entre 8000 y poco más de 19000 kg.ha<sup>-1</sup>, y en todas las situaciones los menores valores correspondieron a la secuencia colza/soja, y los mayores, a cebada/soja.



**Figura 3.11:** Producción de BIOMASA TOTAL AÉREA por los distintos cultivos componentes de tres secuencias de cultivos en Tres Arroyos (Buenos Aires, Argentina) en dos ambientes agroecológicos y dos manejos tecnológicos.

Referencias: Ambientes: SS: suelos someros, SP: suelos profundos. Manejos: NTM: nivel tecnológico medio, NTA: nivel tecnológico alto. Cultivos: Ce: cebada, Co: colza, Tr: trigo, S: soja.

En general, de la totalidad de la biomasa vegetal aérea, la cantidad de residuos retornados al suelo es el factor más importante en la dinámica de la materia orgánica (Domínguez *et al.*, 2006; Manso & Forján, 2012, Palm *et al.*, 2014) y ésta fue diferente entre secuencias de cultivos, ambientes y manejos tecnológicos (Figura 3.12).



**Figura 3.12:** Aporte de RASTROJO por los distintos cultivos componentes de tres secuencias de cultivos en Tres Arroyos (Buenos Aires, Argentina) en dos ambientes agroecológicos y dos manejos tecnológicos.

Referencias: Ambientes: SS: suelos someros, SP: suelos profundos. Manejos: NTM: nivel tecnológico medio, NTA: nivel tecnológico alto. Cultivos: Ce: cebada, Co: colza, Tr: trigo, S: soja.

La cantidad de rastrojo varió entre 4800 kg.ha<sup>-1</sup> y casi 11300 kg.ha<sup>-1</sup>. La secuencia que realizó el menor aporte de rastrojos en todas las condiciones de producción fue colza/soja. Los balances de carbono calculados en ensayos de larga duración en Tres Arroyos coinciden con estos resultados ya que las secuencias trigo/soja y cebada/soja lograron balances de carbono más favorables que colza/soja, no por registrar menores pérdidas de carbono del suelo como CO<sub>2</sub> sino por su mayor aporte de carbono a través de los rastrojos (Manso & Forján, 2012).

La producción de rastrojo se incrementó tanto con la mejora en el ambiente ecológico como por la aplicación de tecnología, y en ambos casos se observó una mayor respuesta en los cereales que en las oleaginosas. Así, mientras que la producción de rastrojo de la secuencia colza/soja producida con la tecnología media en suelos someros fue de 4800 kg.ha<sup>-1</sup>, en suelos profundos y con el modelo de tecnología alta alcanzó los 6750 kg.ha<sup>-1</sup>, las

secuencias que incluyeron cebada o trigo alcanzaron valores de 6000-9600 kg.ha<sup>-1</sup> y 8300-11300 kg.ha<sup>-1</sup> en suelos someros y profundos respectivamente. Por otro lado, la cebada registró una mayor respuesta a la mejor condición ecológica que a la tecnología, y en el caso del trigo fue a la inversa.

Por otra parte, cabe señalar que, en el nivel tecnológico alto, la implantación del cultivo invernal se hizo mediante siembra directa, mientras que en el nivel tecnológico medio la siembra se realizó con labranzas convencionales. La remoción del suelo favorece la descomposición de los rastrojos al mejorar el contacto biomasa vegetativa seca-suelo favoreciendo su mineralización y produce la ruptura de agregados dejando expuesta la materia orgánica más lábil y factible de perderse por erosión (Álvarez & Steinbach, 2010).

La mayor producción de rastrojo asociado a la mayor aplicación de tecnología, que incluye un mayor uso de fertilizantes, no sólo produce efectos directos sobre el rendimiento en el año de aplicación sino que, cuando se manejan los cultivos con una mejor restitución de los nutrientes, se producen efectos a más largo plazo: el mayor aporte de rastrojos ayuda a conservar la humedad y disminuye la temperatura en etapas críticas para los cultivos estivales, y se produce una interacción entre factores químicos, físicos y biológicos que crean un ambiente de mejor crecimiento (Ferraris *et al.*, 2010).

Las diferentes producciones de rastrojo entre las oleaginosas y las gramíneas, se amplificarían si se tomara en cuenta la producción de biomasa radical que en estas últimas, además de ser mayor (Dreccer, 1999; Bolinder *et al.*, 2007), por su morfología, tienen una mejor distribución en el perfil del suelo. Además, las raíces contribuyen más a la formación de materia orgánica humificada en el suelo que los residuos aéreos de los cultivos (Kätterer *et al.*, 2011) cumpliendo un rol más importante como pool de carbono, nutrientes y energía para la microfauna edáfica.

Sin embargo, la mayor producción de rastrojo (y de granos) no fue gratuita en ninguna situación. Mientras que cuando se debió a la mayor profundidad de los suelos tuvo la contrapartida de una mayor exportación neta de nutrientes provocando el empobrecimiento del capital natural, cuando se debió a un mayor aporte de fertilizantes se relacionó con un incremento en el costo energético de la producción de los cultivos. Mientras que en el primer caso el efecto negativo es eminentemente local, en el segundo es también local, pero principalmente global. Se plantea entonces, la necesidad de aplicar técnicas de producción que, paulatinamente, permitan reducir el aporte de insumos a través de una mayor eficiencia en su utilización pero fundamentalmente a través del fortalecimiento de los procesos ecológicos involucrados a partir del diseño de agroecosistemas más diversos. Con relación a la materia orgánica en particular, es imperativo aumentar el ciclaje de la misma, al igual

que de los nutrientes, por lo que el uso de cultivos de cobertura o cultivos acompañantes podrían contribuir a este fin (Ernst, 2004; Alessandria *et al.*, 2012; Álvarez & Quiroga, 2012; Klein, 2013).

Por otro lado, es reconocida la influencia de la calidad de los residuos evaluada a través de la relación C/N en su cinética de descomposición (Nicolardot *et al.*, 2001). La colza y la soja se caracterizan por rastrojos cuyas relaciones C/N son menores que las de los cereales (78 y 45 para colza y soja respectivamente). Cuando la relación C/N del rastrojo es alta, éste es suficientemente pobre en N como para interrumpir la descomposición en estados intermedios que regeneran en nuevas síntesis microbianas dando lugar a compuestos húmicos más estables (Morón, 2004; Romagnoli, 2004), el trigo y la cebada aportan rastrojos con estas características ya que la relación C/N de sus rastrojos es 109 y 102 respectivamente. Numerosos autores coinciden en que una mayor frecuencia de cultivos de gramíneas en la rotación o una menor frecuencia de oleaginosas (en particular, soja), resultan en una menor caída de la materia orgánica en el mediano a largo plazo (Domínguez *et al.*, 2006; Manso & Forján, 2012; Domínguez & Studdert, 2015; Duval *et al.*, 2015).

Todo lo anterior indicaría que la secuencia colza/soja, sobre todo producida en suelos someros con la tecnología media, es la que produciría en el mediano a largo plazo las mayores caídas de materia orgánica del suelo.

### ***Las secuencias de cultivos, los modelos de producción y el suelo***

Los distintos cultivos tienen características fisiológicas y nutricionales propias de modo que los balances de nutrientes de las diferentes secuencias, y los aportes de materia orgánica a través de los rastrojos difirieron entre las diversas situaciones evaluadas.

Las mejores condiciones de suelo redundaron en mayores rendimientos y en mayor producción de residuos en todas las secuencias. Pero al mismo tiempo, y aunque en todos los casos la restitución de nutrientes a través de la fertilización se incrementó, ésta no fue suficiente para satisfacer las necesidades de cultivos más productivos (y extractivos) por lo que los balances de nutrientes, en general, se hicieron negativos.

Un nivel tecnológico más alto redundó también en mayores rendimientos y mayores producciones de rastrojos. La elevación del nivel tecnológico implicó una mayor restitución de nutrientes, pero sólo en el caso del P las dosis se ajustaron mejor a los mayores requerimientos de los cultivos lográndose balances más favorables. Para los demás nutrientes, en general, los balances se hicieron más negativos. Y además, esta aplicación de fertilizantes implicó un mayor costo energético de la producción que determinó una

menor eficiencia energética de las distintas secuencias (Capítulo 2) registrándose, por lo tanto, una relación de conflicto entre estos dos efectos de la tecnología.

Al mismo tiempo, al interior de las secuencias se registraron situaciones de sostenibilidad también conflictivas: en todos los casos en que se aumentaron las dosis de fertilizante nitrogenado, se hizo en los cultivos invernales que generaron excesos en los mismos y dado que el balance negativo de soja no llegó a equilibrarlos, se podría registrar una posible externalidad (no evaluada) asociada al exceso de un nutriente altamente móvil, fácilmente lixiviable con importantes consecuencias ambientales, por ejemplo, contaminación de cuerpos de agua.

Un estudio de Krüger *et al.* (2013) señala a la degradación de los suelos y la escasa reposición de nutrientes del suelo como algunos de los problemas de mayor relevancia desde el punto de vista de la sustentabilidad en los sistemas productivos del área centro sur de la provincia de Buenos Aires, particularmente en la sub área que incluye el Partido de Tres Arroyos. En este marco, las secuencias de doble cultivo bajo estudio, contribuyen a mantener o agudizar esta problemática, en distintos grados, en las dos zonas agroecológicas y bajo las dos formas de manejo analizadas. Como se mencionó, sólo el P, en algunas situaciones, registró balances neutros o levemente positivos, pero todos los nutrientes, aún aquellos que se repusieron por fertilización o por fijación biológica, registraron balances negativos. Esto, en el mediano a largo plazo, reduce la productividad de los cultivos lo cual acarrea una merma de la producción de biomasa y restitución de rastrojos reduciendo el contenido de materia orgánica del suelo con todas las consecuencias que conlleva. En definitiva, deteriora el capital natural en el que se basa la producción agrícola.

Adicionalmente, hoy se habla de la exportación de “suelo virtual” como aquellos nutrientes que se comercializan entre países, contenidos en los productos de cosecha y que no son contemplados en el precio de los mismos (Pengue, 2010; 2012; 2015). La Argentina se encuentra entre los países que hacen mayor exportación de nutrientes (Pengue, 2015) debido, precisamente, a la explotación del capital natural que se viene realizando ya que se reponen de manera insuficiente y el balance negativo de los nutrientes en el suelo no es asumido como un costo de producción. Con relación a esto, de los cultivos analizados, sólo la cebada y parte del trigo serían consumidos en el país, mientras que la soja se exporta casi en su totalidad y la colza es un cultivo potencialmente de exportación. De esta manera, los nutrientes extraídos de nuestros suelos, adquiridos a bajo costo, son aprovechados, por los compradores de nuestros productos pero hipotecando los recursos naturales para las futuras generaciones, en particular, del Partido de Tres Arroyos.



Numerosos autores han señalado también a la concepción económica moderna de la producción agrícola como la responsable de este problema (Yurjevic, 1993, Flores & Sarandón, 2002; Sarandón, 2002; Flores & Sarandón, 2008, Pengue, 2010; Zazo *et al.*, 2011; Flores & Sarandón, 2014). Bajo esa perspectiva, la forma generalizada de analizar las diferentes alternativas productivas es el cálculo costo-beneficio, principal herramienta metodológica de la economía neoclásica, que no reconoce al medio ambiente como un bien económico y, por lo tanto, no lo incorpora en el análisis. En consecuencia, considera factible el aumento de la productividad a expensas del deterioro de los recursos naturales, contabilizándolo como un aumento de los ingresos, aunque en realidad, se esté destruyendo el capital natural (Yurjevic, 1993; Pengue, 2010). El análisis costo-beneficio sólo toma en cuenta las propiedades cuantitativas monetizables y una sola perspectiva de evaluación (Castells & Munda, 1999; Pengue, 2010) conduciendo a una separación entre los problemas ecológicos y la eficiencia económica, por lo que decisiones económicamente racionales pueden ser, a su vez, ecológicamente insustentables (Rees & Wackemagel, 1999) generando externalidades y/o deterioro de los propios recursos productivos. Con el mismo marco teórico que la Economía Neoclásica, la Economía de los recursos naturales, y la Economía ambiental tienen como objetivo estimar los costos ocultos y externalidades asociadas a las distintas actividades humanas. Es probable que, si el productor o la empresa incluyeran los costos de las externalidades que generan dentro sus costos de producción, estos fuesen mayores a sus ingresos resultando en rentabilidades negativas.

Entre las secuencias de cultivos, en términos generales, la de mejor comportamiento fue cebada/soja, caracterizada por balances de nutrientes menos negativos y mayores aportes de rastrojos, de mejor calidad para la generación de materia orgánica humificada. Por su parte, colza/soja fue la que realizó las mayores exportaciones netas de nutrientes (salvo excepciones como el caso del S en el modelo de tecnología alta) y fue la que registró la menor producción de rastrojos que, además, fueron de menor relación C/N y por lo tanto, favorables a su rápida descomposición en detrimento de la producción de materia orgánica estable en el suelo. La secuencia trigo/soja se asemejó más a cebada/soja que a colza/soja.

Frente a estos resultados cabe preguntarse cuál será el futuro respecto de la tendencia en la difusión de los distintos cultivos, ya que la experiencia muestra que la rentabilidad ha sido la principal guía en este aspecto. Si las condiciones de mercado favorecieran a la secuencia colza/soja, el conocimiento *a priori* de sus efectos negativos sobre el balance de nutrientes y el ciclo de la materia orgánica, da la posibilidad de generar políticas o, al menos, actividades de extensión que tiendan a reducirlos. Por ejemplo, promover su producción dentro de planteos de rotaciones que incluyan cultivos como el maíz o el sorgo que hacen un importante aporte de materia orgánica a través de sus

rastrajos, con una relación C/N alta que favorece la formación de compuestos orgánicos más estables en el suelo. También deberían promoverse esquemas de manejo de la nutrición mineral que aprovechen el potencial de la fijación biológica de N y el efecto residual de la fertilización con nutrientes menos móviles y la necesidad de ajustar mejor las dosis y/o momentos o formas de aplicación a los requerimientos de los cultivos en cada situación particular, analizar y prever la posible acidificación de los suelos relacionados con la alta extracción de bases de la soja y de la colza. Y finalmente, orientar la difusión de los cultivos en las áreas agroecológicas y con la tecnología de menor impacto y desalentarla en las condiciones de mayor impacto.

#### 4- Comentarios finales

Confirmando la primera hipótesis general se verificó que, para la mayoría de los nutrientes, los balances fueron deficitarios en distinto grado, lo cual fue más evidente aún cuando no fueron restituidos mediante la fertilización, pero también en muchos casos en que fueron incorporados con los fertilizantes. La respuesta fue diferente según los nutrientes analizados, de acuerdo a las secuencias, los niveles tecnológicos y la calidad de los suelos.

La secuencia colza/soja fue la más deficitaria en K y Ca en todos los casos. También lo fue para el S y el P cuando se manejó con la tecnología media a pesar de que se fertilizó con P, y para el N en los suelos someros con tecnología media. En los casos donde se usó un nivel tecnológico alto, la secuencia colza/soja fue menos deficitaria o mostró superávit como en el caso del P en los suelos someros.

Con niveles más altos de aplicación de tecnología, en que se incrementaron los rendimientos, se produjeron balances más deficitarios para casi todas las secuencias, particularmente en K, Ca y Mg y S, excepto para colza/soja en relación este último nutriente. El P incorporado por fertilización compensó en gran medida la cantidad cosechada y es así que con nivel tecnológico alto se registraron balances positivos o casi equilibrados para las tres secuencias. El comportamiento del N fue dispar, en la secuencia colza/soja su balance fue el menos negativo en ambos tipos de suelo con nivel tecnológico alto, en cambio, cebada/soja fue más deficitaria con mayor tecnología. El caso de la secuencia trigo/soja resultó muy diferente, tuvo un balance más deficitario en el nivel tecnológico alto que el medio cuando se produjo en suelos someros, pero a la inversa cuando se cultivó en suelos profundos.

Los datos presentados corroboraron que, en los suelos profundos, la remoción de todos los nutrientes fue mayor para todas las secuencias y los dos niveles de tecnología,

resultando en balances más deficitarios ocasionados particularmente por los mejores rendimientos obtenidos.

Se confirmó la última hipótesis puesto que ante la obtención de mayores rendimientos en grano se logró más producción de material vegetativo en todas las especies, por lo que en todas las secuencias, con mayor nivel de tecnología y en suelos profundos se logró mayor aporte de rastrojos; como era de esperar la secuencia colza/soja fue la que hizo el menor aporte de materia orgánica en relación a cebada/soja y trigo/soja.

Estas comprobaciones permiten apreciar:

- la alta exportación de nutrientes que realiza la secuencia colza/soja,
- que la aplicación de una mayor tecnología no siempre permite cubrir los requerimientos de los cultivos involucrados presentándose déficit en muchos casos o secuencias aún cuando se fertilizó,
- que los nutrientes que no son incorporados mediante fertilización presentan permanentes pérdidas en cualquier caso,
- que los suelos más fértiles son propensos a perder mayor cantidad de nutrientes,
- que cada nutriente evidencia un comportamiento particular según la secuencia, el nivel de tecnología y las características de los suelos por lo que la elección de alguna de ellas debe hacerse para cada caso específico y actuar según los requerimientos de los cultivos involucrados para evitar graves pérdidas en el futuro.
- que la incorporación de gramíneas con abundante macollaje en las secuencias de cultivo lleva a obtener una mayor cantidad de rastrojos.

## 5- Bibliografía

Abbona EA & SJ Sarandón (2013) Cambios en los flujos de nutrientes a escala regional y global y su vinculación con los conceptos de Demografía, Comercio Internacional y Desarrollo. Actas de las VIII Jornadas Interdisciplinarias de Estudios Agrarios y Agroindustriales. Buenos Aires. pp 1-20

Alessandría E, M Arborno, H Leguía, L Pietrarelli, JV Sánchez & JL Zamar (ex Aequo) (2012). Introducción de cultivos de cobertura en agroecosistemas extensivos de la región central de Córdoba. En: Contribución de los cultivos de cobertura a la sustentabilidad de los sistemas de producción. C Álvarez, A Quiroga, D Santos & M Bodrero (Ed). Ediciones INTA. La Pampa, Argentina. pp 128-137.

Altieri M & CI Nicholls (2006). Optimizando el manejo agroecológico de plagas a través de la salud del suelo. *Agroecología* 1:29-36.

- Altieri M & CI Nicholls (2007). Conversión agroecológica de sistemas convencionales de producción: teoría, estrategias y evaluación. *Ecosistemas* 16:3-12.
- Altieri MA (1999). The ecological role of biodiversity in agroecosystems. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 74:19-31.
- Álvarez C & A Quiroga (2012). Avances en aportes de los cultivos de cobertura en la región agrícola Argentina. En: Contribución de los cultivos de cobertura a la sustentabilidad de los sistemas de producción. C Álvarez, A Quiroga, D Santos & M Bodrero (Ed) Ediciones INTA. La Pampa, Argentina. pp 188-195.
- Álvarez R & HS Steinbach (2010). Efecto del uso agrícola sobre el nivel de material orgánica. En: Fertilidad de suelos. Caracterización y manejo en la región pampeana. R Álvarez, G Rubio, CR Álvarez & R Lavado (Ed). Editorial de la Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires. Buenos Aires, Argentina. pp 181-202.
- Álvarez R (2001). Estimation of carbon losses by cultivation from soils of the Argentine Pampa using the Century Model. *Soil Use and Management* 17:62-66.
- Andriulo AE & A Irizar (2012). La materia orgánica como indicador base de calidad de suelo. Actas del XIX Congreso Latinoamericano de la Ciencia del Suelo, XXIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Mar del Plata, Argentina. pp 1-6.
- Baigorri HEJ, H Echeverría, H Fontanetto, C Galarza, S Gambaudo, FO García & R Melgar (1997). Fertilidad y fertilización. En: El cultivo de la soja en Argentina. LM Giorda & HEJ Baigorri (Ed) Editar, Córdoba, Argentina. pp 203-210.
- Baigorria T, C Alvarez, C Cazorla, P Belluccini, B Aimetta, V Pegoraro, M Boccolini, V Faggioli & D Tuesca (2015). Cultivos de cobertura: una alternativa sustentable para el control de malezas. Actas del XXII Congreso Latinoamericano de Malezas – ALAM, I Congreso Argentino de Malezas – ASACIM, Buenos Aires, pp 208.
- Balota EL, A Calegari, AS Nakatani & MS Koyne (2014). Benefits of winter cover crops and no-tillage for microbial parameters in a Brazilian Oxisol: A long-term study. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 197:31-40.
- Bassi JE & AA Grasso (2015). Ley de fertilizantes para la conservación y el mejoramiento de la fertilidad de los suelos argentinos de uso agropecuario. Actas del Simposio Fertilidad 2015, Rosario, pp 44-48.
- Belcher KW, MM Boehm & ME Fulton (2004). Agroecosystem sustainability: a system simulation model approach. *Agricultural Systems* 79:225-241.
- Berardo A (2004). Manejo de la fertilización en una agricultura sustentable. *Informaciones Agronómicas del Cono Sur (INPOFOS)* 23:23-25.
- Bindraban PS, JJ Stoorvogel, DM Jansen, J Vlaming & JJR Groot (2000). Land quality indicators for sustainable land management: proposed method for yield gap and soil nutrient balance. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 81:103–112.
- Bolinder MA, HH Janzen, EG Gregorich, DA Angers & AJ VandenBygaart (2007) An approach for estimating net primary productivity and annual carbon inputs to soil for common agricultural crops in Canada. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 118: 29–42
- Burzaco JP, IA Ciampitti & FO García (2009). Mejores prácticas de manejo para la nutrición del cultivo de colza-canola: una revisión. *Archivo Agronómico* N°13, IPNI:1-8.
- Calzolari C, F Ungaroa, N Filippi, M Guermandi, F Malucelli, N Marchi, F Staffilani & P Tarocco (2016). A methodological framework to assess the multiple contributions of soils to ecosystem services delivery at regional scale. *Geoderma* 261:190-203.

- Cano J, O Ernst & F García (2006). Balance aparente de fósforo en rotaciones agrícolas del litoral oeste del Uruguay. *Informaciones Agronómicas del Cono Sur (INPOFOS)* 32:8-11.
- Cano PB, SI Portela & SM Cabrini (2017). Costo Ambiental Asociado a los Balances de Nitrógeno y Fósforo en Empresas Agrícolas de Pergamino. 2da Edición RTA 10:42-45. Disponible en: <http://en.calameo.com/books/00461259431d1211807b4>. Último acceso: octubre de 2017.
- Canola Council of Canada (2015). Crop nutrition. Disponible en: <http://www.canolacouncil.org/canola-encyclopedia/crop-nutrition/crop-nutrition/>. Último acceso: septiembre de 2015.
- Capurro J, J Surjack, J Andriani, MJ Dickie & MC González (2010). Evaluación de distintas especies de cultivos de cobertura en secuencias soja-soja en el área sur de la provincia de Santa Fe. *Informaciones Agronómicas del Cono Sur (IPNI)* 47:13-15.
- Carreño L, FC Frank & EF Viglizzo (2012). Tradeoffs between economic and ecosystem services in Argentina during 50 years of land-use change. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 154:68-77.
- Casas R (2006). Preservar la calidad y salud de los suelos: una oportunidad para la Argentina. *Academia Nacional de Agronomía y Veterinaria, Anales Tomo LX:37-58*.
- Casas R (2007a). Evaluación de la calidad y productividad de la tierra. Actas de las XXVI Jornadas tributarias CGCE, Mar del Plata, Argentina. pp 1-6. Disponible en: <http://www.actualidadimpositiva.com/especiales/jornadas07/dr.robertoCasa.htm> Último acceso: julio de 2015.
- Casas R (2007b). Principales efectos de la intensificación y expansión de la agricultura sobre la salud de los suelos. *Academia Nacional de Agronomía y Veterinaria, Anales Tomo LXI:73-81*.
- Castells N & G Munda (1999). International environmental issues: Towards new integrative assessment. En: *Valuation and environment*. M. O'Connor & C Sphash (Ed.). Edward Elgar, UK. pp 309-327
- Cerdá EO, SJ Sarandón & CC Flores (2014). El caso de "La Aurora". Un ejemplo de aplicación del enfoque agroecológico en sistemas extensivos del sudeste de la provincia de Buenos Aires, Benito Juárez, Argentina. En: *Agroecología: bases teóricas para el diseño y manejo de agroecosistemas sustentables*. S Sarandón & C Flores (Ed.). Editorial de la Universidad de La Plata. Argentina. pp 16:437-463. Disponible en: <http://sedici.unlp.edu.ar/handle/10915/37280>. Último acceso: marzo de 2015.
- CETIOM (1995). Colza de printemps. Brochure technique. 4pp
- Chamorro AM, LN Tamagno, SJ Sarandón, C Apella & F Corriés (2004b) Eficiencia de uso del nitrógeno en colza canola. Su relación con el cultivar y la disponibilidad de N. XXV Reunión Argentina de Fisiología Vegetal. Actas de Resúmenes de la XXV RAFV, Santa Rosa, La Pampa pp189.
- Chamorro AM, LN Tamagno, VG Petruccelli, R Bezus, RD Signorio & SJ Sarandón (1998) Diferencias en el ritmo de acumulación y partición de la materia seca y eficiencia de uso del nitrógeno en colza-canola (*Brassica napus* L. ssp *oleifera* forma *annua*) asociadas al cultivar. Actas de la III Reunión Nacional de Oleaginosos, Bahía Blanca, Buenos Aires, pp 207-208.
- Chamorro AM, VG Petruccelli, LN Tamagno & R Bezus (2004a) Alternativas de manejo en colza para mejorar la EUN y reducir los riesgos de contaminación. Actas del XIX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Paraná, Entre Ríos (Publicado en CD) pp 1-10.
- Ciampitti IA & FO García (2007). Requerimientos nutricionales. Absorción y extracción de macronutrientes y nutrientes secundarios. I. Cereales, oleaginosos e industriales. *Archivo agronómico N°11. Informaciones Agronómicas del Cono Sur (INPOFOS)* 33:13-16.

- Ciampitti IA & FO García (2008). Balance y eficiencia de uso de los nutrientes en sistemas agrícolas. *Revista Horizonte A* 18:22-28.
- Collino D, F Salvagiotti, A Peticari, C Piccinetti, G Ovando, S Urquiaga & RW Racca (2015). Biological nitrogen fixation in soybean in Argentina: relationship with crop, soil, and meteorological factors. *Plant and Soil* 392:239-252.
- Constanza R & HE Daly (1992). Natural capital and sustainable development. *Conservation Biology* 6:37-46.
- Cordone G & F Martínez (2004). El monocultivo de soja y el déficit de nitrógeno. *Informaciones Agronómicas del Cono Sur (INPOFOS)* 24:1-4.
- Cordone G & M Trossero (2012). Costo oculto privado y social del sistema productivo. La degradación del suelo pampeano. *Informaciones Agronómicas de Hispanoamérica (IPNI)* 7:2-5.
- Cordone G (2012). La Argentina sólo repone el 37% de los nutrientes del suelo. Disponible en: [www.pregonagropecuario.com](http://www.pregonagropecuario.com) Último acceso: marzo de 2015.
- Cruzate GA & R Casas (2003). Balance de nutrientes. *Revista Fertilizar. Número Especial Sostenibilidad*. Año 8:7-13.
- Cruzate GA & R Casas (2009). Extracción de nutrientes en la Agricultura Argentina. *Informaciones Agronómicas del Cono Sur (IPNI)* 44:21-26.
- Dinesh R, MA Suryanarayana, S Ghoshal Chaudhuri & TE Sheeja (2004). Long-term influence of leguminous cover crops on the biochemical properties of a sandy clay loam Fluventic Sulfaquent in a humid tropical region of India. *Soil and Tillage Research* 77:69-77.
- Dominati E., M Patterson & A Mackay (2010). A framework for classifying and quantifying the natural capital and ecosystem services of soils. *Ecological Economics* 69: 1858-1868. 2010.
- Domínguez GF & GA Studdert (2015). Balance de C en el SE bonaerense: el rol de los sistemas de cultivo. En: *Impacto de los sistemas actuales de cultivo sobre las propiedades químicas del suelo: efectos sobre los balances de carbono*. E de Sá Pereira, G Minoldo & JA Galantini (Ed). Ediciones INTA. Coronel Suárez, Buenos Aires. pp 45-50.
- Domínguez GF, GA Studdert & HE Echeverría (2006). Propiedades del suelo: efectos de las prácticas de manejo. En: *Fertilidad de suelos y fertilización de cultivos*. HE Echeverría & FO García (Ed.) Editorial INTA, Buenos Aires, Argentina. pp 207-229.
- Domínguez GF, GA Studdert, HE Echeverría & FH Andrade (2001). Sistemas de cultivo y nutrición nitrogenada de maíz. *Ciencia del Suelo* 19: 47-56.
- Domínguez GF, NV Diovisalvi, GA Studdert & MG Monterubbianesi (2009). Soil organic C and N fractions under continuous cropping with contrasting tillage systems on Mollisols of the southeastern Pampas. *Soil and Tillage Research* 102:93-100.
- Dreccer MF (1999). Radiation and nitrogen use in wheat and oilseed rape crops. Tesis doctoral. Wageningen Universiteit, Wageningen, Países Bajos. 134 pp.
- Dumanski J & C Pieri (2000). Land quality indicators: research plan. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 81:93-102.
- Dung NV, TD Vien, NT Lam, TM Tuong & G Cadisch (2008). Analysis of the sustainability within the composite swidden agroecosystem in northern Vietnam. 1. Partial nutrient balances and recovery times of upland fields. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 128:37-51.
- Duval M, JM Martínez, J Iglesias, JA Galantini & L Wall (2015). Secuencia de cultivos y su efecto sobre las fracciones orgánicas del suelo. En: *Impacto de los sistemas actuales de cultivo sobre las propiedades químicas del suelo: efectos sobre los balances de carbono*. E de Sá Pereira, G Minoldo & JA Galantini (Ed). Ediciones INTA. Coronel Suárez, Buenos Aires. pp 51-55.

- Eiza MJ, N Fioriti, GA Studdert & HE Echeverría (2005). Fracciones de carbono orgánico en la capa arable: efecto de los sistemas de cultivo y de la fertilización nitrogenada. *Ciencia del Suelo* 23:59-68.
- Ernst O (2004). Leguminosas como cultivo de cobertura. *Informaciones Agronómicas del Cono Sur (INPOFOS)* 21:16-21.
- Fabrizzi KP, FO García, JL Costa & LI Picone (2005). Soil water dynamics, physical properties and corn and wheat responses to minimum and no-tillage systems in the southern Pampas of Argentina. *Soil and Tillage Research* 81: 57-69.
- FAO (2002). Organización de las Naciones Unidas para la agricultura y la alimentación. Captura de carbono en los suelos para un mejor manejo de la tierra. Informe sobre recursos mundiales de suelos 96. Roma. 65pp. Disponible en: <ftp://ftp.fao.org/docrep/fao/004/y2779S/y2779s00.pdf> Último acceso: mayo de 2014.
- FAO (2015). La importancia de los cultivos de cobertura en la Agricultura de Conservación. Disponible en: <http://www.fao.org/ag/ca/es/2a.html> Último acceso: junio de 2015.
- Felipe-Morales B C (2002). Manejo agroecológico del suelo en sistemas andinos. En: *Agroecología. El camino hacia una agricultura sustentable*. SJ Sarandón (Ed.) Ediciones Científicas Americanas. La Plata. Argentina. pp 233-248.
- Ferrari M (2010). ¿Nuestros actuales sistemas de producción agrícola son ambientalmente sustentables? *Informaciones Agronómicas del Cono Sur (IPNI)* 48:6-10.
- Ferraris G (2005). Fertilización del cultivo de soja. Disponible en: <http://www.elsitioagricola.com/articulos/ferraris/Fertilizacion%20del%20Cultivo%20de%20Soja.asp> Último acceso: octubre de 2009.
- Ferraris G, L Couretot, M Torbio & R Falconi (2010). Efectos de diferentes estrategias de fertilización sobre los rendimientos, el balance de nutrientes y su disponibilidad en los suelos. *Informaciones Agronómicas del Cono Sur (IPNI)* 45:16-21.
- Fixen P & FO García (2006). Decisiones efectivas en el manejo de nutrientes... mirando más allá de la próxima cosecha. *Informaciones Agronómicas del Cono Sur (INPOFOS)* 32:1-7.
- Flores CC & SJ Sarandón (2002). ¿Racionalidad económica versus sustentabilidad ecológica? El ejemplo del costo oculto de la pérdida de fertilidad del suelo durante el proceso de agriculturización en la región pampeana argentina. *Revista de la Facultad de Agronomía, La Plata* 105:52-67.
- Flores CC & SJ Sarandón (2003). El manejo sustentable de los nutrientes del suelo y su incompatibilidad con la visión económica convencional: el caso de Tres Arroyos, Argentina. *Actas del I Congresso Brasileiro de Agroecologia, IV Seminário Internacional sobre Agroecologia, V Seminário Estadual sobre Agroecologia, Porto Alegre, Brasil (Publicado en CD) PP 1-4*.
- Flores CC & SJ Sarandón (2004). Limitations of neoclassical economics for evaluating sustainability of agricultural systems: comparing organic and conventional systems. *Journal of Sustainable Agriculture* 24:77-91.
- Flores CC & SJ Sarandón (2008). ¿Pueden los cambios tecnológicos basados en el análisis costo-beneficio cumplir con las metas de la sustentabilidad? Análisis de un caso de la región de Tres Arroyos. Argentina. *Revista Brasileira de Agroecologia* 3:55-66.
- Flores CC & SJ Sarandón (2014). Manejo de la biodiversidad en agroecosistemas. En: *Agroecología: bases teóricas para el diseño y manejo de agroecosistemas sustentables*. S. Sarandón & C Flores (Ed.). Editorial de la Universidad de La Plata. Argentina. pp 342-373. Disponible en: <http://sedici.unlp.edu.ar/handle/10915/37280>. Último acceso: marzo de 2015.

- Forján H & L Manso (2012). Los nutrientes. En: Rotaciones y secuencias de cultivos en la región mixta cerealera del centro sur bonaerense. 30 años de experiencias. H Forján & L Manso (Ed). Ediciones Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. Tres Arroyos, Argentina. pp 35-39.
- Forján H & L Manso (2013). La superficie sembrada con cultivos de verano en la región. Estimación de la campaña 2012/13. En: Actualización en cultivos de cosecha gruesa 2012/13 JD Yagüez, H Forján & Z López (Ed). Ediciones Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. Tres Arroyos, Argentina. pp 6-8.
- Forján H (2003). Balance de nutrientes en sistemas agrícolas. AgroBarrow, septiembre de 2003:17-19.
- Forján H, L Iriarte & M Borda (2005). Siembra de cultivos de "segunda" sobre distintos antecesores de cosecha fina. INTA Chacra Experimental Integrada Barrow. Disponible en: <http://www.inta.gov.ar/info/informacion.htm> Último acceso: octubre de 2006.
- Forján HJ, ML Manso & M Zamora (2012). Evolución del contenido de materia orgánica en rotaciones agrícolas. XIX Congreso Latinoamericano de la Ciencia del Suelo, XXIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. 6pp. Mar del Plata, Argentina, 16-20 de abril de 2012.
- Forján HJ, ML Manso & M Zamora (2015). Evolución del contenido de materia orgánica en rotaciones agrícolas. En: Impacto de los sistemas actuales de cultivo sobre las propiedades químicas del suelo: efectos sobre los balances de carbono. E de Sá Pereira, G Minoldo & JA Galantini (Ed). Ediciones INTA. Coronel Suárez, Buenos Aires. pp 77-82.
- Frank FC (2007). Impacto agro-ecológico del uso de la tierra a diferentes escalas en la región pampeana argentina. M Sc Tesis, Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Mar del Plata, Balcarce, Argentina. 164 pp.
- Galantini J & R Rosell (2006). Long-term fertilization effects on soil organic matter quality and dynamics under different production systems in semiarid Pampean soils. Soil and Tillage Research 87:72-79.
- Galantini JA, MR Landriscini & C Hevia (2006). Contenido y calidad de la materia orgánica particulada del suelo en siembra directa. Actas 20° Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Salta-Jujuy (Publicado en CD) pp 1-5.
- Galantini JA, MR Landriscini, JO Iglesias, AM Miglierina & RA Rosell (2000). The effects of crop rotation and fertilization on wheat productivity in the Pampean semiarid region of Argentina. 2. Nutrient balance, yield and grain quality. Soil and Tillage Research 53:137-144.
- García FO (2005). Balance de nutrientes y necesidades de fertilización del cultivo de trigo. Actas de la 1a Jornada de Trigo de la Región Centro, Córdoba, Argentina. pp 1-5.
- García FO (2006). La nutrición de los cultivos y la nutrición de los suelos. Informaciones Agronómicas del Cono Sur (INPOFOS) 29:13-16.
- García FO (2011). Balance de carbono y de nutrientes: buscando el equilibrio en la agricultura del Cono Sur. Simposio Nacional de Agricultura: 135-147. FAGRO – GTI Agricultura, 29-30 de septiembre de 2011, Paysandú, Uruguay. Disponible en: <http://www.agrosustentable.com.ar/Archivos/FernandoGarciaINPIErosion2.pdf> Último acceso: octubre de 2014.
- Ghida Daza C (2013). Valoración económica del balance de nutrientes en la Provincia de Córdoba. Información para Extensión 141, Estación Experimental Agropecuaria Marcos Juárez, INTA. 9pp. Disponible en: <http://inta.gob.ar/documentos/valoracion-economica-del-balance-de-nutrientes-en-la-provincia-de-cordoba/> Último acceso: diciembre de 2014.
- Gliessman SR (2002) Suelo. En: Agroecología. Procesos ecológicos en agricultura sustentable. SR Gliessman. LITOCAT, Turrialba, Costa Rica. pp 101-119.



- Grant C (2014). Managing canola nutrition for crop vigor, yield and nutrient efficiency. Actas del 1º Simposio Latinoamericano de Canola, Passo Fundo, Brasil. Disponible en: <http://www.cnpt.embrapa.br/slac/cd/pdf/CYNTHIA%20GRANT%20Nutrient%20Management%20in%20Canola.pdf>. Último acceso: septiembre de 2015.
- Grant CA & LD Bailey (1993). Fertility management in canola production. Canadian Journal of Plant Science 73:615-670.
- Grupo Medio Ambiente INTA EEA Pergamino (2010). Guía de buenas prácticas para el manejo de nutrientes (N y P) en la Pampa Ondulada. Desarrollo de índices de riesgo de contaminación por N y P. A Andriulo (coord.) 65 pp.
- Gutiérrez Boem FH & JD Scheiner (2006). Soja. Capítulo 13 :283-300. En: HE Echeverría y FO García. Fertilidad de suelos y fertilización de cultivos. Ediciones INTA. Buenos Aires, Argentina.
- Gutiérrez Boem FH (2010). Regulación y diagnóstico de la disponibilidad de azufre. En: Fertilidad de Suelos. Caracterización y manejo en la Región Pampeana. R Álvarez, G Rubio, CR Álvarez & RS Lavado (Ed.) Editorial Facultad de Agronomía Universidad de Buenos Aires. Buenos Aires, Argentina. pp 337-352.
- Haileslasie A, JA Priess, E Veldkamp & JP Lesschen (2007). Nutrient flows and balances at the field and farm scale: Exploring effects of land-use strategies and access to resources. Agricultural Systems 94:459–470.
- Harte (1995). Ecology, sustentability and environment as capital. Ecological Economics 15:157-164.
- Havlin JL, DE Kissel, LD Maddux, MM Claasen & JH Long (1990). Crop rotation and tillage effects on soil organic carbon and nitrogen. Soil Science Society of America Journal 54:448-452.
- Herridge D, M Peoples & R Boddey (2008). Global inputs of biological nitrogen fixation in agricultural systems. Plant and Soil 311:1-18.
- Hubbard RK, TC Strickland & S Phatak (2013). Effects of cover crop systems on soil physical properties and carbon/nitrogen relationships in the coastal plain of southeastern USA. Soil and Tillage Research 126:276-283.
- Hülsbergen KJ, B Feil & W Diepenbrock (2002). Rates of nitrogen application required to achieve maximum energy efficiency for various crops: results of a long-term experiment. Field Crops Research 77:61-76.
- Hülsbergen KJ, B Feil, S Biermann, GW Rathke, WD Kalk & W Diepenbrock (2001). A method of energy balancing in crop production and its application in a long-term fertilizer trial. Agriculture, Ecosystems and Environment 86:303-321.
- Iglesias D (2004). Uso de indicadores para la evaluación de la gestión ambiental. Seminario Sustentabilidad de la Producción Agrícola:59-66. JICA – INTA. 29-30 de marzo de 2004, Buenos Aires, Argentina.
- Jobbágy E (2015). Sustentabilidad del agua y los nutrientes en nuestros sistemas agrícolas: apuntando a un blanco móvil. Actas del Simposio Fertilidad 2015, Rosario, Argentina. pp 11-14.
- Kätterer T, MA Bolinder, O Andrén, H Kirchmann & L Menichetti (2011). Roots contribute more to refractory soil organic matter than above-ground crop residues, as revealed by a long-term field experiment. Agriculture, Ecosystems and Environment 141:184-192.
- Klein FR (2013). Cultivos de cobertura: un puente para el nitrógeno. Informaciones Agronómicas de Hispanoamérica (LACS) (IPNI) 11:20-26.
- Krüger H, F Martens, C Villagra, S González Ferrín, S Bruno, H Pelta, D Iurman (2013). Sustentabilidad. Interpretación conceptual y problemas observados en el Centro y Sur de la

- provincia de Buenos Aires. INTA EEA Bordenave, Centro Regional Buenos Aires Sur. Bordenave, Buenos Aires, Ediciones INTA. 31 pp.
- Krüger H, J Zilio & F Frolla (2015). Secuencias de cultivos, fertilización y carbono orgánico total en semiaridez. En: Impacto de los sistemas actuales de cultivo sobre las propiedades químicas del suelo: efectos sobre los balances de carbono. E de Sá Pereira, G Minoldo & JA Galantini (Ed.). Ediciones INTA. Coronel Suárez, Buenos Aires. pp 149-153.
- Krupnik TJ, C Shennan & J Rodenburg (2012). Yield, water productivity and nutrient balances under the system of rice intensification and recommended management practices in the Sahel. *Field Crops Research* 130:155–167.
- Kuesters J & J Lammel (1999). Investigations of the energy efficiency of the production of winter wheat and sugar beet in Europe. *European Journal of Agronomy* 11:35-43.
- Lal R (2004). Agricultural activities and the global carbon cycle. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 70:103-116.
- Lal R (2010). Enhancing eco-efficiency in agro-ecosystems through soil carbon sequestration. *Crop Science* 50:120-131.
- Lorenzatti S (2008). La importancia de las buenas prácticas agrícolas en la mitigación del daño ambiental. En: *Agro y Ambiente: una agenda compartida para el desarrollo sustentable*. OT Solbrig & J Adámoli (Comp.). Foro de la Cadena Agroindustrial Argentina. pp 1-43. Disponible en: <http://www.foroagroindustrial.org.ar/home.php> Último acceso: julio de 2015.
- Losinno B & ME Conti (2005) Evolución espacial y temporal de potasio en 30 años de agricultura continua en el noreste de la pampa ondulada. *Informaciones Agronómicas del Cono Sur (INPOFOS)* 26:23-24.
- Loveland P & J Webb (2003). Is there a critical level of organic matter in the agricultural soils of temperate regions: a review. *Soil and Tillage Research* 70:1-18.
- Lozano PZ, C Rivero, C Bravo & RM Hernández (2011). Fracciones de la materia orgánica del suelo bajo sistemas de siembra directa y cultivos de cobertura. *Revista de la Facultad de Agronomía (LUZ)*28: 35-56.
- Manlay RJ, C Feller & MJ Swift (2007). Historical evolution of soil organic matter concepts and their relationships with the fertility and sustainability of cropping systems. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 119:217-233.
- Manso L & H Forján (2012a). La materia orgánica del suelo. En: *Rotaciones y secuencias de cultivos en la región mixta cerealera del centro sur bonaerense. 30 años de experiencias*. H Forján & L Manso (Ed). Ediciones Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. Tres Arroyos, Argentina. pp 41-47.
- Manso ML & HJ Forján (2012b). Materia orgánica en distintas rotaciones luego de 12 años bajo siembra directa. *Actas del XIX Congreso Latinoamericano de la Ciencia del Suelo, XXIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Mar del Plata, Argentina*, pp 1-6.
- Manso ML & HJ Forján (2015). Materia orgánica en distintas rotaciones luego de 12 años bajo siembra directa En: *Impacto de los sistemas actuales de cultivo sobre las propiedades químicas del suelo: efectos sobre los balances de carbono*. E de Sá Pereira, G Minoldo & JA Galantini (Ed.). Ediciones INTA. Coronel Suárez, Buenos Aires. pp 93-97.
- Marschner H (1986). *Mineral nutrition of higher plants*. Academic Press. Inc., London, United Kingdom. 674pp.
- Martínez JP, PA Barbieri, HR Sainz Rozas & HE Echeverría (2013). Inclusion of cover crops in cropping sequences with soybean predominance in the southeast of the Humid Argentine Pampa. *The Open Agriculture Journal* 7: 3-10.

- Melegari AL (2001). Efectos del sistema de labranza y de la fertilización con N-Urea sobre tizón foliar (*Septoria tritici*) en el cultivar de trigo (*Triticum aestivum* L.) Pro INTA Oasis. Actas del V Congreso Nacional de Trigo. III Simposio Nacional de Cereales de Siembra Otoño Invernal, Villa Carlos Paz, Argentina. 2 pp
- Morón A (2001). El rol de los rastrojo en la fertilidad del suelo. Documento On line N°030. INIA La Estanzuela, Uruguay. 19pp. Disponible en: <http://www.inia.uy/Publicaciones/Documentos%20compartidos/111219230807115343.pdf> Último acceso: abril de 2015.
- Morón A (2004). Efecto de las rotaciones y el laboreo en la calidad del suelo. Actas del Simposio Fertilidad 2004, Rosario, Argentina. pp 29-36.
- Nicolardot B, S Recous & B Mary (2001). Simulation of C and N mineralization during crop residue decomposition: A simple dynamic model based on the C:N ratio of the residues. Plant and Soil 228:83-103.
- Nortcliff S (2002). Standardisation of soil quality attributes. Agriculture, Ecosystems and Environment 88:161-168.
- Norton R (2013). 4R Canola Nutrition Guide. IPNI. 21pp. Disponible en: [http://anz.ipni.net/ipniweb/region/anz.nsf/0/EB9046D9F7AC152FCA257BA5001CB838/\\$FILE/Canola%204R%20Guide.pdf](http://anz.ipni.net/ipniweb/region/anz.nsf/0/EB9046D9F7AC152FCA257BA5001CB838/$FILE/Canola%204R%20Guide.pdf). Último acceso: septiembre de 2015.
- Palm C, H Blanco-Canqui, F DeClerck & L Batere (2014). Conservation agriculture and ecosystem services: an overview. Agriculture, Ecosystems and Environment 187:87-105.
- Pedraz F, G Varillas & BC Kruk (2015). Cultivos de cobertura: una estrategia posible para reducir el banco de semillas en el oeste de Buenos Aires, Argentina. Actas del XXII Congreso Latinoamericano de Malezas – ALAM, I Congreso Argentino de Malezas – ASACIM, Buenos Aires, Argentina. pp 238.
- Pengue WA (2010). Suelo virtual, biopolítica del territorio y comercio internacional. Fronteras 10:1-20.
- Pengue WA (2012). Los intangibles ambientales. Disponible en: [http://www.ecoportal.net/Blogs/Economia\\_Ecologica\\_-\\_Blog\\_del\\_Dr.\\_Walter\\_Pengue/Los\\_Intangibles\\_Ambientales\\_Walter\\_A.\\_Pengue](http://www.ecoportal.net/Blogs/Economia_Ecologica_-_Blog_del_Dr._Walter_Pengue/Los_Intangibles_Ambientales_Walter_A._Pengue). Último acceso: septiembre de 2014.
- Pengue WA (2015). Suelos, huellas de nutrientes y estabilidad ecosistémica. Fronteras 13:1-18.
- Piñeiro G, S Mazzilli, P Pinto & Paola Iglesia (2015). La materia orgánica de los suelos agrícolas: formación, evolución y manejo. Actas del Simposio Fertilidad 2015, Rosario, Argentina. pp 28-32.
- Rathke GW & W Diepenbock (2006). Energy balance of winter oilseed rape (*Brassica napus* L.) cropping as related to nitrogen supply and preceding crop. European Journal of Agronomy 24:35-44.
- Rees WE & M Wakernagel (1999). Monetary analysis: turning a blind eye on sustainability. Ecological Economics 29: 47-52.
- Reicosky DC, WA Dugas & HA Torbert (1997). Tillage-induced soil carbon dioxide loss from different cropping systems. Soil and Tillage Research 41:105–118.
- Robinson D & I Lebron (2010) On the natural capital and ecosystem services of soils. Ecological economics 70:137-138.
- Rogers WJ, GR Portela, MC De Pablo, MR Adriel & LB Tanoni (1998). Algunas variedades de trigo pan muestran alta eficiencia de uso de nitrógeno para: (I) rendimiento en grano. Actas del IV

- Congreso Nacional de trigo, II Simposio Nacional de cereales de siembra otoño-invernal, Mar del Plata, Argentina. pp 119.
- Romagnoli JC (2004). Productividad y sustentabilidad. La fertilización es un costo o una inversión. Actas del Simposio Fertilidad 2004, Rosario, Argentina. pp 10-13.
- Ron MM, M E Mandolesi, R Storniolo, ML Manso & H Forján (2015). Variabilidad del carbono orgánico total en rotaciones en siembra directa del centro sur bonaerense. En: Impacto de los sistemas actuales de cultivo sobre las propiedades químicas del suelo: efectos sobre los balances de carbono. E de Sá Pereira, G Minoldo & JA Galantini (Ed.). Ediciones INTA. Coronel Suárez, Buenos Aires. pp 123-126.
- Rubio G & CR Álvarez (2010). Fósforo: dinámica y evaluación en agroecosistemas. En: Fertilidad de Suelos. Caracterización y manejo en la Región Pampeana. R Álvarez, G Rubio, CR Álvarez & RS Lavado (Ed.). Editorial Facultad de Agronomía Universidad de Buenos Aires. Buenos Aires, Argentina. pp 311-336.
- Rubio G (2011). Los sistemas de producción actuales en la región pampeana: una visión desde el sector científico. Actas del Simposio Fertilidad 2011, Rosario, Argentina. pp143-149.
- Ruffo ML & AT Parsons (2004). Cultivos de Cobertura en Sistemas Agrícolas. Informaciones Agronómicas del Cono Sur 21:13-15.
- Salvagiotti F, G Gerster, S Bacigaluppo, J Castellarín, C Galarza, N González, V Gudlej, O Novello, H Pedrol & P Vallone (2004). Residualidad y fertilización directa con P y azufre en soja de segunda. Actas del XIX Congreso Nacional de la Ciencia del Suelo, Paraná, Argentina. pp 1-9.
- Salvagiotti F, KG Cassman, JE Specht, DT Walters, A Weiss & A Dobermann (2008). Nitrogen uptake, fixation and response to fertilizer N in soybeans: A review. Field Crops Research 108:1-13.
- Sánchez de Prager M, M Prager M, RE Naranjo & OE Sanclemente (2012). El suelo, su metabolismo, ciclaje de nutrientes y prácticas agroecológicas. Agroecología 7:19-34.
- Sarandón SJ (2002). La agricultura como actividad transformadora del ambiente. El impacto de la agricultura intensiva de la revolución verde. En: Agroecología: El camino hacia una agricultura sustentable. SJ Sarandón (Ed.). Ediciones Científicas Americanas E.C.A., La Plata, Argentina. pp 23-47.
- Sarmiento G (2008). Los impactos de las prácticas agrícolas sobre los ecosistemas naturales. En: Agro y Ambiente: una agenda compartida para el desarrollo sustentable. OT Solbrig & J Adámoli (Comp.). Foro de la Cadena Agroindustrial Argentina. pp 1-37. Disponible en: <http://www.foroagroindustrial.org.ar/home.php> Último acceso: julio de 2015.
- Sasal MC, MG Wilson, JD Oszust, EA Gabioud, SMJ Sione, ML Darder & MJ Torti (2015). Pérdida de nutrientes desde agrosistemas y su destino en el ambiente. Actas del Simposio Fertilidad 2015, Rosario, Argentina. pp 65-71.
- Simón MR, AE Perelló, CA Cordo & PC Struik (2002). Influence of *Septoria tritici* on yield, yield components and test weight of wheat under two nitrogen fertilization conditions. Crop Science 42:1974-1981.
- Simón MR, CA Cordo, AE Perelló & PC Struik (2003). Influence of nitrogen supply on the susceptibility of wheat to *Septoria tritici*. Journal of Phytopathology (Phytopathologische Zeitschrift) 151:283-289.
- Six J, RT Conant, EA Paul & K Paustian (2002). Stabilization mechanisms of soil organic matter: Implications for C-saturation of soils. Plant and Soil 241:155-176.

- Smith P, MR Ashmore, HIJ Black, PJ Burgess, CD Evans, TA Quine, AM Thomson, K Hicks & HG Orr (2013). The role of ecosystems and their management in regulating climate, and soil, water and air quality. *Journal of Applied Ecology* 50:812-829.
- Studdert GA & HE Echeverría (2000). Crop rotations and nitrogen fertilization to manage soil organic carbon dynamics. *Soil Science Society of America Journal* 64:1496-1503.
- Tamagno LN, AM Chamorro & R Bezus (2000). Rendimiento y eficiencia agronómica del N en dos cultivos de colza (*Brassica napus* L. ssp *oleifera* forma *annua*). Efecto de la fecha de siembra y la presencia de malezas. *actas de la XXIII Reunión Argentina de Fisiología Vegetal*, Río Cuarto, Argentina. pp 74-75.
- Tanoni LB & DH Cogliatti (1998). Diferencias varietales de trigo pan en la absorción y partición del nitrógeno y su relación con el contenido de nitrógeno en el grano. *Actas del IV Congreso Nacional de trigo, II Simposio Nacional de cereales de siembra otoño-invernal*, Mar del Plata, Argentina. pp 223.
- Tanoni LB, MC De Pablo, MR Adriel, GR Portela & Rogers WJ (1998). Algunas variedades de trigo pan muestran alta eficiencia de uso de nitrógeno para: (II) proteína y gluten. *Actas del IV Congreso Nacional de trigo, II Simposio Nacional de cereales de siembra otoño-invernal*, Mar del Plata, Argentina. pp 122.
- Tonitto C, MB David & LE Drinkwater (2006). Replacing bare fallows with cover crops in fertilizer-intensive cropping systems: A meta-analysis of crop yield and N dynamics. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 112:58-72.
- Varela MF, CM Scianca, MA Taboada & G Rubio (2014). Cover crop effects on soybean residue decomposition and P release in no-tillage systems of Argentina. *Soil and Tillage Research* 143:59-66.
- Varvel GE (1994). Rotation and nitrogen fertilization effects on changes in soil carbon and nitrogen. *Agronomy Journal* 86:319-325.
- Vázquez M (2010). Calcio y magnesio, su dinámica. Diagnóstico y requerimientos de fertilización. En: *Fertilidad de Suelos. Caracterización y manejo en la Región Pampeana*. R Álvarez, G Rubio, CR Álvarez & RS Lavado (Ed.). Editorial Facultad de Agronomía Universidad de Buenos Aires. Buenos Aires, Argentina. pp 371-394.
- Vázquez M (2011). Causas de la acidificación en el ámbito templado argentino, consecuencias y avances para su diagnóstico. *Actas del Simposio Fertilidad 2011*. Rosario, Argentina. pp 13-29.
- Ventimiglia LA, HG Carta & SN Rillo (2000). Exportación de nutrientes en campos agrícolas. *Informaciones Agronómicas INPOFOS* 7:11-12.
- Viglizzo EF & FC 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 EF & ZE Roberto (1998). On trade-offs in low-input agroecosystems. *Agricultural Systems* 56:253-264.
- Viglizzo EF (2008). Agricultura, clima y ambiente en Argentina: tendencias, interacciones e impactos. En: *Agro y Ambiente: una agenda compartida para el desarrollo sustentable*. Foro de la Cadena Agroindustrial Argentina. OT Solbrig & J Adámoli (Comp.) pp 1-25. Disponible en: <http://www.foroagroindustrial.org.ar/home.php> Último acceso: julio de 2015.
- Viglizzo EF, AJ Pordomingo, MG Castro & F Lértora, (2003). Environmental assessment of agriculture at a regional scale in the pampas of Argentina. *Environmental Monitoring and Assessment* 87:169-195.

- Viglizzo EF, F Frank, J Bernardos, DE Buschiazzi & 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 EF, F Lértora, AJ Pordomingo, JN Bernardos, ZE Roberto & H Del Valle (2001). Ecological lessons and applications from one century of low external-input farming in the pampas of Argentina. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 83:65-81.
- Viglizzo EF, FC Frank, LV Carreño, EG Jobbágy, H Pereyra, J Clatt, D Pincén & F Ricard (2011). Ecological and environmental footprint of 50 years of agricultural expansion in Argentina. *Global Change Biology* 17:959-973.
- Vivas H (2003). Fertilizando el suelo: residualidad de los fertilizantes en rotaciones de cultivos y pasturas. *Actas XI Congreso Nacional de AAPRESID*, Rosario, Argentina. pp 267-280.
- Vivas HS, R Albrecht & JL Hotián (2005). Manejo del fósforo y el azufre en una secuencia de cultivos del centro de Santa Fe. *Informaciones Agronómicas del Cono Sur (INPOFOS)* 28:16-18.
- Vivas HS, R Albrecht, JL Hotián & L Gastaldi (2007). Residualidad del fósforo y del azufre. Estrategia de fertilización en una secuencia de cultivos. *Informaciones Agronómicas del Cono Sur (IPNI)* 35:11-16.
- Wander MM, MG Bidart & S Aref (1998). Tillage impacts on depth distribution of total and particulate organic matter in three Illinois soils. *Soil Science Society of America Journal* 62:1704-1711.
- Whitbread A, G Blair, Y Konboon, R Lefroy & K Naklang (2003). Managing crop residues, fertilizers and leaf litters to improve soil C, nutrient balances, and the grain yield of rice and wheat cropping systems in Thailand and Australia. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 100:251–263.
- Yurjevic A (1993). Marco conceptual para definir un desarrollo de base humano y ecológico. *Agroecología y desarrollo (CLADES, Chile)* 5-6:2-15.
- Zazo F, CC Flores & SJ Sarandón (2011). El “costo oculto” del deterioro del suelo durante el proceso de “sojización” en el Partido de Arrecifes, Argentina. *Revista Brasileira de Agroecologia* 6:3-20.
- Zougmore R, A Mandoc, L Stroosnijderb & S Guillobez (2004). Nitrogen flows and balances as affected by water and nutrient management in a sorghum cropping system of semiarid Burkina Faso. *Field Crops Research* 90:235–244.

## Capítulo 4

# EVALUACIÓN DEL IMPACTO POR EL USO DE PLAGUICIDAS EN DISTINTAS SECUENCIAS DE DOBLE CULTIVO Y MODELOS DE PRODUCCIÓN EN EL PARTIDO DE TRES ARROYOS

### 1- Introducción

Los ecosistemas naturales se caracterizan por su equilibrio, un equilibrio dinámico que permite su evolución y perpetuación. El ser humano los transforma en agroecosistemas a fin de obtener bienes para su subsistencia y también para su beneficio. Para ello, reduce la diversidad de los ecosistemas naturales con el fin de producir una o más especies de las cuales aprovecha sus productos. Pero la biodiversidad es un atributo de gran importancia de los ecosistemas ya que aporta, además de los genes, servicios ecológicos fundamentales para el mantenimiento de procesos esenciales en los mismos: la sucesión, la regulación biótica, el ciclado de nutrientes, el flujo de energía y la regulación del ciclo del agua, entre otros (Stupino *et al.*, 2014). Por este motivo, en los sistemas de producción agrícola es necesario identificar los componentes clave de la biodiversidad responsables de los ciclos y procesos naturales, con el objetivo de monitorear y evaluar los efectos de las distintas prácticas y tecnologías agrícolas sobre los mismos (Stupino *et al.*, 2014).

La biodiversidad es, entonces, esencial para la agricultura y representa la base de la sustentabilidad de los agroecosistemas (SCDB, 2008). En los sistemas de producción actual, simplificados y de baja diversidad, sus funciones se ven debilitadas, por lo cual deben ser suplidas a través del uso de insumos (Gliessman, 2001; Finizio & Villa, 2002; Sarandón, 2002). En estos modelos productivos, los fertilizantes intervienen en el ciclado de nutrientes, y los plaguicidas<sup>1</sup>, en el control de vegetales (malezas), animales perjudiciales (principalmente insectos) y microorganismos patógenos (hongos, bacterias).

La alta vulnerabilidad de los sobresimplificados agroecosistemas modernos a la incidencia de plagas y enfermedades ha sido señalada reiteradamente (Oerke, 2006; Tilman *et al.*, 2002; Popp *et al.*, 2013). En este marco, el uso de plaguicidas es uno de los factores que permitió el crecimiento de la producción y la reducción del precio de los productos (van der Werf, 1996; Finizio & Villa, 2002; Padovani *et al.*, 2004; Carvalho, 2006; Popp *et al.*, 2013) así como una mejor calidad de los alimentos producidos (Arias-Estévez *et al.*, 2008).

---

<sup>1</sup> Aquí se denominará plaguicida a toda sustancia tóxica utilizada para controlar insectos u otros animales, malezas y patógenos que afectan a los cultivos. De la misma manera, se considera plaga al conjunto de especies animales, vegetales y patógenas que afectan los cultivos reduciendo su productividad, la calidad de los productos o su disponibilidad.

Es así cómo el intento por garantizar la seguridad y la calidad de los alimentos estuvo acompañado de un aumento en el uso de plaguicidas (Popp *et al.*, 2013). Esta creciente dependencia de los plaguicidas químicos, llamada “noria de los plaguicidas” (pesticide treadmill) por los entomólogos, involucra dos respuestas relacionadas con la resistencia a los mismos: la primera es el incremento de la dosis y la frecuencia de aplicación de plaguicidas cada vez menos efectivos. La segunda, es el desarrollo y comercialización de nuevos productos. Este concepto, asume que estas dos respuestas se irán dando alternativamente hasta que la plaga adquiera una resistencia a los plaguicidas probados o hasta que se agote el suministro del nuevo plaguicida efectivo (Popp *et al.*, 2013). En este contexto, Oerke (2006) indica que un 35% del rendimiento potencial de los cultivos se pierde por la incidencia de insectos, malezas y patógenos. Por este motivo es que Richardson (1988) justifica el uso de los plaguicidas no sólo desde el punto de vista económico sino también desde una perspectiva social si se toma en cuenta el incremento en la demanda de alimentos que se prevé debido al crecimiento poblacional pronosticado y los cambios en el estilo de vida (FAO, 2011).

Pero el uso de plaguicidas, si bien puede tener como único fin la reducción de la población de insectos, malezas o patógenos que afectan al cultivo, tiene una serie de “efectos colaterales” (García, 1997).

### ***Problemas ambientales asociados al uso de plaguicidas***

La aplicación de un plaguicida tiene un objetivo central: disminuir la incidencia de la población plaga; sin embargo, al mismo tiempo, se producen otros efectos. Entre ellos se mencionan el desarrollo de resistencia a los plaguicidas por parte de las plagas objetivo, la intoxicación y muerte de otros organismos y la contaminación de suelos, aire y cuerpos de agua, ya sea con los plaguicidas utilizados como con sus metabolitos (García, 1997; Levitan, 2000; Bruno, 2003; Carvalho, 2006; Sattler *et al.*, 2007; Damalas & Eleftherohorinos, 2011; García-Gutiérrez & Rodríguez-Meza, 2012; Aparicio *et al.*, 2015). Particularmente con los insecticidas, la muerte de otros organismos no sólo se puede deber a la aplicación directa de los plaguicidas, sino también a la contaminación de la fuente de alimentación, y al hecho de tomar contacto con los insecticidas en el ambiente, ya sea en el suelo, el agua o el aire (García, 1997; Devine *et al.*, 2008).

Desde una visión más amplia, los efectos de la aplicación de plaguicidas alcanzan a los seres humanos involucrados en su producción, manipuleo y transporte, a aquellos relacionados con la aplicación propiamente dicha, limpieza de equipos y disposición de los envases vacíos (van der Werf, 1996; García, 1997; Bruno, 2003; Damalas &



Eleftherohorinos, 2011) y, finalmente, a los consumidores no sólo a través de los alimentos tratados que puedan contener residuos (Margni *et al.*, 2002; Damalas & Eleftherohorinos, 2011), sino también por tomar contacto con los plaguicidas en aguas, aire o suelos contaminados (van der Werf, 1996; García, 1997; Levitan, 2000; Carvalho, 2006; Sattler *et al.*, 2007; Damalas & Eleftherohorinos, 2011; García-Gutiérrez & Rodríguez-Meza, 2012; Sarandón *et al.*, 2015).

Si, además, la aplicación no se hace de la manera correcta, los efectos nocivos se incrementan (Roussel *et al.*, 2000; De Jong & De Snoo, 2002; Damalas & Eleftherohorinos, 2011; Sarandón *et al.*, 2015): deriva, intoxicación de personas por aplicación directa, lo cual se suma a que frecuentemente se hacen más aplicaciones de las necesarias y también en dosis mayores a las necesarias.

Aún con una correcta aplicación, se estima que sólo entre el 0,1% y el 1% del producto alcanza su objetivo, mientras que el resto se disipa en el ambiente por distintas vías (Pimentel & Levitan, 1986; van der Werf, 1996; Bruno, 2003; Martínez-Ghersa, 2011). Los plaguicidas pueden volatilizarse, ser degradados en las plantas, llegar al suelo y ser degradados por los microorganismos, pueden quedar retenidos en el suelo o ser arrastrados por el agua, ya sea por escurrimiento o por lixiviación (van der Werf, 1996; Bedmar, 2006; Alletto *et al.*, 2010; Aparicio *et al.*, 2015). Esto depende de sus características físicas y químicas y también de las características del ambiente (van der Werf, 1996; Bedmar, 2006; Frank, 2007; Alletto *et al.*, 2010; Aparicio *et al.*, 2015). Por otro lado, el efecto de los plaguicidas sobre los organismos vivos, depende esencialmente de sus propiedades toxicológicas (van der Werf, 1996; Bedmar, 2006; Frank, 2007; Alletto *et al.*, 2010).

### ***Evaluación del impacto por el uso de plaguicidas en los agroecosistemas***

La preocupación creciente en las últimas décadas por los efectos no deseados del uso de plaguicidas, ha llevado a distintos sectores políticos y de las ciencias a desarrollar una serie de herramientas con el fin de mejorar el monitoreo de los plaguicidas (Stenrød *et al.*, 2008). Debido a que los estudios provienen de diferentes disciplinas, Levitan (2000) indica que se han producido una serie de confusiones en relación a las terminologías utilizadas (impacto, riesgo, peligro, daño), reconoce que los indicadores de riesgo de plaguicidas no constituyen un análisis típicamente cuantitativo como se entiende en el campo del análisis de riesgos (Cross & Edwards-Jones, 2011) y señala que el término “impacto” (empleado en este trabajo) es preferible, ya que captura la aproximación del peligro potencial y la caracterización del riesgo.

Ha sido ampliamente reconocido que la cantidad de plaguicida utilizada no es una medida adecuada para evaluar el impacto por su uso (Levitan, 2000; Sattler *et al.*, 2007; Stenrød *et al.*, 2008; Damalas & Eleftherohorinos, 2011), en parte debido al aumento, en los últimos años, de la disponibilidad de productos químicos que se utilizan en dosis cada vez menores (Stenrød *et al.*, 2008). Esto se refleja en las políticas de diversos países que se focalizan en la reducción del impacto ambiental más que en reducir la cantidad total de químicos utilizados para el control de plagas (Stenrød *et al.*, 2008). Reducir los niveles de peligro en el ambiente y limitar, en lo posible, la exposición humana a los plaguicidas, obligó a avanzar en otras áreas, como la relacionada con las propiedades toxicológicas inherentes de los distintos productos, el destino ambiental y la movilidad de los mismos, conocimientos que ahora son utilizados en el diseño de políticas para reducir el peligro por el uso de los plaguicidas (Cross & Edwards-Jones, 2011).

La evaluación del impacto ambiental por el uso de plaguicidas implica una cuantificación del daño posible, y existe consenso en que depende del **grado de exposición al plaguicida** (su dispersión y concentración resultante en el ambiente) y de sus **propiedades toxicológicas** (van der Werf, 1996; Damalas & Eleftherohorinos, 2011).

Los plaguicidas se pueden aplicar al follaje, al suelo o a la semilla, las aplicaciones se pueden hacer con equipos aéreos o terrestres, factores que modifican la dispersión del producto en el ambiente. La utilización de coadyuvantes en la aplicación, no sólo modifica el efecto agronómico de la aplicación del plaguicida sino también su impacto sobre el ambiente (van der Werf, 1996; Sargan *et al.*, 2010; Damalas & Eleftherohorinos, 2011; Martínez-Ghersa, 2011).

Los plaguicidas aplicados pueden ser tomados por los cultivos, alcanzar a los organismos del medio (perjudiciales o no) o llegar al suelo, además pueden seguir diferentes vías como: ser degradados, volatilizarse, escurrir por aguas superficiales, infiltrar a napas profundas o quedar retenidos en el suelo entre sus partículas o por sus microorganismos. Cuál será el destino del plaguicida una vez que se aplica al cultivo dependerá de sus propiedades físico-químicas, de las características del suelo, de las condiciones climáticas y de las prácticas de manejo (van der Werf, 1996; Bedmar, 2006; Arias-Estévez *et al.*, 2008; Alletto *et al.*, 2010; Aparicio *et al.*, 2015; Garrido *et al.*, 2015).

El potencial para que el plaguicida se **volatilice** de la superficie de las plantas o del suelo depende de su presión de vapor, su solubilidad en agua, su peso molecular y constante de Henry (Caffarini & Della Penna, 2008; Alletto *et al.*, 2010; Aparicio *et al.*, 2015), así como de características del suelo (temperatura, contenido de agua y de carbono orgánico), del manejo (modo de aplicación, rugosidad del suelo, grado de cobertura) y de las

características atmosféricas (temperatura, radiación, viento) (Alletto *et al.*, 2010). Una vez en el suelo, el producto puede ser **degradado**, por vía física, química o microbiológica, cuya tasa es caracterizada a través de la vida media del plaguicida ( $DT_{50}$ , van del Werf, 1996). La degradación biótica es generalmente de mayor importancia que la abiótica (Aparicio *et al.*, 2015) y es afectada por factores como temperatura, humedad y pH del suelo, contenido de materia orgánica y actividad microbiana del suelo (Alletto *et al.*, 2010; Aparicio *et al.*, 2015). Según su movilidad y persistencia, el plaguicida puede **migrar** dentro o fuera del suelo y contaminar otros compartimentos del ambiente como agua o aire. La posibilidad del **escurrimiento superficial** de los plaguicidas llevados por el agua de lluvia depende principalmente del intervalo entre la aplicación y la primer lluvia, y de la intensidad de la misma, siendo esta vía la principal responsable de la contaminación de aguas superficiales (Alletto *et al.*, 2010). Una vez dentro del suelo, el movimiento del plaguicida dependerá de su solubilidad en agua, de su coeficiente de adsorción en carbono orgánico ( $K_{oc}$ ) y de las propiedades hidráulicas del suelo (Arias-Estévez *et al.*, 2008; Aparicio *et al.*, 2015). Estas dos propiedades del plaguicida (solubilidad y  $K_{oc}$ ) junto con su vida media se consideran fundamentales para la determinación tanto de su potencial de **lixiviación** hacia el agua subterránea como de su **persistencia** o residualidad en el suelo (van der Werf, 1996; Reus *et al.*, 2002; Bedmar, 2006; Caffarini & Della Penna, 2008; Aparicio *et al.*, 2015; Garrido *et al.*, 2015).

Los procesos mencionados son los que determinarán el grado de exposición al plaguicida por parte de los distintos organismos que puedan ser afectados, ajenos a la población perjudicial que se quiere combatir. Ellos pueden ser dañados por el plaguicida, más aún cuando no es selectivo para la plaga que se desea tratar, pero también pueden ser afectados por consumir el producto junto con el alimento o el agua, pueden respirarlo o tomar contacto con él a través de la piel o el exoesqueleto.

El impacto ambiental es una resultante del grado de exposición y de las propiedades toxicológicas del plaguicida. La **toxicidad** de un producto, generalmente se expresa como la concentración o dosis efectiva del mismo que produce un efecto específico en un 50% de la población de distintas especies tomadas como testigo, siendo la concentración o la dosis efectiva media ( $CE_{50}$ ,  $DE_{50}$ ). Cuando el efecto específico es la muerte, se denominan concentración o dosis letal media ( $CL_{50}$ ,  $DL_{50}$ ). Por otro lado, cuando los plaguicidas son liposolubles, es importante considerar su **coeficiente de partición octanol:agua** ( $K_{ow}$ ). Si el  $K_{ow}$  es alto y la tasa de degradación es baja, el producto se va acumular en los organismos de la cadena alimentaria incrementando su concentración en cada eslabón, proceso denominado biomagnificación. Claramente, un plaguicida que tiene estas características es

potencialmente más dañino para el ambiente que otro que posee similar exposición y toxicidad pero no se bioacumula (van der Werf, 1996).

Con el objetivo de evaluar el impacto derivado del uso de los plaguicidas se han desarrollado numerosos **índices** que están en uso en todo el mundo. Cada uno tiene fortalezas y debilidades ya que cubren distintos aspectos del impacto y utilizan diferentes métodos para evaluarlos (por ejemplo, datos de toxicidad para organismos terrestres y/o acuáticos, modelos de transporte de los plaguicidas y características físico-químicas de los mismos para evaluar la exposición).

Varios de estos índices han sido comparados por distintos autores en relación a distintos parámetros (Levitan *et al.*, 1995; van der Werf, 1996; Maud *et al.*, 2001; Reus *et al.*, 2002; Stenrød *et al.*, 2008; Feola *et al.*, 2011). Feola *et al.* (2011) distinguen dos categorías de índices, la primera incluye herramientas de evaluación “amigables” para el usuario, que generalmente requieren pocos datos, utilizan una tabla en la que se puntúa a los plaguicidas utilizando algoritmos simples de acuerdo a sus propiedades, sobre la base de un juicio experto. Estos puntajes se multiplican por la dosis de aplicación y de alguna manera se los agrega para obtener un dato final que resume el impacto. Una segunda categoría de indicadores usan la relación exposición : toxicidad. Se considera que estos indicadores representan y cuantifican mejor el impacto ambiental por uso de plaguicidas, pero requieren datos con mayor detalle, a veces sitio específicos, y soporte informático. Evidentemente, las posibilidades de utilizar unos u otros índices depende principalmente de la disponibilidad de los datos necesarios.

Levitan (2000), por su lado, clasifica a los índices de acuerdo al objetivo: un primer grupo corresponde a los índices que se utilizan como soporte para la toma de decisiones, serán usados fundamentalmente por los productores y los técnicos o profesionales que los asesoran. Un segundo grupo corresponde a aquellos sistemas que sirven para la eco-certificación, los cuales van a influenciar principalmente la opinión de los consumidores y el mercado. El tercer grupo de índices será el utilizado como herramienta evaluativa y analítica por los organismos de gobierno, las industrias y en los ámbitos académicos. Los objetivos, las variables consideradas, escalas de análisis y métodos de aproximación para cada grupo de índices son, por lo tanto, diferentes. Levitan (2000) resalta, además, que no existe un indicador que evalúe el impacto absoluto del uso de los plaguicidas y, por lo tanto, los resultados no pueden ser extrapolados más allá de los impactos que considera el modelo, es decir, para los compartimentos del ambiente y las especies o grupos de especies tomadas en cuenta por el mismo.

Más allá de los problemas específicos que pueda presentar cada modelo, estos índices de impacto ambiental ofrecen un marco de referencia que permite comparaciones transparentes de tendencias en el tiempo o comparaciones entre sistemas de cultivos (Cross & Edwards-Jones, 2011) y por ello son ampliamente utilizados en diferentes ámbitos de toma de decisiones, de evaluación y control y de prevención de riesgos.

### **Condicionantes del impacto generado por la utilización de plaguicidas en los agroecosistemas**

Los factores que modifican el impacto por el uso de plaguicidas en los agroecosistemas son numerosos y variados. Cada **cultivo** tiene una serie de organismos asociados, ya sea artrópodos, malezas o patógenos, que usualmente se comportan como plagas y requieren ser controlados para reducir su impacto sobre el rendimiento del cultivo o la calidad del producto obtenido. Según el modelo de producción adoptado, esto requerirá (o no) la aplicación de plaguicidas de distintas clases en distintas dosis y número de aplicaciones. Podría considerarse que aquellos cultivos que son más susceptibles a las plagas recibirían un mayor número de aplicaciones o mayores dosis de plaguicidas resultando en un mayor impacto, tal como encontró Ares (2004) al comparar la producción tradicional en Misiones, compuesta por té, yerba mate y tabaco y la posibilidad de su reemplazo por cultivos de cítricos.

Es frecuente encontrar diferencias en el impacto de la aplicación de plaguicidas entre cultivos (Ferraro *et al.*, 2003; Cross & Edwards-Jones, 2006, 2011; Sarandón *et al.*, 2015), pero en general, se atribuyen a los diferentes plaguicidas aplicados, a mayor o menor número de aplicaciones o al uso de dosis reducidas en algunos cultivos. Es decir, normalmente no se relaciona directamente al cultivo con un mayor o menor impacto por el uso de plaguicidas. Ejemplo de esto es que las mismas especies, evaluadas por distintos autores tienen comportamientos relativos diferentes: mientras que para Cross & Edwards-Jones (2006, 2011) el trigo tiene mayor impacto que la colza, para Tzilivakis *et al.* (2005) y Sarandón *et al.* (2015) es a la inversa. Esto se explica porque, como fue resaltado por Sarandón *et al.* (2015), *“no es el cultivo en sí el que se asocia a la liberación de agroquímicos, sino el **modelo productivo elegido**”*; en este sentido, es importante no tener prejuicios. Si bien en general, se cree que la producción orgánica, o la producción certificada o integrada, o la aplicación del manejo integrado de plagas, tienen menores riesgos asociados al uso de plaguicidas, y en muchos casos es así (Edwards-Jones & Howells, 2001; De Jong & De Snoo, 2002; Pacini *et al.*, 2003; Ares, 2004; Tzilivakis *et al.*, 2005), Kovach *et al.* (1992) demostraron que puede no serlo, porque aunque se usen productos

menos tóxicos, pueden requerir de mayores cantidades y más frecuentes aplicaciones que determinen un mayor impacto.

Es así cómo el modelo productivo determina el impacto del uso de plaguicidas. Roussel *et al.* (2000) compararon distintos cultivos y no encontraron diferencias entre ellos, pero sí fueron capaces de detectar, para cada cultivo, programas de tratamientos con menor riesgo. En algunos casos, el menor riesgo de ciertos manejos se debió al uso de menores dosis (De Jong & De Snoo, 2002, Cross & Edwards-Jones, 2006, 2011), en otros casos se relacionó con el uso de menos plaguicidas o número de aplicaciones (Ferraro *et al.*, 2003; Viglizzo *et al.*, 2003) y en muchos casos fue por la utilización de productos con menor riesgo inherente (Cross & Edwards-Jones, 2006, 2011; Deihimfard *et al.*, 2014; Brookes & Barfoot, 2015). Es decir, la posibilidad de que un manejo o un modelo productivo tenga menor impacto que otro, puede derivar tanto de una reducción en el uso de plaguicidas como del uso de productos con menor impacto.

En general, la tendencia de las empresas que producen los plaguicidas, debido a una presión social, es la de liberar productos cada vez de menor impacto, es decir, con mejor perfil de toxicidad (de alta especificidad y baja toxicidad para mamíferos y enemigos naturales) y menor persistencia, y que se usan en menores dosis (Cross & Edwards-Jones, 2006; Devine *et al.*, 2008; Bedmar, 2011; Cross & Edwards-Jones, 2011; Andrade *et al.*, 2013; Deihimfard *et al.*, 2014).

Pero las tendencias en la producción agropecuaria son variadas. Por un lado, en algunos cultivos se han obtenido materiales modificados genéticamente, tolerantes o resistentes a insectos o a herbicidas. Los primeros han logrado una reducción en el impacto por uso de plaguicidas por una menor aplicación de insecticidas (Morse *et al.*, 2006; Kleter *et al.*, 2007; Klümper & Qaim, 2014; Brookes & Barfoot, 2015). En el caso de los materiales resistentes a herbicidas, las tendencias no son tan claras (Benbrook, 2012; Brookes & Barfoot, 2015; Bonny, 2016). Por otro lado, la difusión de la siembra directa determinó un aumento en el uso de herbicidas incrementando su impacto (Ferraro *et al.*, 2003; March *et al.*, 2012). Existen también alternativas de manejo que contribuyen a reducir el impacto ambiental de los plaguicidas, principalmente incrementando la biodiversidad, fortaleciendo los mecanismos de autorregulación de los agroecosistemas y contribuyendo a un menor uso de plaguicidas (Wijnands, 1997; Altieri, 1999; De Jong & De Snoo, 2002; Altieri & Nicholls, 2006, 2007; Gliessman *et al.*, 2007; Bajwa, 2014; Baigorria *et al.*, 2015; Lorin *et al.*, 2015; Petit *et al.*, 2015) pero que no son ampliamente adoptadas (Bedmar, 2013; Bonny, 2016).

Lo expuesto indica la dificultad general de predecir el impacto por el uso de plaguicidas de un sistema productivo ya que son numerosos los factores que lo determinan.

En situaciones concretas, incluso, las **condiciones ambientales** de cada año o localidad, definen el manejo a implementar debido a su efecto sobre el desarrollo de las plagas (Deihimfard *et al.*, 2014) modificando el impacto por el uso de plaguicidas.

### **Los sistemas productivos del área de Tres Arroyos**

En el marco de la agriculturización y la intensificación de la agricultura en el Partido de Tres Arroyos aparecen las secuencias cebada/soja y colza/soja como alternativas a la ya difundida trigo/soja. Los cultivos, tanto los tradicionales como los difundidos recientemente, ya sea individualmente o en secuencias de doble cultivo, son afectados por distintas plagas lo que resulta en distintos esquemas de manejo de las mismas, incluyendo el uso de diferentes plaguicidas, en diferentes dosis y número de aplicaciones. El manejo de las plagas también varía con el modelo de producción adoptado e, incluso, con condiciones ambientales menos variables que las meteorológicas, ya que mejores características del suelo que determinen mejores rendimientos pueden alentar al productor a proteger más a sus cultivos porque económicamente es posible.

Para cada situación considerada, según secuencia de cultivos (cebada/soja, colza/soja y trigo/soja), condición ambiental (zona de suelos someros y zona de suelos profundos) y de aplicación de tecnología (nivel tecnológico medio y alto), los plaguicidas utilizados no sólo tienen efecto en los componentes físico-biológicos de los agroecosistemas sino que también inciden sobre las personas involucradas en la producción, los consumidores y el ambiente, justificando la necesidad de evaluar su impacto. Por ello, se plantean las siguientes hipótesis y objetivo:

#### **HIPÓTESIS**

- El impacto por el uso de plaguicidas es diferente en las distintas secuencias de cultivos debido a que requieren de la aplicación de diferentes plaguicidas.
- El impacto por el uso de plaguicidas es mayor en el modelo de nivel tecnológico alto ya que al producirse totalmente con siembra directa el manejo de malezas se hace en forma química.
- En ambientes de suelos profundos el impacto por uso de plaguicidas es mayor que en suelos someros debido a que la expectativa de un mayor rendimiento de los cultivos determina una mayor aplicación de plaguicidas.

## OBJETIVO

Evaluar el impacto ambiental por el uso de plaguicidas de las secuencias trigo/soja, colza/soja y cebada/soja cultivadas bajo dos modelos de producción en dos áreas ambientalmente diferentes del Partido de Tres Arroyos.

## 2- Metodología

Para evaluar el impacto asociado al uso de plaguicidas en las distintas secuencias de cultivos y modelos de producción analizados, se utilizó el “coeficiente de impacto ambiental de plaguicidas” (EIQ: environmental impact quotient of pesticides), desarrollado por Kovach *et al.* (1992).

La elección de este indicador se basó en que permite evaluar el impacto en distintos puntos separadamente (trabajador rural, consumidor y ambiente), y que ha tenido un comportamiento relativamente bueno en el análisis comparativo de índices de impactos (Maud *et al.*, 2001). Además, si bien Levitan (2000) y sus propios autores lo catalogan como un índice que sirve fundamentalmente para la toma de decisiones, también ha sido usado como índice descriptivo, evaluando tendencias del impacto por uso de plaguicidas en el tiempo, entre cultivos y entre manejos (Cross & Edwards-Jones, 2006, 2011; March *et al.*, 2012; Baigorria *et al.*, 2015; Brookes & Barfoot, 2015), lo cual le otorga más confianza.

La fórmula para determinar el valor del EIQ para cada plaguicida es la siguiente y es el promedio de tres componentes: el riesgo para el trabajador agrícola, el riesgo para el consumidor, y el riesgo ecológico.

$$EIQ = (EIQ \text{ trabajador} + EIQ \text{ consumidor} + EIQ \text{ ecológico}) / 3$$

Donde

$$EIQ \text{ trabajador} = C * [(DT * 5) + (DT * P)]$$

$$EIQ \text{ consumidor} = (C * ((S + P)/2) * SY) + (L)$$

$$EIQ \text{ ecológico} = (F * R) + (D * ((S + P)/2) * 3) + (Z * P * 3) + (B * P * 5)$$

Siendo: B = toxicidad para los artrópodos benéficos, C = toxicidad crónica, D = toxicidad para aves, DT = toxicidad dérmica, F = toxicidad para los peces, L = potencial de lixiviación, P = vida media en la superficie de la planta, R = potencial de pérdida superficial (escorrentía), S = suelo vida media, SY = sistemicidad, Z = toxicidad para abejas.

Una descripción detallada del modelo propuesto para el cálculo del EIQ se presenta en el Anexo 6.



Aplicando la fórmula presentada, Eshenaur *et al.* (2015) realizaron los cálculos de EIQ para distintos plaguicidas, datos que se encuentran disponibles en <http://www.nysipm.cornell.edu/publications/EIQ/equation.asp#table2>. En esta página web se enumeran más de 120 fungicidas, insecticidas / acaricidas y herbicidas ordenados por clase química..

Para aproximar el impacto del uso de plaguicidas a campo se utiliza el EIQ-FUR (Field use rating: FUR), que consiste en ponderar el EIQ de cada producto por la dosis, el número de aplicaciones y el contenido de principio activo. La suma de EIQ-FUR de todos los plaguicidas aplicados a un cultivo estima el impacto ambiental del programa de control implementado (EIQ-FUR total: EIQ-FUR<sub>t</sub>). De esta manera es posible comparar el impacto ambiental de los distintos plaguicidas y de los diferentes programas de manejo de plagas.

Dos de los plaguicidas necesarios para realizar el cálculo de impacto ambiental para las secuencias planteadas (propaquizafop y epoxiconazol) no figuran entre los datos provistos por los autores. Se buscó entonces todos los productos tabulados de igual grupo químico y se promedió sus valores para utilizarlo en reemplazo del producto faltante. Los datos de EIQ y el EIQ de cada componente (trabajador, consumidor y ecológico) utilizados en este trabajo se presentan en el Anexo 7.

Adicionalmente, se calculó el EIQ-FUR<sub>t</sub> por cada tonelada de producto obtenido, por lo cual el dato de EIQ-FUR<sub>t</sub> de cada cultivo se dividió por el rendimiento alcanzado en cada modelo de producción y se sumaron los valores resultantes para obtener el de la secuencia.

Levitan (2000) plantea la necesidad de explicitar las limitaciones del indicador utilizado a fin de interpretar mejor los resultados obtenidos. De las diferentes evaluaciones a las que ha sido sometido el EIQ conjuntamente con otros índices, se pueden hacer las siguientes consideraciones:

- No hace uso de información sitio-específica, por lo cual, su habilidad para representar el sistema es limitada (van der Werf, 1996; Maud *et al.*, 2001; Stenrød *et al.*, 2008; Feola *et al.*, 2011).
- No considera el método de aplicación de los plaguicidas (van der Werf, 1996).
- No toma en cuenta otros impactos del uso de plaguicidas más que los relacionados con la aplicación, como su producción, transporte y disposición de los envases (van der Werf, 1996).
- Presenta problemas matemáticos en cuanto a la transformación y el agregado de los parámetros. La variación de los distintos parámetros es mucho mayor que los factores 1, 3 ó 5 utilizados al incorporarlos al cálculo (Anexo 6). Esto distorsiona las diferencias en el impacto de los plaguicidas respecto de las diferencias en sus propiedades

(Levitan *et al.*, 1995; van der Werf, 1996; Maud *et al.*, 2001; Feola *et al.*, 2011). Por otro lado, el hecho de no incluir el 0 como factor, otorga mucho peso a los plaguicidas usados en dosis más altas (Stenrød *et al.*, 2008).

- No considera los metabolitos producidos por la degradación de los plaguicidas en el ambiente, los cuales, no necesariamente son inocuos (Wolansky, 2011; Aparicio *et al.*, 2015)
- Otorga la misma importancia al impacto producido sobre el ambiente, sobre el trabajador rural y sobre el consumidor
- Tampoco toma en cuenta la posible aparición de resistencia en las plagas
- No considera los efectos relacionados con malas prácticas en las aplicaciones (deriva, dosis excesivas o inoportunas)

### 3- Resultados y discusión

#### ***Aplicación de plaguicidas a los cultivos***

La Tabla 4.1 muestra el detalle de los plaguicidas utilizados en cada cultivo y cada modelo de producción.

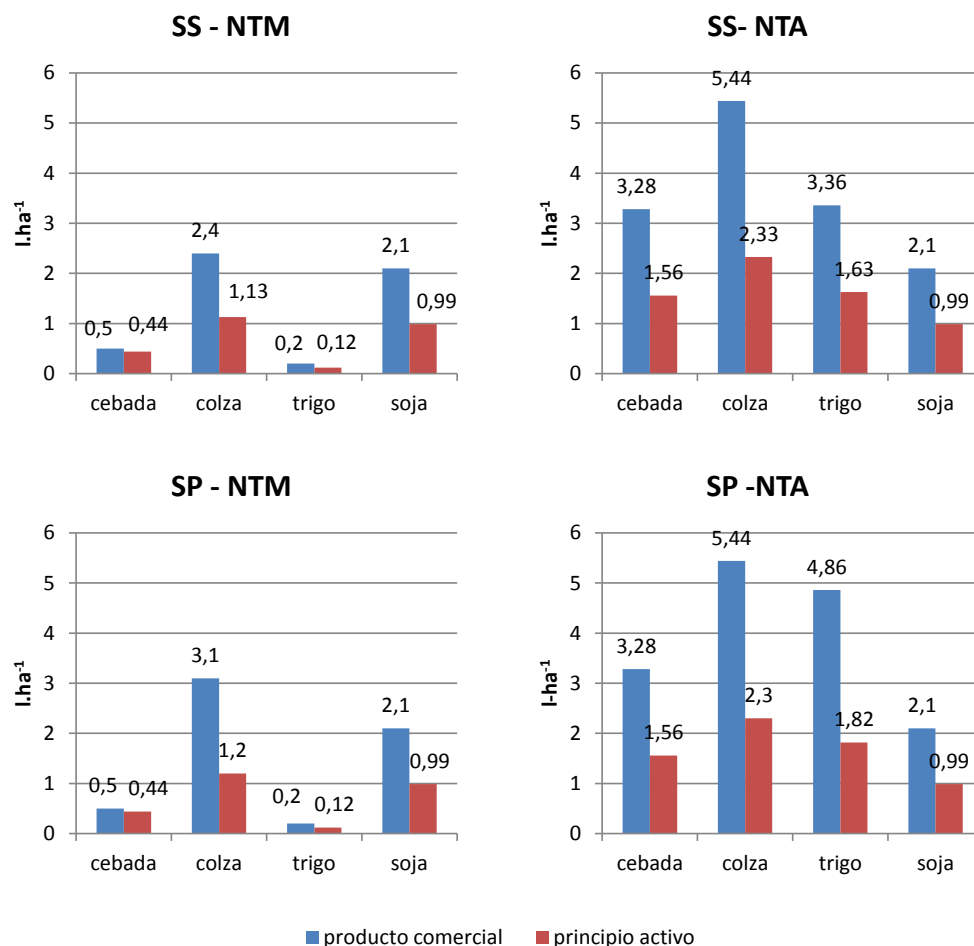
La aplicación de plaguicidas, tanto de producto comercial como de principio activo, fue diferente entre cultivos y entre niveles de tecnología y ambientes (Figura 4.1) y varió entre menos de 1 kg.ha<sup>-1</sup> a más de 5 kg.ha<sup>-1</sup> de producto comercial y 0,12 a 2,33 kg.ha<sup>-1</sup> de principio activo. La soja, en parte porque en esta zona de cultivo aún no registra una incidencia importante de artrópodos y patógenos que la afecten, y principalmente porque, a diferencia de sus antecesores, en los cuatro modelos de producción se sembró con el mismo sistema (siembra directa), fue el único cultivo que mantuvo el mismo esquema de manejo de plagas independientemente del nivel tecnológico o el ambiente, incluso independientemente del antecesor.

En relación a los **cultivos** en particular, con la tecnología media de producción, de manera muy clara, las dos oleaginosas son las que recibieron la mayor cantidad de plaguicidas. En el nivel tecnológico alto, la colza también registró la mayor aplicación de plaguicidas, pero su uso en los dos cereales se incrementó en tal medida que superaron a la soja. El incremento se debió principalmente a la aplicación de herbicidas para la realización de barbecho químico ya que una diferencia de manejo entre los niveles tecnológicos fue, precisamente, la implantación de los cultivos de invierno, que se hizo con labranzas en el nivel medio pero, en el nivel alto, fue en siembra directa.

**Tabla 4.1:** Plaguicidas y dosis del producto comercial aplicados a los cultivos de cebada, colza, trigo y soja en los cuatro modelos tecnológicos analizados en el Partido de Tres Arroyos (Buenos Aires, Argentina).

Cultivo	Ambiente	Nivel tecnológico	Plaguicidas aplicados	
Cebada	SS	NTM	Cultivo: 2,4-D 0,4 l.ha <sup>-1</sup> + dicamba 0,1 l.ha <sup>-1</sup>	
		NTA	Barbecho: glifosato 2 l.ha <sup>-1</sup> + 2,4-D 0,4 l.ha <sup>-1</sup> Semilla: carbendazim 20% + thiram 20% 0,3 l.100 kg <sup>-1</sup> Cultivo: dicamba 0,1 l.ha <sup>-1</sup>	
	SP	NTM	Cultivo: 2,4-D 0,4 l.ha <sup>-1</sup> + dicamba 0,1 l.ha <sup>-1</sup>	
		NTA	Barbecho: glifosato 2 l.ha <sup>-1</sup> + 2,4-D 0,4 l.ha <sup>-1</sup> Semilla: carbendazim 20% + thiram 20% 0,3 l.100 kg <sup>-1</sup> Cultivo: dicamba 0,1 l.ha <sup>-1</sup>	
	Colza	SS	NTM	Pre-siembra: trifluralina 1,8 l.ha <sup>-1</sup> Cultivo: cipermetrina 0,1 l.ha <sup>-1</sup> + clorpirifós 0,5 l.ha <sup>-1</sup>
			NTA	Barbecho: glifosato 4l.ha <sup>-1</sup> Semilla: carbendazim 20% + thiram 20% 0,3 l.100 kg <sup>-1</sup> Cultivo: propaquizafop 0,7 l.ha <sup>-1</sup> + dicamba 0,1 l.ha <sup>-1</sup> cipermetrina 0,1 l.ha <sup>-1</sup> + clorpirifós 0,5 l.ha <sup>-1</sup>
SP		NTM	Pre-siembra: trifluralina 1,8 l.ha <sup>-1</sup> Cultivo: propaquizafop 0,7 l.ha <sup>-1</sup> cipermetrina 0,1 l.ha <sup>-1</sup> + clorpirifós 0,5 l.ha <sup>-1</sup> (floración)	
		NTA	Barbecho: glifosato 4l.ha <sup>-1</sup> Semilla: carbendazim 20% + thiram 20% 0,3 l.100 kg <sup>-1</sup> Cultivo: propaquizafop 0,7 l.ha <sup>-1</sup> + dicamba 0,1 l.ha <sup>-1</sup> cipermetrina 0,1 l.ha <sup>-1</sup> + clorpirifós 0,5 l.ha <sup>-1</sup>	
Trigo	SS	NTM	Cultivo: metsulfurón metil 60% + dicamba 57,71% (Misil II) 0,1 l.ha <sup>-1</sup>	
		NTA	Barbecho: glifosato 2 l.ha <sup>-1</sup> + 2,4-D 0,4 l.ha <sup>-1</sup> Semilla: carbendazim 20% + thiram 20% 0,3 l.100 kg <sup>-1</sup> Cultivo: metsulfurón metil 60% + dicamba 57,71% (Misil II) 0,1 l.ha <sup>-1</sup> cipermetrina 0,1 l.ha <sup>-1</sup>	
	SP	NTM	Cultivo: metsulfurón metil 60% + dicamba 57,71% (Misil II) 0,1 l.ha <sup>-1</sup>	
		NTA	Barbecho: glifosato 2 l.ha <sup>-1</sup> + 2,4-D 0,4 l.ha <sup>-1</sup> (2 aplicaciones) Semilla: carbendazim 20% + thiram 20% 0,3 l.100 kg <sup>-1</sup> Cultivo: metsulfurón metil 60% + dicamba 57,71% (Misil II) 0,1 l.ha <sup>-1</sup> cipermetrina 0,1 l.ha <sup>-1</sup> Epoxiconazol 12,5% + kresoxim-metil 12,5% (Allegro) 0,75 l.ha <sup>-1</sup>	
Soja	SS y SP	NTM y NTA	Barbecho: glifosato 2 l.ha <sup>-1</sup> Cultivo: glifosato 2 l.ha <sup>-1</sup> cipermetrina 0,1 l.ha <sup>-1</sup>	

Referencias: NTM: nivel tecnológico medio, NTA: nivel tecnológico alto, SS: ambiente de suelos someros, SP: ambiente de suelos profundos.



**Figura 4.1:** Cantidad de plaguicidas aplicados a los cultivos de cebada, colza, trigo y soja de segunda, producidos en Tres Arroyos (Buenos Aires, Argentina) bajo dos manejos tecnológicos y dos ambientes agroecológicos.

Referencias: NTM: nivel tecnológico medio, NTA: nivel tecnológico alto, SS: ambiente de suelos someros, SP: ambiente de suelos profundos.

El mayor **nivel tecnológico** en los distintos cultivos no implicó sólo un aumento, sino también un cambio (al menos parcial) de los plaguicidas empleados. Así, en la colza, la trifluralina aplicada en pre-siembra se reemplazó por un barbecho tratado con glifosato y la aplicación de dicamba y propaquizafop en post-emergencia. En el trigo, al uso de metsulfurón metil + dicamba en macollaje, se sumó glifosato + 2,4-D en el barbecho. Y en la cebada, se pasó de una aplicación de 2,4-D + dicamba en macollaje al uso de glifosato + 2,4-D en el barbecho y, en macollaje, sólo el dicamba. Esto es un punto importante, ya que las características físico-químicas y toxicológicas de los plaguicidas son diferentes implicando cambios en su impacto ambiental. En este sentido, Margni *et al.* (2002) mostraron el diferente impacto de cinco fungicidas utilizados para el control de *Septoria* spp en trigo, y Ferraro *et al.* (2003) señalaron cómo el cambio de un solo producto en el planteo

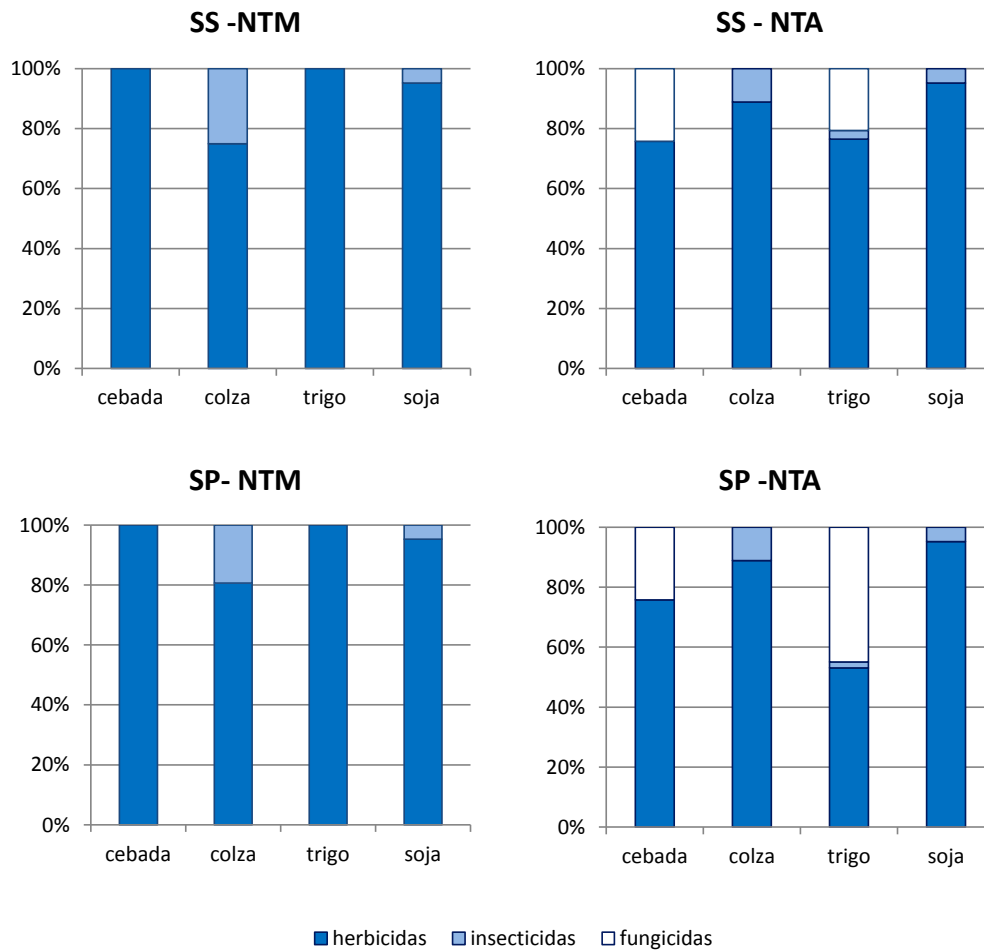
tecnológico de los cultivos, aunque pueda parecer intrascendente, puede significar importantes cambios en su impacto ambiental.

Paralelamente a la implantación en siembra directa se implementó el curado de la semilla con fungicidas en todos los cultivos de invierno, y en el trigo, además, la aplicación de fungicidas para enfermedades foliares. Pero estas decisiones del productor no son caprichosas. El curado de las semillas cuando se implementa la siembra directa, usualmente se recomienda debido a que las condiciones, principalmente térmicas, para la implantación de los cultivos son menos favorables que cuando se labra el suelo. Esto alarga la duración de la etapa de germinación y primeros crecimientos exponiendo a las semillas y plántulas durante más tiempo a las adversidades propias de la misma. De la misma manera, el uso de fungicidas para enfermedades foliares en trigo se recomienda porque la fertilización con mayores dosis de nitrógeno que se realiza en el planteo de tecnología alta hace más susceptible al cultivo a la incidencia de algunos patógenos. Todo esto muestra cómo cada cambio que se realiza en el manejo de los cultivos lleva a nuevos cambios y, sobre todo, a un mayor aporte de insumos externos para suplir los procesos naturales que en el modelo tecnológico imperante se van deteriorando progresivamente.

La influencia del **ambiente** fue mucho menor a la del cultivo y el nivel tecnológico. Solamente en dos casos se registraron diferencias. Cabe aclarar que en este punto no se hace referencia a las condiciones ambientales meteorológicas imperantes durante el desarrollo de los cultivos sino a condiciones ambientales más estables, basadas en la profundidad del suelo, que permiten diferenciar zonas de cultivo. Se observó, que en la colza producida con la tecnología media, en los suelos profundos se hizo una aplicación adicional de herbicida durante el ciclo del cultivo, respecto de la zona de suelos someros, sumando propaquizafop a la trifluralina aplicada en pre-siembra. En el trigo producido con el nivel tecnológico alto, se aplicaron fungicidas durante el ciclo del cultivo cuando creció en suelos profundos pero no en suelos someros.

En coincidencia con informaciones previas (Bedmar, 2011; CASAFE, 2013; Aparicio *et al.*, 2013a; Popp *et al.*, 2013; Aparicio *et al.*, 2015; Sarandón *et al.*, 2015) se observó que los plaguicidas más usados fueron los herbicidas (Figura 4.2), lo cual no tendría relación solamente con las dosis de aplicación que, en general, son mayores, sino también con que las malezas son las adversidades que mayores pérdidas producen en los cultivos (Oerke & Dehne, 2004; Oerke, 2006) siendo, por lo tanto, más generalizado su control químico. En el nivel tecnológico medio, los herbicidas se ubicaron entre el 75 y el 100% de los plaguicidas empleados, y sólo la colza y la soja recibieron otro tipo de producto, que fueron insecticidas. Al elevarse el nivel tecnológico, la participación de los herbicidas en cebada y trigo se redujo, fundamentalmente por la aplicación de fungicidas a la semilla. En el trigo se sumó el

uso de insecticidas, pero el mayor cambio fue cuando se aplicaron fungicidas para enfermedades foliares en el ambiente de suelos profundos, que llegaron a incrementar la participación de estos productos a más de un 40%. En la colza, el mayor nivel tecnológico, implicó un aumento de la participación de los herbicidas debido a la implementación de la siembra directa y el consecuente control químico de las malezas.



**Figura 4.2:** Distribución porcentual de los plaguicidas, clasificados según tipo de producto, aplicados a los cultivos de cebada, colza, trigo y soja de segunda, producidos en Tres Arroyos (Buenos Aires, Argentina) bajo dos manejos tecnológicos y dos ambientes agroecológicos.

### ***Impacto ambiental por uso de plaguicidas de las secuencias de cultivos en los distintos modelos de producción***

En primer lugar, cabe recordar que los valores del EI<sub>Q</sub>-FUR<sub>t</sub> sólo permiten hacer comparaciones ya que no miden el impacto real del programa de control de plagas evaluado. Otra observación importante es la que tiene que ver con la relación entre el impacto inherente del plaguicida considerado (EI<sub>Q</sub>) y su valoración de uso a campo (EI<sub>Q</sub>-

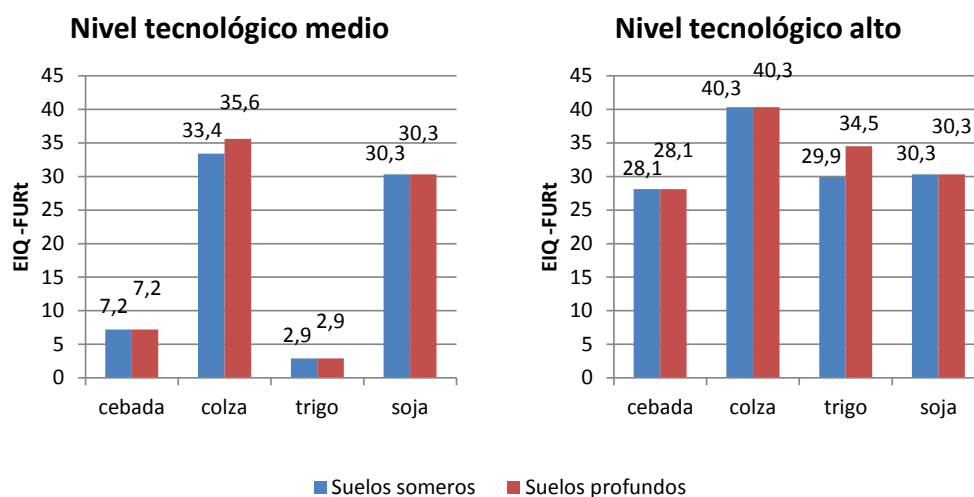
FURt) en que se contempla el número y dosis de aplicación del producto comercial y su contenido de principio activo. La dosis de aplicación es un componente importante en determinación del impacto y depende, en algunos casos, del cultivo al cual se aplica el plaguicida. En la Tabla 4.2 se presentan, en la primera columna, los valores del coeficiente de impacto ambiental propios de cada plaguicida (EIQ) usado en los cultivos analizados, ordenados de mayor a menor. Se observa que su impacto no se relaciona con el tipo de plaguicida en cuanto a objeto de control, ya que los herbicidas, insecticidas y fungicidas no se agruparon. En la segunda columna, se presentan los mismos productos pero ordenados de acuerdo a su impacto ambiental a campo (EIQ-FURt), es decir, afectados por la dosis de aplicación usada en cada cultivo. Es así cómo productos de alto impacto como el carbendazim, cuando se utilizan en colza, por ejemplo, lo reducen enormemente, y un producto como el glifosato, que no es de los de mayor impacto *per se*, alcanza altos valores debido a sus altas dosis de aplicación.

**Tabla 4.2:** Ranking de los plaguicidas utilizados en la producción de cebada, colza, trigo y soja en Tres Arroyos (Buenos Aires, Argentina) ordenados según el impacto del principio activo *per se* (EIQ) y según su impacto asociado a la dosis de aplicación (EIQ-FURt).

EIQ	EIQ-FURt
Carbendazim 50,50	Glifosato (colza) 29,43
Cipermetrina 36,35	Trifluralina (colza) 26,07
Epoxiconazol 33,50	Glifosato (soja) 15,36
Trifluralina 30,17	Glifosato (trigo, cebada) 14,72
Propaquizafop 30,13	Clorpirifós (colza) 6,44
Thiram 29,28	2,4-D (éster, cebada, trigo) 6,13
Clorpirifós 26,85	Carbendazim (cebada) 3,94
Dicamba 26,33	Carbendazim (trigo) 3,33
Metsulfuron metil 22,67	Epoxiconazol (trigo) 3,14
2,4-D (éster) 15,33	Thiram (cebada) 2,28
Glifosato 15,33	Propaquizafop (colza) 2,11
Kresoxim metil 15,07	Thiram (trigo) 1,93
	Dicamba (trigo) 1,52
	Kresoxim metil (trigo) 1,41
	Metsulfuron metil (trigo) 1,36
	Dicamba (colza, cebada) 1,05
	Cipermetrina (colza, trigo, soja) 0,91
	Carbendazim (colza) 0,18
	Thiram (colza) 0,11

Teniendo en cuenta las observaciones precedentes, cuando los litros de plaguicida aplicados se convirtieron en el coeficiente de impacto ambiental (EIQ-FURt) se obtuvieron los valores presentados en la Figura 4.3. Si se comparan los comportamientos relativos de

los cultivos se entiende por qué numerosos autores afirman que la cantidad de plaguicida utilizado no es el mejor indicador del impacto que produce su uso en los ecosistemas (Levitan, 2000; Sattler *et al.*, 2007; Stenrød *et al.*, 2008; Damalas & Eleftherohorinos, 2011). En el nivel tecnológico alto y suelos profundos, por ejemplo, se observó que el trigo recibió prácticamente el doble de plaguicidas que la soja, contabilizados en  $l.ha^{-1}$  (Figura 4.1), pero su impacto evaluado a través del EIQ-FURt fue semejante (Figura 4.3). De manera similar y en las mismas condiciones de suelos y nivel tecnológico, mientras que la cantidad de plaguicidas aplicados a la cebada fue alrededor de un 50% mayor que la correspondiente a la soja, la primera registró un menor impacto. Esto se debe a que el impacto ambiental debido al uso de los plaguicidas depende de numerosos factores, entre los cuales se encuentran las características físico-químicas de los mismos que determinan su movimiento en el ambiente y sus propiedades toxicológicas, además de las cantidades aplicadas (Van der Werf, 1996; Ares, 2004; Bedmar 2006, 2011; Damalas & Eleftherohorinos, 2011; Martínez-Ghersa, 2011, Aparicio *et al.*, 2015).



**Figura 4.3:** Impacto ambiental (EIQ-FURt) de los cultivos de cebada, colza, trigo y soja de segunda, producidos en Tres Arroyos (Buenos Aires, Argentina) bajo dos manejos tecnológicos y dos ambientes agroecológicos.

Con relación a las observaciones hechas respecto a los datos de la Tabla 4.2, se pueden señalar cuáles fueron en cada cultivo y planteo los plaguicidas que más aportaron al impacto ambiental: en la soja, si bien la cipermetrina es inherentemente más peligrosa que el glifosato, la mayor dosis usada del herbicida resultó en un impacto mucho mayor (29,4 vs 0,9). En la cebada, producida con la tecnología media, el 2,4-D fue el producto de mayor EIQ-FURt, pero cuando se hizo bajo siembra directa en la tecnología alta, la mayor dosis del glifosato usado para el barbecho, nuevamente generó una situación de mayor impacto.

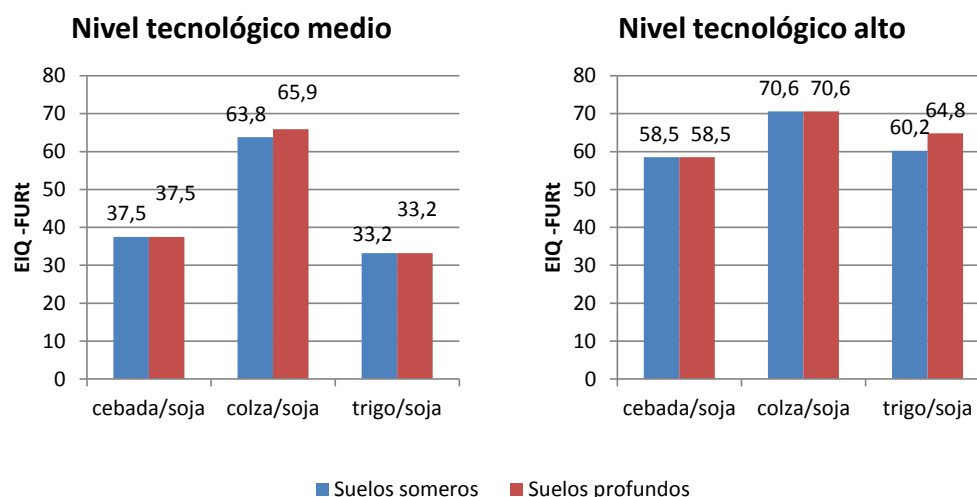


Cuando la colza se produjo con el nivel medio de tecnología, a pesar de utilizarse insecticidas con altos EIQ, el mayor impacto derivó de la trifluralina, que une un coeficiente relativamente alto con una dosis también alta, motivo por el cual registró 26 puntos de los 33 y 35 de EIQ-FURt que alcanzó en los suelos someros y profundos respectivamente. Sin embargo, cuando se produjo bajo siembra directa, no se usó trifluralina y se reemplazó por un barbecho con glifosato que contribuyó al impacto casi en la misma medida que aquella. En el trigo, la situación fue relativamente similar a la cebada: bajo la tecnología media se usaron productos de bajos EIQ y en bajas dosis, pero en la tecnología alta, la siembra directa implicó el uso de glifosato en altas dosis que elevó notablemente el impacto ambiental. Si bien se usaron también insecticidas y fungicidas, su incidencia, aunque no fue despreciable, fue menor.

Los coeficientes de impacto ambiental presentados en la Figura 4.3 muestran que los efectos más importantes correspondieron al cultivo y al nivel de tecnología aplicada pero que, además, interactuaron entre sí. Mientras que en el nivel tecnológico medio se diferenciaron claramente la colza y la soja como los cultivos de mayor impacto, cuando la producción se hizo con un nivel alto de tecnología, los cereales incrementaron fuertemente su impacto ambiental a valores cercanos al de la soja y se debió fundamentalmente al uso de glifosato en el barbecho químico.

La Figura 4.4 muestra la combinación de los EIQ-FURt para las distintas secuencias en las distintas situaciones de producción. En concordancia con lo analizado previamente, se observó que la incidencia del ambiente a través del tipo de suelo fue mínima en comparación con la influencia de la secuencia considerada o el nivel tecnológico utilizado. También resultó claro que, con la tecnología media, el impacto de la secuencia colza/soja fue casi del doble que los de las secuencias que incluyeron cereales, pero la diferencia se redujo notablemente en el modelo del nivel tecnológico alto. Es decir, la tecnología de producción media de cebada/soja y trigo/soja fue notablemente menos nociva, en lo que a impacto por plaguicidas se refiere, que la tecnología alta. En colza/soja esta diferencia fue menos notable pero fue una secuencia de mayor impacto que las que incluyen cereales en los dos niveles tecnológicos.

Al analizar para cada cultivo cómo se compuso el coeficiente de impacto ambiental (Tabla 4.3), se observó que el componente más perjudicado fue el ecológico, en segundo lugar, aunque con mucha diferencia fue afectado el trabajador rural y, por último, el consumidor. A diferencia de lo observado por Margni *et al.* (2002) no se verificó que hubiese plaguicidas o esquemas de manejo con diferente comportamiento, por ejemplo, un mayor impacto sobre el consumidor o el trabajador rural, en todos los casos el componente más perjudicado fue el ecológico y el menos, el consumidor.



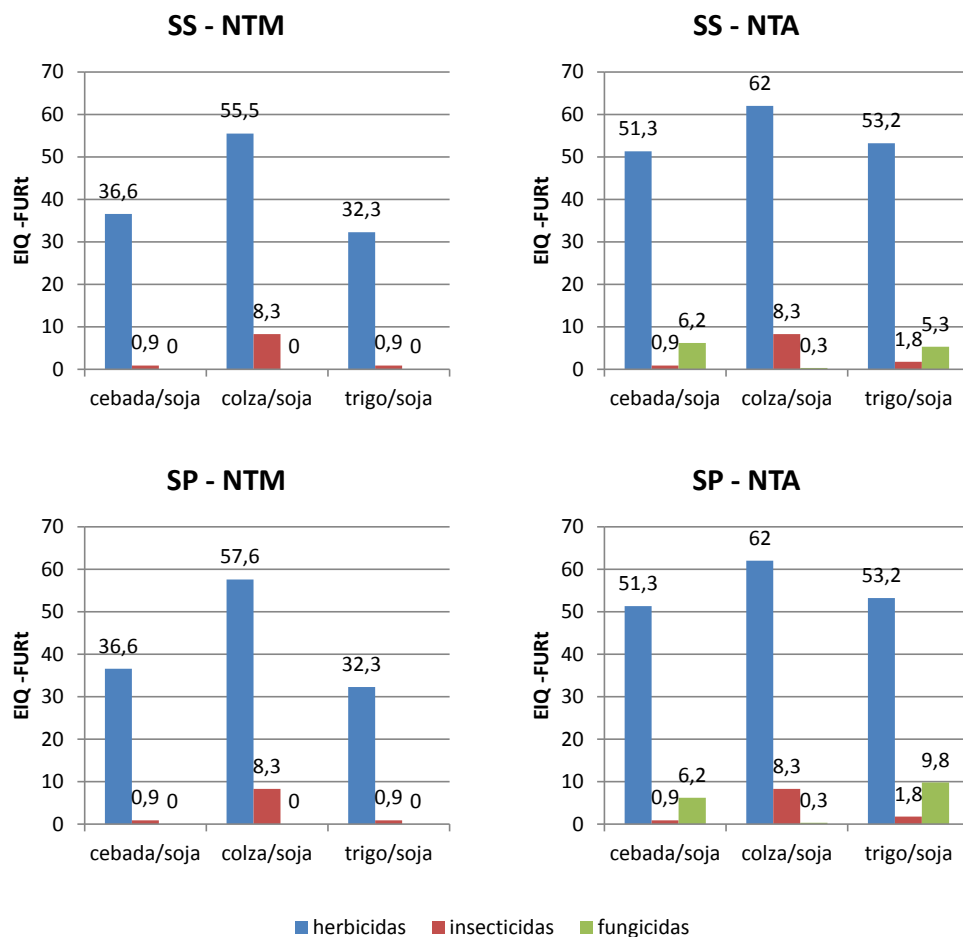
**Figura 4.4:** Impacto ambiental (EIQ-FURt) de tres secuencias de cultivos producidas en Tres Arroyos (Buenos Aires, Argentina) bajo dos manejos tecnológicos y dos ambientes agroecológicos.

**Tabla 4.3:** Componentes del impacto ambiental (EIQ-FURt) de la producción de colza, cebada, trigo y soja de segunda en el Partido de Tres Arroyos (Buenos Aires, Argentina) en dos condiciones ecológicas y dos manejos tecnológicos.

Tecnología aplicada	Zona agroecológica	Trigo	Cebada	Colza	Soja
<b>Componente "trabajador rural"</b>					
Media	Suelos someros	1,2	3,7	12,2	15,7
	Suelos profundos	1,2	3,7	13,0	15,7
Alta	Suelos someros	15,4	14,9	18,7	15,7
	Suelos profundos	17,5	14,9	18,7	15,7
<b>Componente "consumidor"</b>					
Media	Suelos someros	0,8	1,5	5,4	5,9
	Suelos profundos	0,8	1,5	5,7	5,9
Alta	Suelos someros	8,3	8,2	7,2	5,9
	Suelos profundos	10,4	8,2	7,2	5,9
<b>Componente "ecológico"</b>					
Media	Suelos someros	6,6	16,4	82,7	69,4
	Suelos profundos	6,6	16,4	87,9	69,4
Alta	Suelos someros	66,1	61,3	94,9	69,4
	Suelos profundos	75,5	61,3	94,9	69,4

Por otro lado, y en concordancia con lo observado para cada cultivo, en cada una de las secuencias, los plaguicidas que produjeron más impacto fueron los herbicidas (Figura 4.5). En el nivel medio de tecnología no se usaron fungicidas, los cuales se reservaron para el nivel alto como curasemillas en los tres cultivos de invierno, pero también aplicados al follaje en el trigo producido en suelos profundos. Es importante resaltar que, en cada secuencia, el impacto atribuible a los herbicidas aplicados a la soja fue de 29,4, es decir, es

casi la totalidad del impacto de las secuencias cebada/soja y trigo/soja producidas con el nivel tecnológico medio y más de la mitad cuando se produjeron con la tecnología alta.

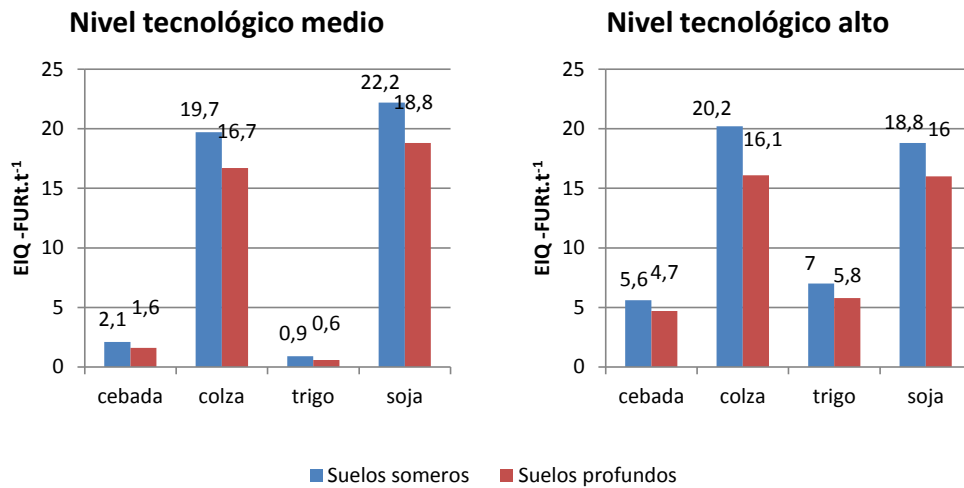


**Figura 4.5:** Impacto ambiental (EIQ-FURt) discriminado según la clase de plaguicida (herbicida, insecticida o fungicida) de tres secuencias de cultivos producidos en Tres Arroyos (Buenos Aires, Argentina) bajo dos manejos tecnológicos y en dos ambientes.

Referencias: NTM: nivel tecnológico medio, NTA: nivel tecnológico alto, SS: ambiente de suelos someros, SP: ambiente de suelos profundos.

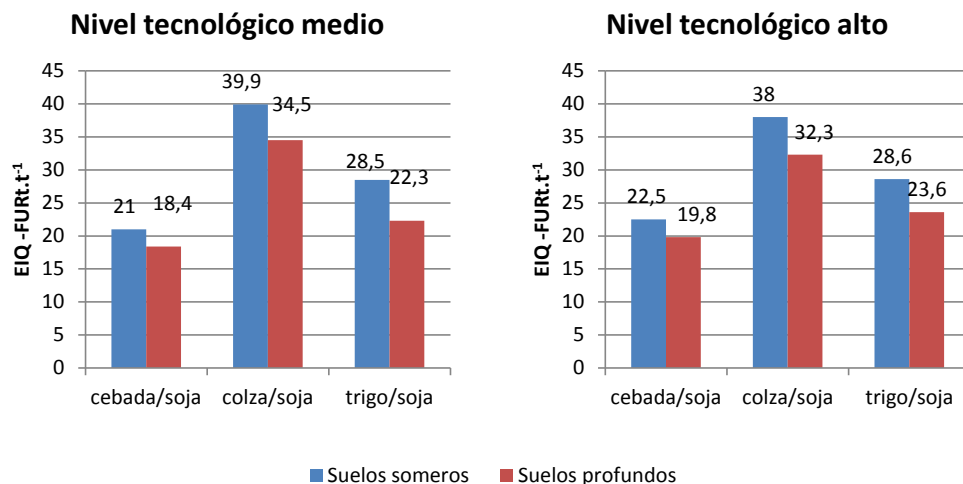
Al expresar el impacto ambiental por tonelada de producto, las diferencias encontradas entre cultivos y secuencias se magnificaron (Figuras 4.6 y 4.7) ya que la colza y la soja, además de tener un EIQ-FURt mayor en base hectárea también tuvieron un rendimiento menor que los cereales. Incluso, aunque pequeñas, se observaron diferencias entre los ambientes agroecológicos. Al expresar el impacto de esta manera, resulta que, en la medida que se obtengan mayores rendimientos con el mismo esquema de manejo de plagas, el impacto ambiental por uso de plaguicidas disminuye. En consecuencia, cuando se exporta

una cierta cantidad de grano proveniente de un sistema de producción o de otro, el impacto por uso de plaguicidas asociado a su producción es distinto.



**Figura 4.6:** Impacto ambiental (EIQ-FURt) de los cultivos de cebada, colza, trigo y soja de segunda, calculado por tonelada de producto obtenido, producidos en Tres Arroyos (Buenos Aires, Argentina) bajo dos manejos tecnológicos y dos ambientes agroecológicos.

Referencias: NTM: nivel tecnológico medio, NTA: nivel tecnológico alto, SS: ambiente de suelos someros, SP: ambiente de suelos profundos.



**Figura 4.7:** Impacto ambiental (EIQ-FURt) de tres secuencias de cultivos producidas en Tres Arroyos (Buenos Aires, Argentina), calculado por tonelada de producto obtenido, producido bajo dos manejos tecnológicos y dos ambientes agroecológicos.

Referencias: NTM: nivel tecnológico medio, NTA: nivel tecnológico alto, SS: ambiente de suelos someros, SP: ambiente de suelos profundos.

### **Las secuencias de cultivos y los plaguicidas**

Los resultados presentados muestran que el impacto ambiental de las secuencias analizadas fue modificado principalmente por los cultivos que las integraron y por el nivel de tecnología aplicado, considerado aquí como tecnologías de insumos más que de procesos. Los cultivos de colza y soja, individualmente, fueron los que presentaron mayores valores de EIQ-FURt. Podría pensarse que son cultivos más susceptibles a las plagas, como sugirió Ares (2004) con respecto a los cítricos en Misiones, pero también podría ser que los altos valores de impacto ambiental obtenidos para la colza y la soja sean indicativos de su menor adaptación ecológica a la zona que el trigo y la cebada (al igual que su menor eficiencia energética, ya mencionada en el Capítulo 2). Es posible pensar que cuando un cultivo está mejor adaptado, ha logrado cierto equilibrio con las plagas asociadas al mismo que determinarían un menor uso de plaguicidas, pero cuando un cultivo no está adaptado ecológicamente, las plagas que se pueden presentar no poseen mecanismos de control natural. Por ejemplo, el pulgón ceniciento (*Brevicoryne brassicae*), frecuente en la colza, o las chinches como *Nezara viridula* o *Piezodorus guildinii*, comunes en la soja, no son plagas importantes en los cereales, por lo cual su control biológico sería menos eficiente en esta zona (donde la colza y la soja son cultivos comparativamente más nuevos) que en sus zonas de origen o de mayor adaptación ecológica. Esto determinaría la mayor necesidad de intervención para reducir su impacto negativo sobre el rendimiento de los cultivos. Además, explicaría que la colza y la soja, a diferencia del trigo y la cebada, requieran la aplicación de insecticidas en todos los modelos de analizados.

En este punto es importante considerar la posible difusión de la secuencia colza/soja en el marco de una rotación más larga de cultivos en la cual la inclusión de la colza y la soja favorecería el manejo de plagas en los otros cultivos por cortar sus ciclos, pero también estas dos oleaginosas se verían favorecidas por el mismo efecto de los otros cultivos sobre ellas. Es esperable que la sucesión de cultivos, si es correctamente planificada tenga ese resultado y, por lo tanto, permita reducir la carga de plaguicidas en el sistema.

Por otro lado, el mayor esfuerzo en el control de plagas, en todos los cultivos, estuvo puesto en las malezas ya que son las que requirieron mayor cantidad y dosis de plaguicidas y también determinaron los mayores impactos ambientales. Esto es coherente con el hecho que las malezas son las adversidades que producen mayores pérdidas en los cultivos (Oerke & Dehne, 2004; Oerke, 2006) y con que los herbicidas son los plaguicidas que más se aplican en la producción agrícola (Bedmar, 2011; CASAFE, 2013; Aparicio *et al.*, 2013a; Popp *et al.*, 2013; Aparicio *et al.*, 2015; Sarandón *et al.*, 2015).

En cada secuencia, el glifosato fue el plaguicida que más aportó al impacto ambiental, ya sea aplicado a la soja (en el nivel de tecnología medio) o aplicado a la soja y al barbecho de su antecesor (en el nivel tecnológico alto). Si bien este herbicida, de acuerdo a su EIQ no es de los productos más tóxicos (como el carbendazim o la cipermetrina, Tabla 4.2), se aplica en altas dosis que determinan su alto impacto. Sumado a ello, el glifosato y el ácido aminometilfosfónico (su principal producto de degradación, conocido como AMPA) han sido detectados, en aguas, pero principalmente en suelos, en material particulado en suspensión y en sedimentos del fondo de cursos de agua de diferentes lugares de nuestro país, incluso su concentración se ha asociado a las actividades y ciclos agrícolas y eventos de lluvias (Peruzzo *et al.*, 2008; Aparicio *et al.*, 2013b; Lupi *et al.*, 2015).

Este uso generalizado del glifosato llevó a numerosos investigadores a evaluar el efecto de su aplicación a los cultivos sobre distintas comunidades biológicas, pero no se obtuvieron resultados contundentes. En muchos casos los efectos de la aplicación de glifosato sobre las comunidades microbianas del suelo fueron escasos o nulos (Buse *et al.*, 2001, Lupwayi *et al.*, 2009; Bórtoli *et al.*, 2012) o sólo fueron efectos transitorios, que desaparecieron en el término de días o semanas (Andréa *et al.*, 2003; Ratcliff *et al.*, 2006; Bozzo de Brum, 2010). Pero también hay estudios que indican que este herbicida afectó los propágulos de rizobios y hongos micorrízicos arbusculares en campos naturales (Druille *et al.*, 2015), la viabilidad de los capullos de las lombrices de tierra (Martínez-Ghersa, 2011) y que, en laboratorio, redujo la longevidad de *Chryzoperla externa*, enemigo natural de numerosos artrópodos herbívoros (Schneider *et al.*, 2009). Por otra parte, los reportes de efectos teratogénicos sobre vertebrados (Paganelli *et al.*, 2010), efectos detectados también en vertebrados en estudios a más largo plazo (Séralini *et al.*, 2014) y, finalmente, el reporte de sus efectos cancerígenos (Guyton *et al.*, 2015), plantean la necesidad de poner una luz de alerta frente al difundido y masivo uso de este herbicida en la Argentina.

Por otro lado, la aparición de resistencia a los plaguicidas era una amenaza latente que se ha convertido en realidad, sobre todo en el caso de muchos herbicidas y, en particular, del glifosato: el reporte de malezas resistentes aumenta permanentemente (Benbrook, 2012; Brookes & Barfoot, 2015; Bonny, 2016, Heap, 2016). Pero es necesario recalcar que no siempre es el herbicida en sí el que causa la evolución de la resistencia en las malezas, sino el modo en que se usa (Norsworthy *et al.*, 2012). En la Argentina, hoy, el glifosato es el herbicida más usado no sólo en los cultivos de soja, maíz y algodón por ser resistentes al mismo, sino también en el barbecho de prácticamente todos los cultivos (CASAFE, 2013) imponiendo una enorme presión de selección a las poblaciones de malezas favoreciendo el desarrollo de resistencia (Norsworthy *et al.*, 2012; Brookes & Barfoot, 2015; Bonny, 2016). Esto ha obligado al uso de otros herbicidas conjuntamente con

el glifosato a fin de mejorar el control, lo que ha sido visto como una muestra del fracaso del sistema (Benbrook, 2012).

Numerosos autores han propuesto alternativas más sustentables para el manejo de las malezas que permiten disminuir la carga de plaguicidas sin reducir la producción de los cultivos (Menalled, 2010; Norsworthy *et al.*, 2012; Baigorria *et al.*, 2015; Duru *et al.*, 2015; Nichols *et al.*, 2015; Petit *et al.*, 2015) pero que no son ampliamente adoptadas. Bedmar (2013) y Bonny (2016) plantean que entre las causas de este hecho puede mencionarse un componente socio-económico-cultural que incluye la búsqueda de la maximización de los rendimientos, el incremento en las superficies de siembra, la escasa dedicación a la observación, la gran superficie cultivada bajo arrendamiento, la búsqueda de inmediatez en los resultados (que es ofrecida por los métodos químicos de control) y, particularmente en nuestro país, los escasos o nulos controles de las actividades relacionadas con el uso y aplicación de plaguicidas. Por otro lado, Gaba *et al.* (2014) afirman que a través del manejo de las relaciones bióticas dentro de los agroecosistemas se puede lograr una intensificación ecológica que permita reducir el uso de insumos, no sólo plaguicidas, sino también de fertilizantes. Pero, al mismo tiempo, estos autores reconocen que aunque el potencial de la intensificación ecológica para lograr ese objetivo sea fácil de comprender, existen aún muchas limitantes para su aplicación, relacionadas con la complejidad de los agroecosistemas, que requieren de mayor investigación ya que un mal manejo de las interacciones bióticas, al igual que la agricultura convencional, también puede no tener efectos o tener consecuencias indeseables.

### ***El modelo de producción y el impacto ambiental por uso de plaguicidas***

Cuando las secuencias de doble cultivo evaluadas se manejaron con un nivel tecnológico alto tuvieron mayor impacto ambiental que con la tecnología media. Debido al efecto de los cultivos que las integraron se observó que la diferencia fue sustancialmente mayor en las secuencias cebada/soja y trigo/soja que en colza/soja, ya que esta última registró altos valores de EI<sub>Q</sub>-FUR<sub>t</sub> en ambos modelos tecnológicos. La producción de cebada y trigo con la tecnología media tendría impactos relativamente bajos no sólo en comparación con los otros cultivos aquí evaluados sino también con informes previos (March *et al.*, 2012; Baigorria *et al.*, 2015). Pero al implantarlos en siembra directa, la dependencia del manejo químico de las malezas y el curado de las semillas condicionaron un mayor impacto ambiental.

Al respecto, Sarandón *et al.* (2015) resaltan la importancia del modelo más que del cultivo en sí como determinante del impacto ambiental de la producción, tanto agrícola como

ganadera, y numerosos autores demostraron que para el mismo cultivo hay formas de manejo que representan distintos impactos por el uso de plaguicidas (Roussel *et al.*, 2000, Kovach *et al.*, 1992; Edwards-Jones & Howells, 2001; De Jong & De Snoo, 2002, Ares, 2004; March *et al.*, 2012; Baigorria *et al.*, 2015).

En este punto es donde se puede destacar la importancia del manejo que se realice, tanto en relación a la dosis utilizada como al producto elegido para el control. Margni *et al.* (2002) han mostrado cómo puede diferir el impacto de distintos plaguicidas utilizados para el mismo objetivo, no sólo evaluados en conjunto, sino también evaluado su efecto en distintos compartimentos (salud humana, ecosistema acuático y ecosistema terrestre). En la colza, el mayor nivel de tecnología implicó el cambio de un herbicida de presembrado (trifluralina) por glifosato aplicado al barbecho químico, pero el impacto fue similar. En el caso de los cereales, con la tecnología media el control químico de malezas sólo se hizo durante el cultivo, evidentemente resultaba efectivo el control mecánico previo a la siembra. Al implementar la siembra directa en el nivel tecnológico alto, el glifosato fue el principal responsable del mayor impacto por el uso de plaguicidas, seguido por los curasemillas.

Popp *et al.* (2013) y Devine *et al.* (2008) resaltan el efecto de la globalización sobre la posibilidad de elección de los plaguicidas por parte de los productores, llamando la atención acerca de cómo por una cuestión comercial de las empresas productoras de plaguicidas y por falta de control estatal, en los países en desarrollo, claramente, el control de plagas se realiza con productos más peligrosos que en los países desarrollados, y muy frecuentemente con genéricos, que muchas veces no cumplen con las normas de calidad necesarias. Describen cómo los países desarrollados trasladan la producción de alimentos y fibras que necesitan, a los países en desarrollo, por supuesto en forma comercial, pero esto significa trasladar también la carga de plaguicidas a estos países, aprovechando los controles más laxos de sus instituciones, cuestión planteada por Cross & Edwards-Jones (2011) como de una ética poco clara. De manera similar al comercio de agua y suelo virtuales, en el cual algunos países compran materias primas a otros, que contienen el agua y los nutrientes necesarios para su producción, a un precio que no incorpora las externalidades que producen en sus países de origen (Pengue, 2006; 2010; 2012), con los plaguicidas ocurre lo mismo: los países con mayor conciencia ambiental importan los alimentos para reducir la aplicación de plaguicidas en sus territorios.

#### **4- Comentarios finales.**

La preocupación por los efectos que causa la intensa, y muchas veces inadecuada, aplicación de agroquímicos en la agricultura moderna es creciente dentro de la sociedad. La



población, de distintas maneras se hace oír: desde pueblos enteros movilizados por las pulverizaciones en sitios no permitidos, que relacionan con una serie de enfermedades que padecen, hasta las manifestaciones más silenciosas de modificar los hábitos de consumo. Un poco más retrasados que los países desarrollados, aquí en la Argentina también estamos tomando conciencia del peligro que representan los plaguicidas, y desde hace algún tiempo se vienen realizando estudios sobre los movimientos en el ambiente y los efectos de los principales plaguicidas aplicados a nuestros cultivos.

En este contexto, los resultados de este trabajo muestran, de forma general, el efecto que los cambios en el uso de la tierra tienen sobre lo ambiental, y en particular, los efectos del reemplazo del cultivo de trigo por cebada o colza en la secuencia de doble cultivo trigo/soja en el Partido de Tres Arroyos.

Tal como se esperaba, dentro de un modelo de tecnología de producción promedio, el reemplazo del trigo por la cebada no modificaría el impacto ambiental por el uso de plaguicidas, pero sí se incrementaría en gran medida si el trigo fuese suplantado por colza, debido a que el planteo de manejo de adversidades de la colza es de mayor impacto que el de trigo y cebada. De manera similar, dentro de cada secuencia, la soja presentó un mayor impacto que los cereales, aunque algo menor que la colza.

Particularmente en las secuencias cebada/soja y trigo/soja, y también en colza/soja aunque en menor grado; el nivel de tecnología aplicada tuvo un importantísimo efecto sobre el impacto ambiental por uso de plaguicidas. El cambio en el esquema de manejo de plagas fue consecuencia de modificaciones en la siembra de los cultivos que condicionaron un mayor uso de herbicidas (fundamentalmente glifosato) y fungicidas (como curasemillas). Es decir, si bien la siembra directa se implementó con el objetivo, entre otros, de reducir el costo energético y de mejorar las condiciones edáficas, esta práctica produjo un mayor impacto ambiental porque requirió de un mayor uso de plaguicidas.

El plaguicida que fue responsable de la mayor parte del impacto ambiental en todas las secuencias fue el glifosato, asociado a la siembra directa y también a la soja por su resistencia al mismo, pero también usado en el barbecho cuando se implementó la siembra directa en los cultivos invernales. Si bien existen alternativas probadas de control de malezas menos contaminantes, se plantea la necesidad de reforzar las tareas de investigación y extensión en estas temáticas, así como la formación de los futuros profesionales de la agronomía para que revaloricen las tecnologías de procesos frente a las de insumos.

Dado que el impacto ambiental por el uso de plaguicidas fue similar en suelos profundos y en suelos someros, se presume que el mayor rendimiento previsto no ocasionó

mayores efectos negativos en los agroecosistemas considerados, es decir, se rechaza la hipótesis propuesta.

## 5- Bibliografía

- Alletto L, Y Coquet, P Benoit, D Heddadj & E Barriuso (2010). Tillage management effects on pesticide fate in soils. A review. *Agronomy for Sustainable Development* 30:367-400.
- Altieri M & CI Nicholls (2006). Optimizando el manejo agroecológico de plagas a través de la salud del suelo. *Agroecología* 1:29-36.
- Altieri M & CI Nicholls (2007). Conversión agroecológica de sistemas convencionales de producción: teoría, estrategias y evaluación. *Ecosistemas* 16:3-12.
- Altieri MA (1999). The ecological role of biodiversity in agroecosystems. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 74:19-31.
- Andrade F, H Krüger & G Tito (2013). Introducción. En: Coloquio sobre Sustentabilidad. Hacia una agricultura sustentable situada en el territorio. Mar del Plata, Argentina. pp 6-10. Disponible en: [http://inta.gob.ar/sites/default/files/script-tmp-inta\\_hacia\\_una\\_agricultura\\_sustentable.pdf](http://inta.gob.ar/sites/default/files/script-tmp-inta_hacia_una_agricultura_sustentable.pdf). Último acceso: octubre de 2015.
- Andréa M, T Peres, L Luchini, S Bazarin, S Papini, M Matallo & V Savoy (2003). Influence of repeated applications of glyphosate on its persistence and soil bioactivity. *Pesquisa Agropecuaria Brasileira* 38:1329-1335.
- Aparicio V, E De Gerónimo, D Marino, J Primost P Carriquiriborde & JL Costa (2013b). Environmental fate of glyphosate and aminomethylphosphonic acid in surface waters and soil of agricultural basins. *Chemosphere* 93:1866-1873.
- Aparicio V, E De Gerónimo, K Hernández Gujjarro, D Pérez, R Portocarrero & C Vidal (2015). Los plaguicidas agregados al suelo y su destino en el ambiente. Ediciones INTA. Balcarce, Buenos Aires; Famaillá, Tucumán; Reconquista, Santa Fe, Argentina. 73 pp. Disponible en: [http://inta.gob.ar/sites/default/files/inta\\_plaguicidas\\_agregados\\_al\\_suelo\\_2015.pdf](http://inta.gob.ar/sites/default/files/inta_plaguicidas_agregados_al_suelo_2015.pdf). Último acceso: octubre de 2015
- Aparicio V, JL Costa & E De Gerónimo (2013a). Plaguicidas en Argentina. En: Coloquio sobre Sustentabilidad. Hacia una agricultura sustentable situada en el territorio. Mar del Plata, Argentina. pp 11-16. Disponible en: [http://inta.gob.ar/sites/default/files/script-tmp-inta\\_hacia\\_una\\_agricultura\\_sustentable.pdf](http://inta.gob.ar/sites/default/files/script-tmp-inta_hacia_una_agricultura_sustentable.pdf). Último acceso: octubre de 2015.
- Ares J (2004). Estimating pesticide environmental risk scores with land use data and fugacity equilibrium models in Misiones, Argentina. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 103:45-58.
- Arias-Estévez M, E López-Periago, E Martínez-Carballo, J Simal-Gándara, J Mejuto & L García-Río (2008). The mobility and degradation of pesticides in soils and the pollution of groundwater resources. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 123:247-260.
- Baigorria T, C Álvarez, C Cazorla, P Belluccini, B Aimetta, V Pegoraro, M Boccolini, V Faggioli & D Tuesca (2015). Cultivos de cobertura: una alternativa sustentable para el control de malezas. Actas del XXIII Congreso Latinoamericano de Malezas I Congreso Argentino de Malezas. Buenos Aires, Argentina. pp 209.
- Bajwa AA (2014). Sustainable weed management in conservation agriculture. *Crop Protection* 65:105-113.

- Bedmar F (2006). Comportamiento ambiental de los herbicidas en el suelo: conceptos y resultados regionales. Disponible en: <http://www.produccion-animal.com.ar/> Último acceso: enero de 2016.
- Bedmar F (2011). ¿Qué son los plaguicidas? *Ciencia Hoy* 21:10-16.
- Bedmar F (2013). Sustentabilidad del uso de plaguicidas. En: Coloquio sobre Sustentabilidad. Hacia una agricultura sustentable situada en el territorio. Mar del Plata, Argentina. pp 17-19. Disponible en: [http://inta.gob.ar/sites/default/files/script-mp-inta\\_hacia\\_una\\_agricultura\\_sustentable.pdf](http://inta.gob.ar/sites/default/files/script-mp-inta_hacia_una_agricultura_sustentable.pdf). Último acceso: octubre de 2015.
- Benbrook CM (2012). Impacts of genetically engineered crops on pesticide use in the U.S. – the first sixteen years. *Environmental Sciences Europe* 24:24 (1-13).
- Bonny S (2016). Genetically modified herbicide-tolerant crops, weeds and herbicides: overview and impact. *Environmental Management* 57:31-48.
- Bórtoli PV, RA Verdenelli, C Conforto, S Vargas Gil & JM Meriles (2012). Efectos del herbicida glifosato sobre la estructura y funcionamiento de comunidades microbianas de dos suelos de plantaciones de olivo. *Ecología Austral* 22:33-42.
- Bozzo de Brum MA (2010). Persistencia del glifosato y efecto de sucesivas aplicaciones en el cultivo de soja en agricultura continua en siembra directa sobre parámetros biológicos del suelo. M Sc Tesis. Facultad de Ciencias, Universidad de la República. Montevideo, Uruguay. 135 pp. Disponible en: [http://ambiente.fcien.edu.uy/tesis/Tesis\\_Alexandra\\_Bozzo.pdf](http://ambiente.fcien.edu.uy/tesis/Tesis_Alexandra_Bozzo.pdf). Último acceso: diciembre de 2015.
- Brookes G & P Barfoot (2015). Environmental impacts of genetically modified (GM) crops use 1996-2013: Impacts on pesticide use and carbon emissions. *GM Crops & Food* 6:103-133.
- Bruno A (2003). Estimación de los efectos ambientales y socioeconómicos del uso de plaguicidas en sistemas de producción fruti-vitícolas del departamento de Canelones. M Sc Tesis Facultad de Ciencias, Universidad de la República. Montevideo, Uruguay. 106 pp. Disponible en: [www.rapaluruway.org/agrotoxicos/Uruguay/TesisAB.pdf](http://www.rapaluruway.org/agrotoxicos/Uruguay/TesisAB.pdf). Último acceso: diciembre de 2015.
- Buse MD, AW Ratcliff, CJ Shestak, RF Powers (2001). Glyphosate toxicity and the effects of long-term vegetation control and soil on soil microbial communities. *Soil biology and Biochemistry* 33:1777-1789.
- Caffarini PM & AB Della Penna (2008). Efectos adversos de los plaguicidas sobre el ambiente. En: *Agrosistemas: impacto ambiental y sustentabilidad*. L Giuffré (Ed.). Editorial Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires. Buenos Aires, Argentina. pp 283-313.
- Carvalho FP (2006). Agriculture, pesticides, food security and food safety. *Environmental Science and Policy* 9:685-692.
- CASAFE (2013). Cámara de Sanidad Agropecuaria y Fertilizantes. Mercado argentino de productos fitosanitarios / Año 2011 vs 2012. Disponible en: <http://www.casafe.org/publicaciones/estadisticas/> Último acceso: marzo de 2016.
- Cross P & G Edwards-Jones (2006). Variation in pesticide hazard from arable crop production in Great Britain from 1992 to 2002: Pesticide risk indices and policy analysis. *Crop protection* 25:1101-1108.
- Cross P & G Edwards-Jones (2011). Variation in pesticide hazard from arable crop production in Great Britain from 1992 to 2008: An extended time-series analysis. *Crop protection* 30:1579-1585.
- Damalas CA & IG Eleftherohorinos (2011). Pesticide exposure, safety issues and risk assessment indicators. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 8:1402-1419.

- De Jong FMW & GR De Snoo (2002). A comparison of the environmental impact of pesticide use in integrated and conventional potato cultivation in The Netherlands. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 91:5-13.
- Deihimfard R, S Soufizadeh, SS Moinoddini, J Kambouzia, E Zand, A Mahdavi Damghani, L Mosleh & L Saberpour (2014). Evaluating risk from insecticide use at the field and regional scales in Iran. *Crop Protection* 65:29-36.
- Devine GJ, D Eza, E Ogusuku & MJ Furlong (2008). Uso de insecticidas: contexto y consecuencias ecológicas. *Revista Peruana de Medicina Experimental y Salud Pública* 25:74-100.
- Duru M, O Therond, G Martin, R Martin-Clouaire, M Magne, E Justes, E Journet, J Aubertot, S Savary, J Bergez & JP Sarthou (2015). How to implement biodiversity-based agricultura to enhance ecosystem services: a review. *Agronomy for Sustainable Development*. pp 1-23. Doi [10.1007/s13593-015-0306-1](https://doi.org/10.1007/s13593-015-0306-1).
- Druille M, MN Cabello, PA García Parisi, RA Golluscio & M Omacini (2015). Glyphosate vulnerability explains changes in root-symbionts propagules viability in pampean grasslands. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 202:48-55.
- Edwards-Jones G & O Howells (2001). The origin and hazard of inputs to crop protection in organic farming systems: are they sustainable? *Agricultural Systems* 67:31-47.
- Eshenaur B, J Grant, J Kovach, C Petzoldt, J Degni & J Tette (2015). Environmental Impact Quotient: A Method to Measure the Environmental Impact of Pesticides. New York State Integrated Pest Management Program, Cornell Cooperative Extension, Cornell University. 1992 – 2015. Disponible en: [www.nysipm.cornell.edu/publications/EIQ](http://www.nysipm.cornell.edu/publications/EIQ) Último acceso: diciembre de 2015.
- FAO (2011). Energy-smart food for people and climate. Issue paper. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations. Disponible en <http://www.fao.org/docrep/014/i245e/i245e00.pdf>. Último acceso: septiembre de 2013.
- Feola G, E Rahn & CR Binder (2011). Suitability of pesticide risk indicators for Less Developed Countries: A comparison. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 142:238-245.
- Ferraro DO, CM Ghera & GA Sznajder (2003). Evaluation of environmental impact indicators using fuzzy logic to assess the mixed cropping systems of the Inland Pampa, Argentina. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 96:1-18.
- Finizio A & S Villa (2002). Environmental risk assessment for pesticides. A tool for decision making. *Environmental Impact Assessment Review* 22:235-248.
- Frank FC (2007). Impacto agro-ecológico del uso de la tierra a diferentes escalas en la región pampeana argentina. M Sc Tesis Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Mar del Plata, Balcarce, Argentina. 164 pp.
- Gaba S, F Bretagnolle, T Rigaud & L Philippot (2014). Managing biotic interactions for ecological intensification of agroecosystems. *Frontiers in Ecology and Evolution*. June 2014, Volume 2, Article 29:1-9. doi: [10.3389/fevo.2014.00029](https://doi.org/10.3389/fevo.2014.00029).
- García JE (1997). Consecuencias indeseables de los plaguicidas en el ambiente. *Agronomía Mesoamericana* 8:119-135.
- García-Gutiérrez C & GD Rodríguez-Meza (2012). Problemática y riesgo ambiental por el uso de plaguicidas en Sinaloa. *Ra Ximhai* 8:1-10.
- Garrido I, N Vela, F Fenoll, F Navarro, G Pérez-Lucas & S Navarro (2015). Testing of leachability and persistence of sixteen pesticides in three agricultural soils of a semiarid Mediterranean region. *Spanish Journal of Agricultural Research* 13(4), e1104, 11 pp. Doi: <http://dx.doi.org/10.5424/sjar/2015134-8339>.

- Gliessman SR (2001). A energética dos agroecosistemas. En: Agroecología. Processos ecológicos em agricultura sustentável. SR Gliessman. Editora da Universidade. Rio Grande do Sul, Brasil. pp 509-538.
- Gliessman SR, FJ Rosado-May, C Guadarrama-Zugasti, J Jedlicka, A Cohn, VE Mendea, R Cohen, L Trujilla C Bacon & R Jaffe (2007). Agroecología: promoviendo una transición hacia la sostenibilidad. *Ecosistemas* 16:13-23.
- Guyton KZ, D Loomis, Y Grosse, F El Ghissassi, L Benbrahim-Tallaa, N Guha, C Scoccianti, H Mattock & K Straif (2015). Carcinogenicity of tetrachlorvinphos, parathion, malathion, diazinon, and glyphosate. *The Lancet Oncology* 16:490-491. Doi: [http://dx.doi.org/10.1016/S1470-2045\(15\)70134-8](http://dx.doi.org/10.1016/S1470-2045(15)70134-8).
- Heap I (2016). The International Survey of Herbicide Resistant Weeds. Online. Disponible en: [www.weedscience.org](http://www.weedscience.org) Último acceso: marzo de 2016.
- Kleter GA, R Bhula, K Bodnaruk, E Carazo, AS Felsot, CA Harris, A Katayama, HÁ Kuiper, KD Racke, B Rubin, Y Shevah, GR Stephenson, K Tanaka, J Unsworth, RD Wauchope & SS Wong (2007). Altered pesticide use on transgenic crops and the associated general impact from an environmental perspective. *Pest Management Science* 63:1107-1115.
- Klümper W & M Qaim (2014). A meta-analysis of the impacts of genetically modified crops. *Plos one* 9:e111629. Doi:[10.1371/journal.pone.0111629](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0111629).
- Kovach J, C Petzoldt, J Degni & J Tette (1992). A method to measure the environmental impact of pesticides. *New York's Food and Life Sciences Bulletin* 139:1-8. Disponible en: <http://www.nysipm.cornell.edu/publications/EIQ/default.asp>. Último acceso: diciembre de 2012.
- Levitan L (2000). "How to" and "why" assessing the enviro-social impacts of pesticides. *Crop Protection* 19:629-636.
- Levitan L, I Merwin & J Kovach (1995). Assessing the relative environmental impacts of agricultural pesticides: the quest for a holistic method. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 55:153-168.
- Lorin M, M-HJeuffroy, A Butier & M Valantin-Morison (2015). Undersowing winter oilseed rape with frost-sensitive legume living mulches to improve weed control. *European Journal of Agronomy* 71:96-105.
- Lupi L, KSB Miglioranza, VC Aparicio, D Marino, F Bedmar & DA Wunderlin (2015). Occurrence of glyphosate and AMPA in an agricultural watershed from the southeastern region of Argentina. *Science of the Total Environment* 536:687-694.
- Lupwayi NZ, KN Harker, GW Clayton, JT O'Donovan & RE Blackshaw (2009). Soil microbial response to herbicides applied to glyphosate-resistant canola. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 129:171-176.
- March GJ, CM Oddino, E Zorza, J Soave, A Moresi, J García, AD Marinelli, AM Rago & S Ferrari (2012). Indicadores de riesgo de plaguicidas en maní en el centro-sur de Córdoba. *Actas de la XXVII Jornada Nacional del Maní, General Cabrera, Argentina*. pp 6-8.
- Margni M, D Rossier, P Crettaz & O Jolliet (2002). Life cycle impact assessment of pesticides on human health and ecosystems. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 93:379-392.
- Martínez-Ghersa MA (2011). Consecuencias ambientales del uso de pesticidas. *Ciencia Hoy* 21:30-35.
- Maud J, G Edwards-Jones & F Quin (2001). Comparative evaluation of pesticide risk indices for policy development and assessment in the United Kingdom. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 86:59-73.

- Menalled FD (2010). Consideraciones ecológicas para el desarrollo de programas de manejo integrado de malezas. *Agroecología* 5:73-78.
- Morse S, R Bennett & Y Ismael (2006). Environmental impact of genetically modified cotton in South Africa. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 117:277-289.
- Nichols V, N Verhulst, R Cox & B Govaerts (2015). Weed dynamics and conservation agriculture principles: A review. *Field Crops Research* 183:56-68.
- Norsworthy JK, SM Ward, DR Shaw, RS Llewellyn, RL Nichols, TM Webster, KW Bradley, G Frisvold, SB Powles, NR Burgos, WW Witt & Michael Barrett (2012) Reducing the risks of herbicide resistance: best management practices and recommendations. *Weed Science* 60:31-62.
- Oerke EC & HW Dehne (2004). Safeguarding production-losses in mayor crops and the role of crop protection. *Crop Protection* 23:275-285.
- Oerke EC (2006). Crop losses to pests. *Journal of Agricultural Science* 144:31-43.
- Pacini C, A Wassink, G Giesen C Vazzana & R Huirne (2003). Evaluation of sustainability of organic, integrated and conventional farming systems: a farm and field-scale analysis. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 95:273-288.
- Padovani L, M Trevisan & E Capri (2004). A calculation procedure to assess potential environmental risk of pesticides at the farm level. *Ecological Indicators* 4:111-123.
- Paganelli A, V Gnazzo, H Acosta, SL López & AE Carrasco (2010). Glyphosate-based herbicides produce teratogenic effects on vertebrates by impairing retinoic acid signaling. *Chemical Research in Toxicology* 23:1586-1595.
- Pengue WA (2006). "Agua virtual", agronegocio sojero y cuestiones económico ambientales futuras... *Fronteras* 5:14-26
- Pengue WA (2010). Suelo virtual, biopolítica del territorio y comercio internacional. *Fronteras* 10:1-20.
- Pengue WA (2012). Los intangibles ambientales. Disponible en: [http://www.ecoportal.net/Blogs/Economia Ecologica - Blog del Dr. Walter Pengue/Los Intangibles Ambientales Walter A. Pengue](http://www.ecoportal.net/Blogs/Economia_Ecologica_-_Blog_del_Dr._Walter_Pengue/Los_Intangibles_Ambientales_Walter_A._Pengue). Último acceso: septiembre de 2014.
- Peruzzo PJ, AA Porta & AE Ronco (2008). Levels of glyphosate in surface waters, sediments and soils associated with direct sowing soybean cultivation in north pampasic region of Argentina. *Environmental Pollution* 156:61-66.
- Petit S, N Munier-Jolain, V Bretagnolle, C Bockstaller, S Gaba, S Cordeau, M Lechenet, D Mézière & N Colbach (2015). Ecological intensification through pesticide reduction: weed control, weed biodiversity and sustainability in arable farming. *Environmental Management* 56:1078-1090.
- Pimentel D & L Levitan (1986). Pesticides: amounts applied and amounts reaching pests. *Bioscience* 36: 86-91.
- Popp J, K Pető & J Nagy (2013). Pesticide productivity and food security. A review. *Agronomy Sustainable Development* 33:243-255.
- Ratcliff AW, MD Busse & CJ Shestak (2006). Changes in microbial community structure following herbicide (glyphosate) additions to forests soils. *Applied Soil Ecology* 34:114-124.
- Reus J, P Leendertse, C Bockstaller, I Fomsgaard, V Gursche, K Lewis, C Nilsson, L Pussemier, M Trevisan, H van der Werf, F Alfarroba, S Blümel, J Isart, D McGrath & T Seppälä (2002). Comparison and evaluation of eight pesticide environmental risk indicators developed in Europe and recommendations for future use. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 90:177-187.
- Richardson M (1988). Pesticides-friend or foe. *Water Science Technology* 37:19-25.

- Roussel O, A Cavelier, HMG van der Werf (2000). Adaptation and use of a fuzzy expert system to assess the environmental effect of pesticides applied to field crops. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 80:143-158.
- Sarandón SJ (2002). El agroecosistema: un sistema natural modificado. Similitudes y diferencias entre ecosistemas naturales y agroecosistemas. En: *Agroecología. El camino hacia una agricultura sustentable*. SJ Sarandón (Ed.). Ediciones Científicas Americanas. La Plata, Argentina. pp 119-134.
- Sarandón SJ, CC Flores, E Abbona, MJ Iermanó, ML Blandi, M Oyhamburu & M Presutti (2015). Análisis del uso de agroquímicos asociado a las actividades agropecuarias de la Provincia de Buenos Aires. En: *Relevamiento de la utilización de Agroquímicos en la Provincia de Buenos Aires – Mapa de Situación e incidencias sobre la salud*. Defensoría del Pueblo de la Provincia de Buenos Aires. pp 18-495. Disponible en: <http://www.defensorba.org.ar/bibliotecavirtual/>. Último acceso: marzo de 2016.
- Sattler C, H Kächele & G Verch (2007). Assessing the intensity of pesticide use in agriculture. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 119:299-304.
- SCDB (2008). Secretaría del Convenio sobre Diversidad Biológica Sitio Web del Programa de Diversidad Biológica Agrícola. Disponible en <http://www.cbd.int/agro/>. Último acceso: septiembre de 2013.
- Schneider MI, N Sánchez, S Pineda, H Chi & A Ronco (2009). Impact of glyphosate on the development, fertility and demography of *Chrysoperla externa* (Neuroptera: Chrysopidae): Ecological approach. *Chemosphere* 76:1451-1455.
- Séralini G-E, E Clair, R Mesnage, S Gress, N Defarge, M Malatesta, D Hennequin & J Spiroux de Vendômois (2014). Republished study: long-term toxicity of a Roundup herbicide and a Roundup-tolerant genetically modified maize. *Environmental Sciences Europe* 26:14. Doi: DOI: 10.1186/s12302-014-0014-5.
- Stenrød M, HE Heggen, RI Bolli & O M Eklo (2008). Testing and comparison of three pesticide risk indicator model under Norwegian conditions-A case study in the Skuterud and Heiabekken catchments. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 123:15-29.
- Stupino SA, MJ Iermanó, NA Gargoloff & MM Bonicatto (2014). La biodiversidad en los agroecosistemas. En: *Agroecología: bases teóricas para el diseño y manejo de agroecosistemas sustentables*. S. Sarandón & C Flores (Ed.). Editorial de la Universidad de La Plata. Argentina. pp 131-158. Disponible en: <http://sedici.unlp.edu.ar/handle/10915/37280>. Último acceso: marzo de 2015.
- Surgan M, M Condon & C Cox (2010). Pesticide risk indicators: unidentified inert ingredients compromise their integrity and utility. *Environmental Management* 45:834-841.
- Tilman D, Cassman KG, Matson PA, Naylor R & Polasky S (2002) Agricultural sustainability and intensive production practices. *Nature* 418:671-677.
- Tzilivakis J, K Jaggard, KA Lewis, M May & DJ Warner (2005). Environmental impact and economic assessment for UK sugar beet production systems. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 107:341-358.
- van der Werf HMG (1996). Assessing the impact of pesticides on the environment. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 60:81-96.
- Viglizzo EF, AJ Pordomingo, MG Castro & FA Lértora (2003). Environmental assessment of agriculture at a regional scale in the Pampas of Argentina. *Environmental Monitoring and Assessment* 87:169-195.

Wijnands FG (1997). Integrated crop protection and environment exposure to pesticides: methods to reduce use and impact of pesticides in arable farming. *European Journal of Agronomy* 7:251-260.

Wolansky MJ (2011). Plaguicidas y salud humana. *Ciencia Hoy* 21:23-29.



## **Capítulo 5**

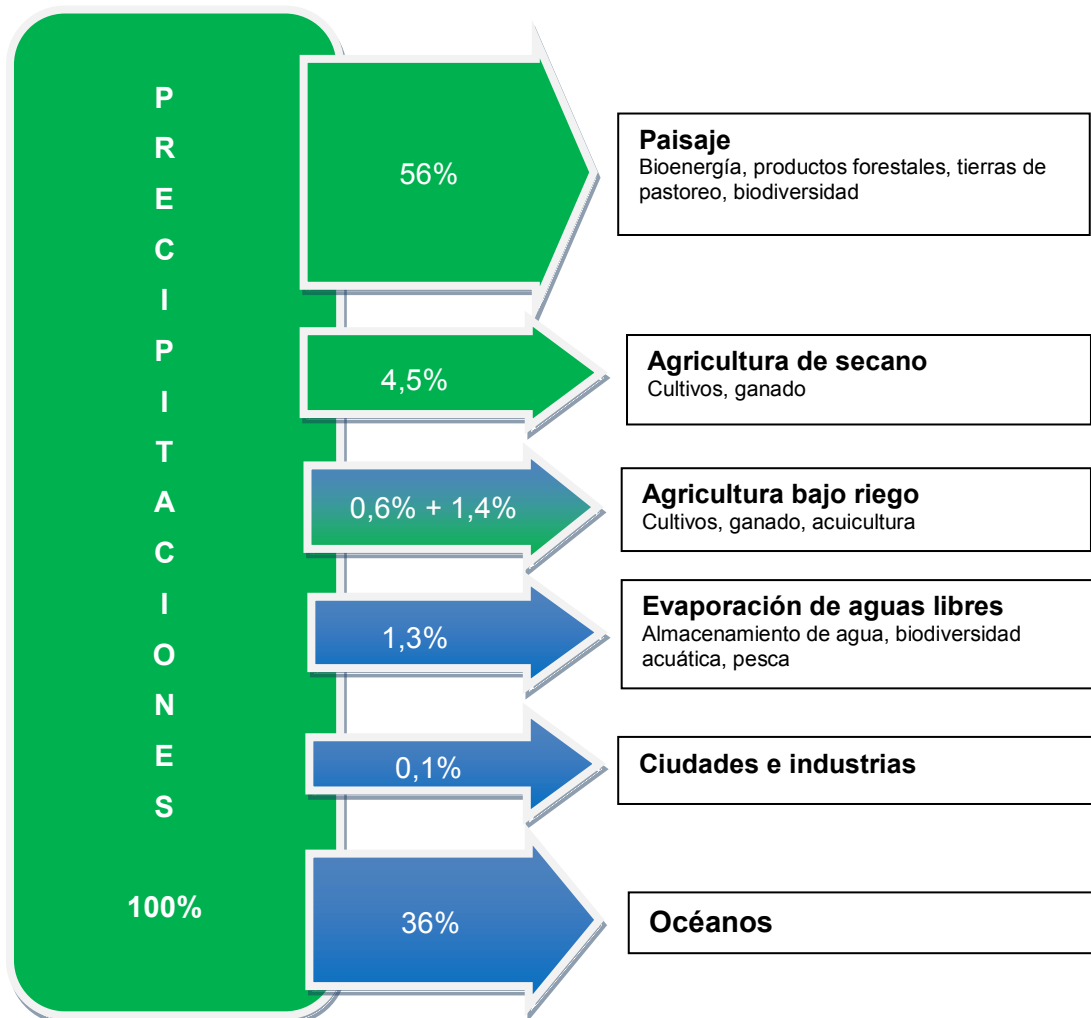
# **EVALUACIÓN DEL USO DEL AGUA EN DISTINTAS SECUENCIAS DE DOBLE CULTIVO Y MODELOS DE PRODUCCIÓN EN EL PARTIDO DE TRES ARROYOS**

### **1- Introducción**

La Tierra es conocida como el “planeta azul” debido a que el agua cubre el 70% de su superficie. Se calcula que el agua que contiene nuestro planeta, repartida en sus distintos estados (sólido, líquido y gaseoso) es de  $1260 \times 10^9$  millones de litros (PNUMA, 2008) pero no toda está disponible para su uso. El 97,5% del agua es salada, encontrándose en mares y océanos. El 2,5% del agua dulce, en su mayor parte (79%) está congelada en los polos terrestres y en glaciares y un 20% está como agua subterránea. Es decir, el agua dulce superficial o fácilmente accesible es sólo un 1% del agua dulce total, o sea alrededor de un 0,007% del agua total del planeta (PNUMA, 2008).

La fuente fundamental de agua dulce disponible son las precipitaciones. La Evaluación Exhaustiva del manejo del Agua en Agricultura (CAWMA, 2007) calculó cómo se usa esta agua a nivel mundial y los servicios que proporciona cada uso (Figura 5.1). Del total de precipitaciones caídas en la superficie terrestre, un 56% es evapotranspirada por los diversos usos del paisaje (producción de bioenergía, producción forestal, producción ganadera y biodiversidad), y el 4,5% es evapotranspirada por la agricultura de secano, ya sea para la producción de cultivos como para la alimentación del ganado. Esta agua, que como humedad del suelo debida a las lluvias es utilizada por las plantas es denominada “agua verde”. En contraposición, el “agua azul”, es el agua que, si bien originalmente también proviene de las lluvias, es tomada de los ríos, lagos, del subsuelo o de humedales para distintos fines. A nivel mundial, un 39% de las precipitaciones alimenta las fuentes de agua azul, necesarias para sustentar la biodiversidad, la pesca y los ecosistemas acuáticos. Sólo un 9% de esta agua azul es consumida, y el 70% de este consumo se destina al riego. Parte de esta agua vuelve a ríos, lagos o mares, pero es de menor calidad. La evapotranspiración de la agricultura bajo riego (equivalente a un 2% del agua de las lluvias) proviene en parte del agua verde y en parte del agua azul. Sólo un 0,1% del agua de las precipitaciones, como agua azul, es utilizada por las ciudades y las industrias, devolviendo más del 90% de la misma, aunque de menor calidad. El resto del agua de las precipitaciones, un 36%, fluye al mar, donde sirve para conservar los ecosistemas costeros.

El agua siempre ha sido un motivo de preocupación para el ser humano, sea por su escasez reduciendo la producción de las cosechas, sea por las inundaciones afectando tanto la producción de sus cultivos o su ganado como la propia seguridad de la población, sea por la contaminación de las fuentes de agua de bebida, produciendo intoxicaciones o difundiendo enfermedades. Sin embargo, las tendencias del consumo de agua en últimas décadas, y a la luz de un mayor conocimiento, hicieron que esta preocupación por el agua se haya agudizado.



**Figura 5.1:** Uso mundial del agua dulce disponible (Adaptado de CAWMA, 2007).

### ***Tendencias actuales en el uso del agua***

En la segunda mitad del siglo XX el uso del agua se incrementó fuertemente. Esto se atribuyó a que la población mundial prácticamente se duplicó, y además cambió sus hábitos alimenticios hacia una dieta más calórica y nutritiva necesitando más agua para producir sus alimentos (CAWMA, 2007). Para el año 2050 se espera que la población mundial continúe

creciendo hasta aproximadamente 9700 millones de personas (UN, 2015) lo cual aumentará aún más la demanda de agua.

Pero además, hay una serie de tendencias que hacen que la competencia por el agua entre los diferentes usuarios se intensifique. La dieta de la población seguirá mejorando en la medida que mejoren sus ingresos, pasando de una alimentación basada en los cereales a una dieta más variada y nutritiva, la gente consumirá más calorías, más carne, pescado y alimentos de alto valor como productos hortícolas y frutas (Molden *et al.*, 2007a). Si bien es cierto que la cantidad de agua con que vive una persona no es igual en todo el mundo (varía entre 550 y 3800 m<sup>3</sup> per cápita por año, Hoekstra & Mekonnen, 2012), la tendencia es creciente. Esto es deseable en los niveles más bajos de consumo, ya que implica una disminución de la desnutrición y la pobreza. Por el contrario, el incremento en los niveles de consumo más altos es éticamente cuestionable ya que se identifica con la cultura del derroche.

Por otro lado, la rápida urbanización y migración de la población rural hacia las ciudades que ya se está registrando, se intensificará y también contribuirá a que la demanda de agua para usos domésticos e industriales crezcan en relación a la demanda de agua para la agricultura aumentando la competencia por su uso (Molden *et al.*, 2007a).

El cambio climático se relaciona, entre otras cuestiones, con la emisión de gases invernadero a partir de la combustión de combustibles fósiles, por lo cual, desde distintos ámbitos, se está promoviendo el uso de tecnologías menos contaminantes. El agua necesaria para la producción de biocombustibles es 70 a 400 veces mayor que para otras fuentes energéticas (uranio, carbón, petróleo, energía eólica, energía solar) (Gerbens-Leenes *et al.*, 2008). La tendencia a un mayor consumo de energía en combinación con una mayor participación de los biocombustibles como proveedores de energía también intensificarán la competencia con los otros usos del agua y presionarán fuertemente sobre los recursos hídricos (Berndes, 2002; CAWMA, 2007; Molden *et al.*, 2007a; Gerbens-Leenes *et al.*, 2008; van Lienden *et al.*, 2010; Gerbens-Leenes *et al.*, 2012).

La Evaluación exhaustiva del manejo del Agua en Agricultura (CAWMA, 2007) afirma que el mundo tiene suficiente agua dulce para producir alimento para toda su población en los próximos 50 años. A pesar de esto se sigue hablando de la crisis del agua. Esto se debe a que realmente en algunos lugares existe escasez de agua. En ciertas situaciones esta escasez es física, lo cual ocurre en ambientes áridos, pero la escasez también se da en ambientes donde el agua está presente pero su uso municipal, industrial o agrícola es superior a la provisión de agua a través de las lluvias, es decir, es una escasez creada artificialmente por el ser humano (Molden *et al.*, 2007a). En otras situaciones, se habla de

“escasez económica”, la que se da cuando los recursos financieros o la capacidad humana o institucional son insuficientes para desarrollar adecuados medios de provisión de agua para la población, lo que es frecuente en vastas zonas de África (Molden *et al.*, 2007a).

Hasta aquí se ha mencionado como usuarios del agua a la agricultura como proveedora de alimentos para el ser humano, y a las ciudades e industrias, que satisfacen otras necesidades humanas. Sólo recientemente se ha reconocido al ambiente como un necesario e importante destinatario del agua. La Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (MEA, 2005) señaló que los cambios en el uso de tierras y el desvío de agua con fines agrícolas han sido las principales causas de la degradación y la pérdida de ecosistemas en el mundo. El aumento en la producción de alimentos ha sido a expensas de la biodiversidad y de los servicios ambientales que prestan los ecosistemas, lo cual ha contribuido al crecimiento de inequidades entre los diversos sectores de la población siendo, en ocasiones, la principal causa de pobreza y conflicto social.

Los servicios ambientales que prestan los ecosistemas, cuya importancia sólo hace poco tiempo ha empezado a valorizarse, son los beneficios que el ser humano obtiene de los mismos (MEA, 2005). Entre ellos se mencionan los servicios de provisión, los de regulación, los servicios culturales y los servicios de soporte. Los primeros se refieren a todos los bienes que el ser humano obtiene de los ecosistemas: alimento, fibra, combustible, productos medicinales, recursos genéticos, recursos ornamentales, agua. Los servicios de regulación incluyen la regulación de la calidad del aire, del clima, del agua, de la erosión, de plagas y enfermedades, la polinización, la purificación del agua y el filtrado y descomposición de residuos. Los servicios culturales son beneficios no materiales que las personas obtienen de los ecosistemas a través de su enriquecimiento espiritual, desarrollo cognitivo, reflexión, recreación y experiencias estéticas. Por último, los servicios de soporte son aquellos necesarios para la producción de todos los otros servicios ecosistémicos, por lo que, en general, su impacto sobre la población es indirecto o bien se registra en un plazo más largo, entre ellos se incluyen la formación del suelo, el ciclado de nutrientes y del agua, la fotosíntesis y la producción primaria.

Todos estos servicios están fuertemente interrelacionados, de manera que cuando el ser humano maneja los ecosistemas para priorizar alguno de ellos, produce cambios en los otros que no necesariamente son directos (MEA, 2005). La naturaleza y dirección de las relaciones de conflicto o “trade-offs” entre los distintos servicios ecosistémicos dependen de las prácticas de manejo específicamente usadas para modificar el servicio deseado así como del ecosistema particular de que se trate (MEA, 2005).

Ciertas prácticas relacionadas con el manejo del agua en la agricultura pueden deteriorar los ecosistemas así como los servicios que presta: a través del agotamiento de las reservas de aguas subterráneas y fluviales, con sus consecuencias sobre los ecosistemas acuáticos aguas abajo; a través del drenaje de los humedales y descargas de aguas residuales en ecosistemas dependientes de aguas subterráneas y de aguas superficiales; por la contaminación a causa del mal uso de nutrientes y agroquímicos de uso agrícola; por un mal manejo de tierras y aguas que desencadene una erosión excesiva no sólo con consecuencias sobre el suelo sino también con el uso del agua verde por parte de los cultivos que se implanten en él; por la pérdida de recursos naturales que son la base para la subsistencia de una gran parte de la población más pobre del planeta (CAWMA, 2007). Por este motivo, se ha planteado que, si bien en los próximos 50 años habrá suficiente agua en el planeta para producir los alimentos para la creciente población mundial, es necesario tomar medidas para mejorar el uso del agua en la agricultura a fin de evitar que se produzcan crisis en muchas partes del mundo (CAWMA, 2007).

de Fraiture *et al.* (2007) indican que las demandas futuras de alimentos, con los recursos disponibles en el mundo de agua y tierras podrían ser cubiertos a través de tres estrategias principales: mejorar la productividad en las zonas de secano, incrementar la producción en áreas de riego o expandir el comercio internacional. Respecto de la primera estrategia señalan que, en el ámbito mundial, el potencial que ofrece la agricultura de secano es suficiente, pero el riesgo es que debería expandirse a territorios marginalmente aptos con lo que se agravaría la degradación ambiental. La agricultura bajo riego, por su parte, aún con supuestos optimistas sobre el incremento en la productividad del agua, sólo cubriría las tres cuartas partes de la demanda adicional de alimento si se mantuviese la superficie actual bajo riego. La expansión necesaria requeriría un 40% más de captación de agua para fines agrícolas, representando una amenaza para los ecosistemas acuáticos y para la pesca en muchas zonas del mundo.

El aspecto relacionado con el comercio internacional ha merecido una gran atención en las últimas décadas. Desde que Allan (1997) acuñó el concepto de *agua virtual* y posteriormente Hoekstra & Hung (2002) introdujeran la noción de *huella hídrica*, numerosos autores se han dedicado a calcular estas variables para diversos productos, a distintas escalas temporales y geográficas, y reflexionando, a veces, de maneras muy diferentes sobre los resultados encontrados. A partir de Allan (1997) y Hoekstra & Hung (2002), el agua, que tradicionalmente había sido considerada como un recurso local, nacional o a lo sumo a nivel de cuenca, empezó a reconocerse como un recurso global (Vázquez del Mercado Arribas & Buenfil Rodríguez, 2012).

Allan (1997) definió al **agua virtual** como el volumen total de agua utilizada directa o indirectamente para la elaboración de un producto. Si un país importa o exporta un producto, al mismo tiempo está importando o exportando el agua virtual contenida en ese producto. El flujo o comercio de agua virtual es el volumen de agua virtual comercializado entre países como resultado del comercio de productos. Desde esta perspectiva, un país con escasos recursos hídricos puede ahorrar agua comprando productos a otro país que tenga mayores recursos y excedentes de producción (Hoekstra & Hung, 2002, 2003; Hoekstra, 2003; Renault, 2003; Chapagain *et al.*, 2006).

La **huella hídrica** de un producto, definida por Hoekstra & Hung (2002), es el volumen total de agua dulce utilizado para su elaboración sumado en las distintas etapas de su cadena productiva. No se refiere sólo al volumen total de agua utilizada, sino que también hace referencia a dónde y cuándo se utilizó el agua por lo que tiene una dimensión volumétrica, espacial y temporal.

La huella hídrica tiene tres componentes: la huella hídrica verde, la huella hídrica azul y la huella hídrica gris, haciendo referencia al agua verde, azul y gris respectivamente (Hoekstra *et al.*, 2011). El **agua verde**, como se mencionó, corresponde al agua de lluvia que queda retenida en el suelo y es usada por las plantas, y el **agua azul**, aunque también proviene de las precipitaciones, es la que fluyó hacia cursos de agua o lagos, o alimenta fuentes de agua subterránea, y el ser humano extrae para distintos usos. El **agua gris**, por su parte, fue planteado por Hoekstra *et al.* (2011) como un indicador del grado de contaminación que genera el proceso de producción, y que se expresa como el volumen de agua necesaria para asimilar la carga de contaminantes basado en estándares de calidad de agua.

Desde un punto de vista global, se podría ahorrar agua a través del comercio internacional. Debido a la disponibilidad de agua en los distintos países y a las condiciones ambientales, manejo de los cultivos y variedades usadas, la productividad del agua, es decir la cantidad de producto que se obtiene por cada unidad de volumen de agua, es diferente (Hoekstra, 2003; Renault, 2003; Molden *et al.*, 2010; de Fraiture & Wichelns, 2010; Aldaya *et al.*, 2011). Cuando un producto con un alto contenido de agua virtual (o alta huella hídrica) es comprado por un país con baja productividad del agua proveniente de un país con alta productividad del agua se está haciendo un ahorro global del agua, que es la diferencia entre lo que cuesta producir ese producto entre los dos países (Hoekstra & Hung, 2002, 2003; Hoekstra, 2003; Renault, 2003; Chapagain *et al.*, 2006; Aldaya *et al.*, 2010).

En sus comienzos, y principalmente por dificultades técnicas en relación a la disponibilidad de información, la huella hídrica se calculó en base al agua azul únicamente

(Hoekstra & Hung, 2002). Pero, además, el agua azul es más significativa que el agua verde desde otros puntos de vista. Por un lado, tiene un costo de oportunidad que no tiene el agua verde, ya que mientras se puede decidir en qué usar la primera, la segunda no plantea más opciones que el uso que se dé a la tierra (de Fraiture *et al.*, 2004; Aldaya *et al.*, 2008, 2010). Por otro lado, el uso del agua azul tiene consecuencias ambientales y sociales que no posee el uso del agua verde (de Fraiture *et al.*, 2007; Falkenmark *et al.*, 2007; de Fraiture & Wichelns, 2010).

Sólo recientemente, se ha reconocido la importancia del agua verde tanto en la producción (CAWMA, 2007; Molden *et al.*, 2007a; Mekonnen & Hoekstra, 2010; Hoekstra & Mekonnen, 2012) como en el comercio internacional de productos agrícolas (Aldaya *et al.*, 2008, 2010, 2011; Mekonnen & Hoekstra, 2011a; Hoekstra & Mekonnen, 2012; Duarte *et al.*, 2016). Al incorporar el agua verde a la huella hídrica, el ahorro global ya no es tan claro, sin duda se ahorra agua azul, pero no necesariamente agua verde (Aldaya *et al.*, 2008, 2011).

Por lo tanto, frente al postulado de que el comercio internacional de productos agrícolas podría hacer frente a la escasez de agua en áreas específicas del planeta, se ha reconocido reiteradamente que la realidad no funciona en este sentido (de Fraiture *et al.*, 2004; Llamas Madurga, 2005; de Fraiture *et al.*, 2007; Aldaya *et al.*, 2010; de Fraiture & Wichelns, 2010). Por un lado, sólo una pequeña porción del comercio agrícola internacional se relaciona con el tema de la escasez del agua, gran parte del intercambio se produce entre países que no sufren carencias de agua ya que responde a otros incentivos o racionalidad. Por otro lado, la pobreza de muchos de los países que más necesitan de este intercambio, les limita el acceso al mercado mundial. Además, resolver la escasez de agua nacional a través de las importaciones significa resignar la autosuficiencia alimentaria, siendo una decisión riesgosa (Chapagain *et al.*, 2006). A pesar de lo anterior, Clark *et al.* (2015) y Duarte *et al.* (2016) han mostrado cómo en el período 1965-2010 la tendencia mundial es hacia un incremento en la dependencia de recursos hídricos extranjeros a través del mercado mundial de productos agrícolas.

Como alternativa a un mercado internacional que resuelva el problema del agua, de Fraiture & Wichelns (2010), plantean un escenario optimizado regionalmente, que integra elementos positivos tanto de la mejora en la productividad del agua en las zonas de secano como en las de regadío, con una moderada expansión del área de riego, y combinado esto con mejoras en el mercado internacional. Concluyen que este escenario sería el que cubriría las demandas adicionales de alimentos previstas para las próximas décadas con un menor incremento en el consumo de agua y señalan como desafío el manejar este incremento de una manera que minimice los impactos adversos sobre los ecosistemas y contribuya a reducir la pobreza proveyendo el aumento necesario en la producción de alimentos.

En este marco, es incuestionable la necesidad de mejorar el uso del agua ya sea a nivel global (Chapagain *et al.*, 2006) como local (Molden *et al.*, 2007b; Rockström *et al.*, 2007).

### ***El agua en la Argentina***

A nivel país, se puede afirmar que la Argentina tiene una gran riqueza en recursos hídricos (Arienza, 2013). Sin embargo, al igual que en el planeta, la distribución es desigual. Las precipitaciones anuales permiten caracterizar como áridas o semiáridas al 76% de las tierras de la Argentina, por lo que el 80% de la producción agropecuaria se concentra en la región húmeda (Carsen Pittaluga & Gómez, 2013), principalmente en la región pampeana. Por otro lado, a pesar de que la Argentina tiene tierras agrícolas y acuíferos bajo condiciones semiáridas a subhúmedas, es aún uno de los países menos regados del mundo (Jobbágy, 2015), con sólo un 4% de la superficie agrícola total en producción bajo riego (Carsen Pittaluga & Gómez, 2013).

La función del agua como condicionante de los rendimientos de los cultivos ha sido ampliamente reconocida y, en no pocas oportunidades, se han registrado sequías importantes en la región pampeana que determinaron bajas significativas de la producción. Por esto, durante mucho tiempo se puso el acento en la necesidad de hacer un uso eficiente de este recurso, sobre todo en la parte oeste de la región pampeana en que se conjugan condiciones de clima y de suelo que convierten al agua en un factor limitante de la producción agrícola. Así, gran parte de las actividades de investigación se dedicaron a indagar sobre las prácticas de cultivo tendientes a mejorar la eficiencia de su uso: manejo y longitud de los barbechos, sistemas de labranzas, siembra directa, tipo de cultivos, rotaciones de cultivos, fechas y densidades de siembra, cultivares, control de malezas, fertilización (Andrade & Sadras, 2000; Dardanelli *et al.*, 2003; Micucci & Álvarez, 2003; Micucci *et al.*, 2003; Monzón *et al.*, 2006; Venanzi *et al.*, 2006; Fernández *et al.*, 2009; Carrasco & Zamora, 2010; Quiroga & Gaggioli, 2010; Proot *et al.*, 2011; Rodríguez *et al.*, 2011; Monzón *et al.*, 2012; Martínez *et al.*, 2013; Gaggioli *et al.*, 2015).

Sin embargo, paralelamente a los eventos de sequías, cíclicamente se han registrado en buena parte de la región Pampeana, eventos de anegamientos o inundaciones que también han resultado en importantes pérdidas para el sector agropecuario ya que suelen ser de larga duración (meses a años) (Viglizzo & Frank, 2006; Viglizzo *et al.*, 2009; Aragón *et al.*, 2011; Kuppel *et al.*, 2015). Estas situaciones siempre se analizaron a partir de sus condicionantes abióticas (períodos plurianuales de precipitaciones elevadas, características litológicas de los suelos, características topográficas del paisaje) por lo cual muchas de las



soluciones propuestas fueron planes hidráulicos intentando evacuar los excesos hídricos (Jobbágy, 2011). Sólo recientemente se relacionaron las inundaciones con cambios en el uso del suelo (Viglizzo *et al.*, 2009; Jobbágy, 2011; Frank & Viglizzo, 2012; Nosetto *et al.*, 2012; Bertram & Chiacchiera, 2015; Jobbágy, 2015, Kim *et al.*, 2016; Mercau *et al.*, 2016). La llanura pampeana es un caso particular debido a su extremadamente baja pendiente que limita el escurrimiento del agua (Aragón *et al.*, 2011; Jobbágy, 2011; Kuppel *et al.*, 2015; Nosetto *et al.*, 2015), pero las inundaciones en la misma no sólo se deben a altos registros de precipitaciones, sino también a la paulatina elevación de la napa freática producida por excesos hídricos (Viglizzo *et al.*, 2009; Aragón *et al.*, 2011; Jobbágy, 2011; Bertram & Chiacchiera, 2015; Nosetto *et al.*, 2015; Mercau *et al.*, 2016). Estos excesos, si bien responden a los flujos de ingreso de agua al suelo también lo hacen a los egresos, cuya principal vía en las llanuras es la evapotranspiración (Bradshaw *et al.*, 2007), lo que indica que el uso que se dé a la tierra condiciona este balance: la evapotranspiración de un bosque no es la misma que la de un pastizal ni la de un cultivo (Nosetto *et al.*, 2012, 2015). Si bien un cultivo o una pastura implantada pueden registrar valores de evapotranspiración mayores que un pastizal natural, estos se dan sólo en ciertos períodos del año, mientras que la cobertura del suelo y el consumo de agua del pastizal son más constantes a través del tiempo y, en una base anual, son mayores (Viglizzo *et al.*, 2009; Nosetto *et al.*, 2012, 2015). Por este motivo, existe una relación directa entre el incremento en la superficie destinada a cultivos agrícolas y el acercamiento de la napa freática a la superficie (Viglizzo *et al.*, 2009; Bertram & Chiacchiera, 2015)

Por otro lado, la gran disponibilidad de recursos hídricos de la Argentina la convirtió en una gran productora de granos, cuyos excedentes se vuelcan al mercado internacional. Esto hizo de nuestro país uno de los primeros cinco exportadores de agua virtual del mundo (Hoekstra & Hung, 2005; Mekonnen & Hoekstra, 2011b; Vázquez del Mercado Arribas & Buenfil Rodríguez, 2012; Duarte *et al.*, 2016).

Aldaya *et al.* (2008) han señalado que la producción de algunas commodities, como soja y trigo, es altamente atractiva en la Argentina respecto de otros países, debido a su alta productividad del agua. Es decir, estos productos, aquí, son extensivos en agua porque requieren menos agua en su producción y, por lo tanto, tienen bajo contenido de agua virtual.

Los granos argentinos son producidos principalmente con agua verde (Aldaya *et al.*, 2010, Mekonnen & Hoekstra, 2010; Aldaya *et al.*, 2011; Duarte *et al.*, 2016), lo cual, en principio no tendría consecuencias ambientales directas. Sin embargo, en un mundo globalizado, cuando un país hace grandes exportaciones de agua verde, si bien obtiene beneficios económicos derivados del comercio, también es inducido a una especialización

económica que redundaría en mayores presiones sobre sus recursos naturales (Aldaya *et al.*, 2011; Vázquez del Mercado Arribas & Buenfil Rodríguez, 2012; Duarte *et al.*, 2016). Esta situación, que ya ha sido reconocida en la Argentina (Pengue, 2006; Aldaya *et al.*, 2011, Niemeyer & Garrido, 2011), muestra cómo la lógica económica entra en conflicto con la lógica ambiental (Cazcarro *et al.*, 2015). Al respecto, Pengue (2006) afirma que las ganancias del sector agrícola deberían considerar una serie de costos o externalidades, entre ellos la compensación por la reducción de las áreas de producción agrícola como resultado de la intrusión salina, la degradación del suelo y el agotamiento de la disponibilidad o acceso a los recursos hídricos (aguas subterráneas y acuíferos), el mayor acceso (o su restricción) al agua por parte de los grupos rurales de menores recursos y más vulnerables para su propia subsistencia, la generación de sistemas de producción agrícola más ricos o su pérdida derivada de las monoculturas exportadoras y las restricciones del agua para otros usos, incluyendo los usos ambientales. En este sentido es que Chapagain *et al.* (2006) resaltan que el potencial ahorro de agua del comercio internacional sólo es sustentable si los precios de los productos exportados (commodities) reflejan realmente los costos de oportunidad y las externalidades ambientales negativas en los países exportadores. De otro modo, sólo los países importadores ganan al no reducir sus recursos hídricos mientras que los costos ambientales siguen siendo externos a ellos.

Por eso, incluso en países como el nuestro, donde los recursos hídricos son abundantes, debe hacerse una reasignación de los recursos de manera eficiente, sostenible y equitativa, con una asignación adecuada también para el medio ambiente y deben evitarse, además, la transferencia de los impactos negativos de una categoría de impacto (tierra, carbono, biodiversidad) a otra y de una región a otra (Aldaya *et al.*, 2011). En este sentido, Aldaya *et al.* (2011) pusieron en evidencia la relación entre la huella hídrica y la huella de la tierra de la Argentina, mientras que Kim *et al.* (2016) identificaron relaciones de compromiso entre el almacenamiento de carbono y los servicios hídricos que prestan ciertos agroecosistemas de la región chaco-pampeana.

Nuevamente, al igual que a un nivel global, y aún con una abundante disponibilidad de agua a nivel país, es necesario mejorar su uso en las distintas regiones agroecológicas de la Argentina.

### ***Evaluación del uso del agua***

La importancia del agua como condicionante de la producción agrícola llevó a la definición y utilización de diferentes indicadores que permiten evaluar su uso. Quizás el más antiguo y el mayormente utilizado sea la ***eficiencia de uso del agua***, que puede ser

aplicado en diferentes situaciones y escalas. Esta se define como el rendimiento o biomasa producida por un cultivo en relación al agua consumida para lograrlo. Según la particularidad del cálculo, el agua consumida puede tomarse como la cantidad transpirada, evapotranspirada o aportada por las lluvias (precipitación) (Micucci & Álvarez, 2003).

La **productividad del agua** es un concepto más amplio que relaciona todos los beneficios de un cultivo (o sistema de producción) con la cantidad de agua usada para producirlo. En un sentido amplio, refleja los objetivos de producir más alimento, ingresos, bienestar y beneficios ecológicos a un menor costo social y ambiental por unidad de agua consumida (Molden *et al.*, 2010). Pero cuando se habla de **productividad física del agua** se hace referencia a la relación entre la producción agrícola y la cantidad de agua consumida, de manera similar a la eficiencia de uso del agua.

Mucho más reciente es el concepto de **agua virtual**, que como se mencionó, fue desarrollado por Allan (1997) y es el volumen total de agua utilizada directa o indirectamente para la elaboración de un producto. Y más moderna aún es la **huella hídrica**, que completa el concepto de agua virtual al sumar la dimensión del tiempo y el espacio y distinguir tres componentes de la misma: la huella hídrica verde, la azul y la gris, diferenciando por lo tanto, el agua verde, el agua azul y el agua gris (Hoekstra *et al.*, 2011). La **huella hídrica verde** es el volumen de agua de lluvia utilizado evaporado o incorporado al producto durante el proceso de producción. La **huella hídrica azul** es el volumen de agua superficial y subterránea evaporado, incorporado al producto o devuelto a otra cuenca o al mar como resultado de la producción de un bien o servicio. Por último, la **huella hídrica gris**, es un indicador de la contaminación del agua dulce que puede estar asociada con la fabricación de un producto o con su cadena de suministro. Se calcula como el volumen de agua que se requiere para diluir los contaminantes hasta el punto en que la calidad del agua se mantenga por encima de las normas acordadas de calidad del agua.

El uso de los distintos indicadores dependerá de los objetivos de la evaluación y de la disponibilidad de datos para su cálculo.

### **Factores que modifican el uso del agua en los agroecosistemas**

Los factores que modifican el uso del agua en los agroecosistemas son numerosos. En primer lugar, las distintas **especies cultivadas** muestran diferentes comportamientos relacionados con su tipo de metabolismo (C3 o C4) y composición de la biomasa (Micucci *et al.*, 2003; Passioura, 2006; Medrano *et al.*, 2007; Molden *et al.*, 2007b; Ali & Talukder, 2008; Sadras & McDonald, 2012). De acuerdo con Mekonnen & Hoekstra (2011), en términos generales, las leguminosas tienen mayor huella hídrica que las oleaginosas y éstas que los

cereales. Pero aún dentro de estos grupos, los cultivos presentan diferentes huellas hídricas y eficiencias de uso del agua (Medrano *et al.*, 2007; Mekonnen & Hoekstra, 2010; Vergara *et al.*, 2010; Faraldo *et al.*, 2011; Rodríguez *et al.*, 2011; Chamorro *et al.*, 2014; Gaggioli *et al.*, 2015). Incluso, para un mismo cultivo se han encontrado diferentes comportamientos según los cultivares (Medrano *et al.*, 2007; Vergara *et al.*, 2010; Álvarez *et al.*, 2011; Faraldo *et al.*, 2011).

A su vez, los cultivos tienen también un efecto sobre el cultivo que les sucede en una rotación ya que los requerimientos de cada uno afectan la humedad residual para el cultivo siguiente, así como otros beneficios en relación al manejo de adversidades y fertilidad del suelo que modifican el rendimiento y la productividad del agua del cultivo sucesor (Passioura, 2006; Venanzi *et al.*, 2006; Ali & Talukder, 2008; Quiroga & Gaggioli, 2010).

Pero también, debido a que la sequía ha sido históricamente uno de los factores más limitantes en la producción de cultivos extensivos en secano, el ser humano ha ido desarrollando **estrategias de producción** tendientes a mejorar el uso del agua. Así, prácticas de labranza conservacionista y adecuadas longitudes de barbecho reducen el escurrimiento superficial del agua de lluvia y también el drenaje profundo favoreciendo la acumulación de agua en el suelo (Buschiazzo *et al.*, 1998; Díaz-Zorita *et al.*, 2002; Micucci & Álvarez, 2003; Monzón *et al.*, 2006; Passioura, 2006; Molden *et al.*, 2007b; Fernández *et al.*, 2009; Monzón *et al.*, 2012; Huang *et al.*, 2012; Hunt *et al.*, 2013; Martínez *et al.*, 2013; Peiretti & Dumanski, 2014). Otras prácticas agronómicas tienden a reducir la evaporación del agua directamente desde el suelo o su transpiración por las malezas, favoreciendo sólo la transpiración por parte del cultivo, que es la única productiva. Entre estas prácticas se encuentran la siembra directa, el control de malezas, la fertilización, la fecha de siembra, la elección del cultivo, la intensificación de sistema (Caviglia & Sadras, 2001; Micucci & Álvarez, 2003; Passioura, 2006; Venanzi *et al.* 2006; Molden *et al.*, 2007b; Pedrol *et al.*, 2008; Fernández *et al.*, 2009; Quiroga & Gaggioli, 2010; Proot *et al.*, 2011; Martínez *et al.*, 2013). Y otro conjunto de prácticas apuntan a favorecer la conversión a biomasa y rendimiento a través de una mejor eficiencia fotosintética o índice de cosecha, como por ejemplo, la elección del cultivo y del cultivar, la fecha de siembra y la fertilización (Caviglia & Sadras, 2001; Micucci & Álvarez, 2003; Passioura, 2006; Medrano *et al.*, 2007; Quiroga & Gaggioli, 2010; Faraldo *et al.*, 2011; Martínez *et al.*, 2013; Gaggioli *et al.*, 2015).

Bossio *et al.* (2010) plantean que el ciclo del agua y el manejo del suelo están íntimamente ligados, por lo cual, cada decisión de uso del suelo es una decisión de uso del agua. La erosión, la pérdida de materia orgánica, el agotamiento de nutrientes y otras formas de degradación del suelo afectan la disponibilidad, calidad y almacenamiento del agua reduciendo su productividad, lo ha sido puesto en evidencia por distintos autores

(Molden *et al.*, 2007b; Pedrol *et al.*, 2008; Fernández *et al.*, 2009; Quiroga & Gaggioli, 2010; Proot *et al.*, 2011; Martínez *et al.*, 2013).

El **ambiente** puede también inducir variaciones en la eficiencia de uso del agua ya sea a través de características climáticas tanto como del suelo. Con relación al clima, la variable más importante son las precipitaciones y, aunque se considere importante la cantidad de agua recibida por los cultivos, ha sido resaltada la importancia de la distribución de las lluvias en relación al ciclo de los cultivos (Vergara *et al.*, 2010; Faraldo *et al.*, 2011; Martínez *et al.*, 2013; Chamorro *et al.*, 2014; Golik *et al.*, 2014). Por otro lado, las diferentes características del suelo que condicionan tanto la posibilidad de acumular agua como el crecimiento de las raíces de los cultivos, y consecuentemente su posibilidad de captar agua, son las más importantes como determinantes del uso del agua por los cultivos (Medrano *et al.*, 2007; Quiroga & Gaggioli, 2010; Vaiman *et al.*, 2010; Álvarez *et al.*, 2011; Huang *et al.*, 2012; Martínez *et al.*, 2013).

### **Los sistemas productivos del área de Tres Arroyos**

En el área de estudio se llevan adelante distintas secuencias de cultivos teniendo a la soja como cultivo estival de segunda, normalmente su antecesor es el trigo, pero últimamente se están difundiendo la cebada y la colza con ese propósito. Sus particularidades morfológicas, fisiológicas y ecológicas implican diferentes comportamientos respecto a la utilización del agua disponible. Sumado a ello, el manejo tecnológico de los cultivos y las limitantes ambientales prefijadas, que inciden en la obtención de los rendimientos alcanzados, determinan un uso diferencial del agua.

Climáticamente, la zona se clasifica como mesotermal sub-húmeda. El promedio histórico de precipitaciones anuales es de 750 mm (Sección Agrometeorología de la Chacra Experimental de Barrow, 2017). El déficit anual potencial se ubica entre 229 y 255 mm que se concentran en los meses de noviembre, diciembre y enero. Esto, sumado a la limitada capacidad de almacenaje de agua por presencia de tosca en buena parte de los suelos del Partido, hace que la condición de los cultivos cuando se presentan pocas precipitaciones se vea agravada. En el período 2000-2010, se registraron 45 meses de sequías, de las cuales 15 fueron extremas (Borda, 2016).

Dada la necesidad de un adecuado manejo del agua, es importante analizar las diferencias en el uso de la misma por las secuencias de cultivos mencionadas bajo distintos modelos de producción y ambientes agroecológicos. De acuerdo con los antecedentes, se plantean las siguientes hipótesis y objetivo:

## HIPÓTESIS

- La secuencia de cultivos colza/soja hace un uso del agua menos eficiente que trigo/soja y cebada/soja debido a que está compuesta por dos oleaginosas, cuyos granos son energéticamente más costosos.
- La producción bajo un modelo tecnológico de mayor aplicación de insumos y utilizando siempre siembra directa genera un mayor rendimiento que determina un mejor uso del agua.
- Una mejor condición ecológica determinada por una mayor profundidad del suelo redundante en un mejor uso del agua.

## OBJETIVO

Analizar el uso del agua en las secuencias trigo/soja, colza/soja y cebada/soja cultivadas bajo dos modelos de producción en dos áreas ambientalmente diferentes del Partido de Tres Arroyos.

## 2- Metodología

El uso del agua se evaluó mediante dos indicadores: el **agua virtual**, volumen requerido para la elaboración de los productos cosechados, expresada en litros de agua (tomando la cantidad de lluvia caída en el período considerado) por kilogramo de grano obtenido (equivalente numéricamente a la huella hídrica, Hoekstra, 2003), y la **eficiencia de uso del agua** la relación entre el rendimiento del cultivo y las precipitaciones en los períodos considerados, definida como  $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{mm}^{-1}$  de lluvia.

Si bien, y debido a la forma simplificada en que se calcularon, el agua virtual y la eficiencia de uso del agua miden, en esencia, lo mismo, la primera hace foco en el volumen de agua utilizada para producir un bien, mientras que la eficiencia de uso del agua pone el acento en la cantidad de grano obtenida.

Los niveles de rendimiento alcanzados por los distintos cultivos en cada secuencia y sus rangos de variación se muestran en las Tablas 5.1 y 5.2.

También se calcularon el agua virtual y la eficiencia de uso del agua en relación al contenido energético de los productos obtenidos. La transformación del rendimiento en unidades de energía se realizó multiplicando los valores de rendimiento por los siguientes coeficientes: 16,5 MJ. Kg<sup>-1</sup> para cebada, 27,6 MJ. Kg<sup>-1</sup> para colza, 16,9 MJ. Kg<sup>-1</sup> para trigo y 20,5 MJ. Kg<sup>-1</sup> para soja (Anexo 4).

**Tabla 5.1:** Rendimiento de los cultivos invernales ( $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ ) en los modelos tecnológicos analizados en el Partido de Tres Arroyos (provincia de Buenos Aires, Argentina). Entre paréntesis se presentan los rangos de variación.

Ambiente	Nivel tecnológico	Cebada	Colza	Trigo
Suelos Someros	Medio	3500 (2888 – 4113)	1700 (1199 – 2202)	3200 (2256 – 4144)
	Alto	5000 (4125 – 5875)	2000 (1410 – 2590)	4300 (3032 – 5569)
Suelos profundos	Medio	4500 (3713 – 5288)	2000 (1410 – 2590)	4500 (3173 – 5828)
	Alto	6000 (4950 – 7050)	2500 (1763 – 3238)	6000 (4230 – 7770)

**Tabla 5.2:** Rendimiento de soja ( $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ ) como sucesora de distintos cultivos invernales en los modelos tecnológicos analizados en el Partido de Tres Arroyos (provincia de Buenos Aires, Argentina). Entre paréntesis se presentan los rangos de variación.

Ambiente	Nivel tecnológico	Antecesor cebada	Antecesor colza	Antecesor trigo
Suelos someros	Medio	1600 (1216 – 1984)	1500 (1140 – 1860)	1100 (836 – 1364)
	Alto	1800 (1368 – 2232)	1700 (1292 – 2108)	1400 (1064 – 1736)
Suelos profundos	Medio	1800 (1368 – 2232)	1700 (1292 – 2108)	1400 (1064 – 1736)
	Alto	2000 (1520 – 2480)	2000 (1520 – 2480)	1700 (1292 – 2108)

Los datos de precipitaciones utilizados para el cálculo (Figura 5.2) corresponden al período 2000-2010 (Sección Agrometeorología de la Chacra Experimental de Barrow, 2017).

Para calcular el agua que recibió cada cultivo como precipitaciones se consideró las siguientes duraciones de los ciclos de los cultivos y de los barbechos:

Trigo: 15 de junio al 30 de diciembre

Cebada: 15 de junio al 10 de diciembre

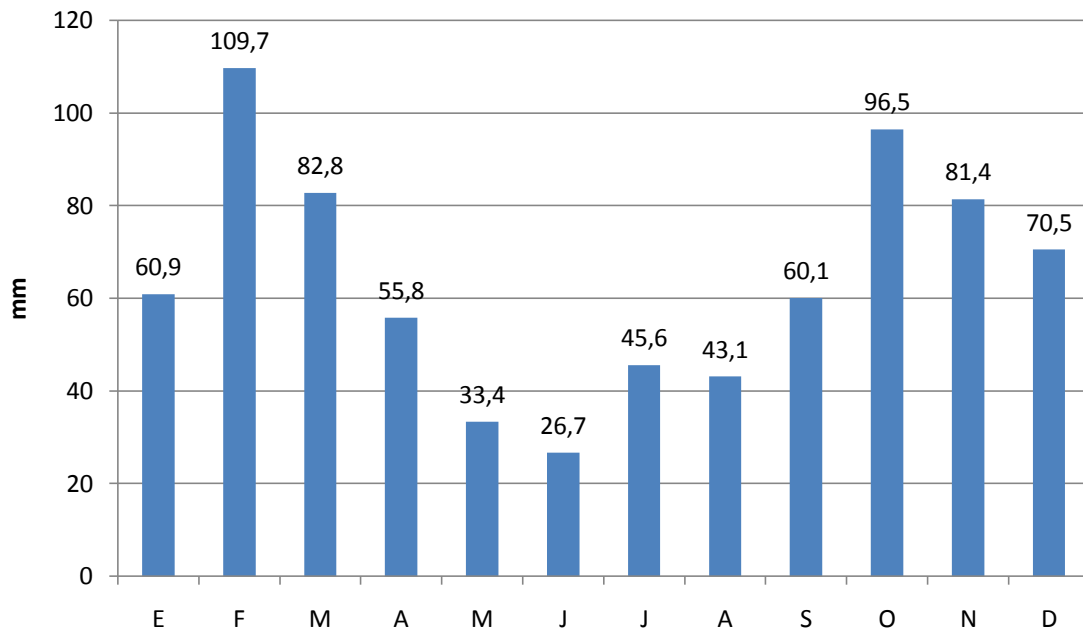
Colza: 10 de junio al 10 de diciembre

Soja sobre trigo: 10 de enero al 30 de abril

Soja sobre cebada y colza: 20 de diciembre al 30 de abril

Barbecho previo a los cultivos de invierno: dos meses antes de la siembra.

Cuando la siembra o cosecha correspondió a día 15 del mes se asignó la mitad de las precipitaciones normales para ese mes, y cuando correspondió a día 10 o 20, se le asignó un tercio o dos tercios, según correspondiere.



**Figura 5.2:** Precipitaciones medias mensuales (2000-2010) en Tres Arroyos (Buenos Aires, Argentina). Fuente: Sección Agrometeorología de la Chacra Experimental de Barrow (2017).

### 3- Resultados y discusión

#### ***Agua virtual y eficiencia de uso del agua de los cultivos***

Si bien el ambiente y la modalidad de producción adoptada afectan el uso del agua por los cultivos, los requerimientos de agua de cada uno tienen un rango que le es propio y lo diferencia de otros cultivos o tipos de cultivos. Los cereales de invierno (cebada y el trigo) producidos en Tres Arroyos se caracterizaron por una utilización del **agua virtual** mucho menor que las oleaginosas (colza y soja, Tabla 5.3), hecho que ha sido observado por otros autores en distintas situaciones (Hoekstra, 2003; Chapagain & Hoekstra, 2004; Aldaya *et al.*, 2008; Mekonnen & Hoekstra, 2010, 2011a). Los resultados, además, confirmaron que los cereales tienen una huella hídrica menor que las oleaginosas y éstas que las leguminosas (Mekonnen & Hoekstra, 2011a).

A pesar de utilizar una metodología simplificada para calcular la cantidad de agua virtual, los valores presentados se encuentran dentro del rango informado por otros autores (Hoekstra, 2003; Chapagain & Hoekstra, 2004; Aldaya *et al.*, 2008; Mekonnen & Hoekstra, 2010, 2011a) aunque, en general y excepto para la soja, resultaron más bajos que el promedio de los antecedentes. Incluso, fueron menores que datos previos de huella hídrica calculados para la provincia de Buenos Aires (Mekonnen & Hoekstra, 2010). Sería posible que esta diferencia se deba a que Mekonnen & Hoekstra (2010) consideraron no sólo el



agua verde utilizada en la producción sino también el agua azul (que no tiene un gran peso en la zona) y el agua gris, componente de relativa importancia en sus cálculos (entre 11 y 98 l de agua.kg<sup>-1</sup> de grano), las cuales no fueron incluidas en este trabajo.

**Tabla 5.3:** Agua virtual (l de agua.kg de producto<sup>-1</sup>) para trigo, cebada, colza y soja de segunda en el Partido de Tres Arroyos (Buenos Aires, Argentina) promedio de dos condiciones ecológicas y dos manejos tecnológicos.

	<b>Cebada</b>	<b>Colza</b>	<b>Trigo</b>	<b>Soja</b>
<b>Agua virtual</b>	971	2243	1147	2113
<b>Rango</b>	630-1538	1393-3763	632-2177	1436-3699

Si bien el trigo requirió menos agua virtual que la colza y la soja, presentó un rango de variación muy amplio, por lo que, en determinadas ocasiones, podría requerir volúmenes de agua similares a los de las oleaginosas. Con cebada ocurrió algo similar aunque en menor proporción pues su rango de variación fue más estrecho.

Las diferencias en el contenido de agua virtual de los distintos cultivos pueden atribuirse a diferentes causas. Han sido citadas características relativas a su metabolismo (Micucci *et al.*, 2003; Passioura, 2006; Medrano *et al.*, 2007; Ali & Talukder, 2008; Sadras & McDonald, 2012), es decir, las plantas C4 serían más eficientes y por lo tanto requerirían menos agua virtual que las C3, pero eso no sería aplicable aquí ya que en este estudio todas pertenecen al último grupo.

Otro motivo sería la composición de los granos cosechados. En este caso, los cereales contienen almidón, un producto energéticamente menos costoso que el aceite y la proteína que contienen las semillas de soja y colza (Sadras & McDonald, 2012). Sin embargo, cuando se calculó el agua virtual para cada producto a partir de la energía contenida en el grano producido en lugar de su peso (Tabla 5.4), la colza al igual que la soja permanecieron como cultivos altamente costosos en términos de agua. Esto podría estar influenciado por la relativamente baja productividad de ambas oleaginosas. El cultivo de la colza requeriría aún de una serie de ajustes en la zona, y la soja en estos planteos es un cultivo de segunda, cuyo rendimiento potencial está limitado por la ausencia de un barbecho y por la siembra tardía respecto de la óptima (Andrade & Cirilo, 2000; Otegui & López-Pereira, 2003; Baigorri *et al.*, 2009).

**Tabla 5.4:** Agua virtual expresada en base energética (l de agua.MJ de producto<sup>-1</sup>) para trigo, cebada, colza y soja de segunda en el Partido de Tres Arroyos (Buenos Aires, Argentina) promedio de dos condiciones ecológicas y dos manejos tecnológicos.

	<b>Cebada</b>	<b>Colza</b>	<b>Trigo</b>	<b>Soja</b>
<b>Agua virtual</b>	59	82	68	103
<b>Rango</b>	38-93	51-138	48-91	70-180

El tipo de suelo, la tecnología aplicada y, en el caso de la soja el cultivo antecesor, también modificaron el agua virtual de los productos (Tablas 5.5 y 5.6). En los cuatro cultivos, la menor cantidad de agua virtual se observó cuando se produjeron en suelos profundos con un alto nivel tecnológico. Pero cada cultivo capitalizó de distinta manera las mejores condiciones ambientales. Cuando el trigo se produjo con la tecnología alta en suelos profundos, redujo el volumen de agua virtual en un 47% respecto de su producción en suelos someros con la tecnología media. Ante la misma situación, la cebada registró una reducción del 42%, pero la colza sólo del 32% y la soja, según el cultivo antecesor, entre 20 y 35%.

**Tabla 5.5:** Agua virtual para cebada, colza y trigo cultivados en distintas condiciones ecológicas y de aplicación de tecnología expresada en rendimiento en grano (l de agua.kg de producto<sup>-1</sup>) y en energía producida (l de agua.MJ producido<sup>-1</sup>) en el Partido de Tres Arroyos (Buenos Aires, Argentina). En la segunda línea figura el rango de valores obtenidos de acuerdo a los rendimientos posibles en las distintas condiciones de producción.

<b>Ambiente</b>	<b>Nivel tecnológico</b>	<b>Cebada</b>		<b>Colza</b>		<b>Trigo</b>	
		l.kg <sup>-1</sup>	l. MJ <sup>-1</sup>	l.kg <sup>-1</sup>	l. MJ <sup>-1</sup>	l.kg <sup>-1</sup>	l. MJ <sup>-1</sup>
<b>Suelos someros</b>	<b>Medio</b>	1269	77	2654	97	1535	91
		1080-1538	65-93	2049-3763	75-138	1185-2177	70-129
	<b>Alto</b>	888	54	2256	83	1142	68
		756-1077	46-65	1742-3200	64-117	882-1620	52-96
<b>Suelos profundos</b>	<b>Medio</b>	987	60	2256	83	1092	65
		840-1196	51-73	1742-3200	64-117	843-1548	50-92
	<b>Alto</b>	740	45	1805	66	819	48
		630-897	38-54	1393-2559	51-94	632-1161	37-69

Por otro lado, el impacto de una mayor profundidad de suelo sobre el contenido de agua virtual, fue casi el mismo que el de implementar la siembra directa, fertilizar y hacer un mayor control de las adversidades, aunque las implicancias sobre el ambiente puedan ser diferentes.

Los rangos de variación obtenidos para el agua virtual (expresada en rendimiento en grano) requerida por los cultivos invernales en los distintos modelos de producción permitieron diferenciar claramente a la colza de la cebada. En el caso del trigo, sólo en suelos someros con el manejo tecnológico medio podría llegar a tener un comportamiento similar a la colza, en los demás modelos de producción requirió cantidades sustancialmente menores.

**Tabla 5.6:** Agua virtual para soja de segunda sucediendo a distintos cultivos de invierno cultivados en distintas condiciones ecológicas y de aplicación de tecnología expresada en rendimiento en granos (l de agua.kg de producto<sup>-1</sup>) y en energía producida (l de agua.MJ producido<sup>-1</sup>) en el Partido de Tres Arroyos (Buenos Aires, Argentina). En la segunda línea figura el rango de valores obtenidos de acuerdo a los rendimientos posibles en las distintas condiciones de producción.

Ambiente	Nivel tecnológico	Antecesor cebada		Antecesor colza		Antecesor trigo	
		l.kg <sup>-1</sup>	l. MJ <sup>-1</sup>	l.kg <sup>-1</sup>	l. MJ <sup>-1</sup>	l.kg <sup>-1</sup>	l. MJ <sup>-1</sup>
Suelos someros	Medio	2226 1795-2929	109 88-143	2375 1915-3125	116 93-152	2811 2267-3699	137 111-180
	Alto	1979 1596-2604	97 78-127	2095 1690-2757	102 82-134	2209 1781-2906	108 87-142
Suelos profundos	Medio	1979 1596-2604	97 78-127	2095 1690-2757	102 82-134	2209 1781-2906	108 87-142
	Alto	1781 1436-2343	87 70-114	1781 1436-2343	87 70-114	1819 1467-2393	89 72-117

La **eficiencia de uso del agua**, en lugar de expresar cuánta agua fue necesaria para producir un bien, pone en evidencia cuánto de ese bien se produce con una cantidad dada de agua. Por cada mm de lluvia durante el barbecho y el ciclo del cultivo, en suelos profundos y con una aplicación de tecnología alta se produjeron 13,5 kg.ha<sup>-1</sup> de cebada, 5,5 kg.ha<sup>-1</sup> de colza o 12,2 kg.ha<sup>-1</sup> de trigo (Tabla 5.7). Estos valores son coincidentes con los antecedentes para trigo (Caviglia & Sadras, 2001; Micucci & Álvarez, 2003; Caviglia *et al.*, 2004; Micucci *et al.*, 2007; Sadras & McDonald, 2012; Martínez *et al.*, 2013; Chamorro *et al.*, 2014; Golik *et al.*, 2014; Gaggioli *et al.*, 2015), cebada (Quiroga & Gaggioli, 2010; Cossani *et al.*, 2012; Sadras & McDonald, 2012; Chamorro *et al.*, 2014; Gaggioli *et al.*, 2015) y colza (Norton & Wachsmann, 2006; Sadras & McDonald, 2012; Riar *et al.*, 2013; Chamorro *et al.*, 2014; Kirkegaard *et al.*, 2015; Riar, 2015; Xiao-Bo *et al.*, 2016).

Cuando las condiciones de producción fueron de menor calidad, es decir, en suelos someros y con la tecnología del productor medio, que implica un menor uso de insumos y siembra con labranza convencional para la zona, la eficiencia de uso del agua de los tres

cultivos se redujo entre un 30 y un 50% de la registrada en suelos profundos y nivel tecnológico alto, coincidiendo con lo mencionado por Caviglia & Sadras (2001), Micucci & Álvarez (2003), Quiroga & Gaggioli (2010), Cossani *et al.* (2012), Martínez *et al.* (2013), Riar *et al.* (2013) y Riar (2015).

De manera similar a lo observado con el agua virtual, los rangos de variación de la eficiencia de uso del agua de estos tres cultivos, cuando se expresaron en rendimiento en grano, se diferenciaron claramente entre colza y cebada, y el trigo, en una situación intermedia entre ambas, podría en el modelo de suelos someros y nivel tecnológico medio tener un comportamiento similar a la colza, mientras que en los restantes fue más eficiente.

**Tabla 5.7:** Eficiencia de uso del agua para cebada, colza y trigo cultivados en distintas condiciones ecológicas y de aplicación de tecnología expresada en rendimiento en grano ( $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{mm}^{-1}$ ) y en energía producida ( $\text{MJ}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{mm}^{-1}$ ) en el Partido de Tres Arroyos (Buenos Aires, Argentina). En la segunda línea figura el rango de valores obtenidos de acuerdo a los rendimientos posibles en las distintas condiciones de producción.

Ambiente	Nivel tecnológico	Cebada		Colza		Trigo	
		$\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{mm}^{-1}$	$\text{MJ}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{mm}^{-1}$	$\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{mm}^{-1}$	$\text{MJ}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{mm}^{-1}$	$\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{mm}^{-1}$	$\text{MJ}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{mm}^{-1}$
Suelos someros	Medio	7,88	130,0	3,77	102,9	6,51	110,1
		6,50-9,26	107,3-152,8	2,66-4,88	72,5-133,2	4,59-8,44	77,6-142,6
	Alto	11,26	185,7	4,43	121,0	8,75	147,9
		9,29-13,23	153,2-218,2	3,13-5,74	85,3-156,7	6,17-11,34	104,3-191,6
Suelos profundos	Medio	10,13	167,2	4,43	121,0	9,16	154,8
		8,36-11,90	137,9-196,4	3,13-5,74	85,3-156,7	6,46-11,86	109,2-200,5
	Alto	13,51	222,9	5,54	151,3	12,21	206,4
		11,14-15,87	183,9-261,9	3,91-7,18	106,7-195,9	8,61-15,82	145,5-267,3

Al igual que en el caso del agua virtual, cuando la eficiencia de uso del agua se expresó en términos de energía, aunque las diferencias entre los cultivos se redujeron, en todas las situaciones, el cultivo que usó mejor el agua fue la cebada y el menos eficiente, la colza (Tabla 5.7).

La eficiencia de uso del agua de la soja fue similar a los antecedentes (Micucci & Álvarez, 2003; Caviglia *et al.*, 2004; Micucci *et al.*, 2007; Vergara *et al.*, 2010; Rodríguez *et al.*, 2011; Chamorro *et al.*, 2014), parecida a la de la colza, y notablemente menor que la de los cereales que le antecederon, ya sea expresada en rendimiento en granos como en energía (Tabla 5.8). Pero además del efecto del suelo y la tecnología aplicada presentó el efecto del cultivo antecesor, que se observó, sobre todo en las condiciones de crecimiento

menos favorables, con la cebada como el mejor cultivo antecesor, mientras que en las mejores condiciones (suelos profundos y nivel tecnológico alto) este efecto desapareció.

**Tabla 5.8:** Eficiencia de uso del agua soja de segunda sucediendo a distintos cultivos de invierno cultivados en distintas condiciones ecológicas y de aplicación de tecnología expresada en rendimiento en granos ( $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{mm}^{-1}$ ) y en energía producida ( $\text{MJ} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{mm}^{-1}$ ) en el Partido de Tres Arroyos (Buenos Aires, Argentina). En la segunda línea figura el rango de valores obtenidos de acuerdo a los rendimientos posibles en las distintas condiciones de producción.

Ambiente	Nivel tecnológico	Antecesor cebada		Antecesor colza		Antecesor trigo	
		$\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{mm}^{-1}$	$\text{MJ} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{mm}^{-1}$	$\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{mm}^{-1}$	$\text{MJ} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{mm}^{-1}$	$\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{mm}^{-1}$	$\text{MJ} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{mm}^{-1}$
Suelos someros	Medio	4,49 3,41-5,57	92,1 70,0-114,2	4,21 3,20-5,22	86,3 65,6-107,0	3,56 2,70-4,41	72,9 55,45-90,4
	Alto	5,05 3,84-6,27	103,6 78,7-128,5	4,77 3,63-5,92	97,8 74,4-121,3	4,53 3,44-5,61	92,8 70,5-115,1
Suelos profundos	Medio	5,05 3,84-6,27	103,6 78,7-128,5	4,77 3,63-5,92	97,8 74,4-121,3	4,53 3,44-5,61	92,8 70,5-115,1
	Alto	5,61 4,27-6,96	115,1 87,5-142,7	5,61 4,27-6,96	115,1 87,5-142,7	5,50 4,18-6,82	112,7 85,7-139,8

### ***Las secuencias de cultivos: agua virtual, eficiencia de uso del agua y modelos productivos***

El resultado obtenido en cada secuencia fue el resultado del comportamiento de cada cultivo y el efecto del antecesor sobre la soja. Por lo tanto, el agua virtual necesaria para la secuencia colza/soja fue mayor a la que utilizó trigo/soja, y ésta que la usada por cebada/soja (Tabla 5.9). De igual manera, todas las secuencias requirieron la mayor cantidad de agua virtual al ser producidas en suelos someros con la tecnología media, y la menor cuando se produjeron en suelos profundos con alta aplicación de tecnología.

El alto contenido energético de los granos de colza hizo que los valores de agua virtual para la secuencia que la incluyó fuesen más parecidos a los de las secuencias con gramíneas. Incluso, en suelos someros, se observó que el agua virtual para la secuencia colza/soja fue menor que el de trigo/soja. Para esto contribuyó también el bajo rendimiento obtenido por la soja como sucesora del trigo.

**Tabla 5.9:** Agua virtual de distintas secuencias de doble cultivo producidas en distintas condiciones ecológicas y de aplicación de tecnología expresada en rendimiento en granos (l de agua. kg de producto<sup>-1</sup>) y en energía producida (l de agua. MJ de producto<sup>-1</sup>) en el Partido de Tres Arroyos (Buenos Aires, Argentina). En la segunda línea figura el rango de valores obtenidos de acuerdo a los rendimientos posibles de cada cultivo de la secuencia en las distintas condiciones de producción.

Ambiente	Nivel tecnológico	Cebada/soja		Colza/soja		Trigo/soja	
		l agua. kg producto <sup>-1</sup>	l agua. MJ producto <sup>-1</sup>	l agua. kg producto <sup>-1</sup>	l agua. MJ producto <sup>-1</sup>	l agua. kg producto <sup>-1</sup>	l agua. MJ producto <sup>-1</sup>
Suelos someros	Medio	3495	186	5029	213	4346	228
		2875-4467	153-236	3964-6888	168-290	3452-5876	181-309
	Alto	2867	150	4351	158	3351	175
		2352-3681	124-192	3432-5957	146-252	2663-4526	139-238
Suelos profundos	Medio	2966	156	4351	185	3300	172
		2436-3800	129-200	3432-5957	146-252	2624-4454	137-233
	Alto	2521	132	3586	153	2637	137
		2066-3241	108-169	2830-4903	121-208	2099-3554	109-185

En todas las condiciones la mayor eficiencia de uso del agua correspondió a la secuencia cebada/soja, la menor fue para colza/soja y trigo/soja en una situación intermedia pero más similar a la de cebada/soja (Tabla 5.10). Los antecedentes que evalúan la eficiencia de uso del agua para estas secuencias de doble cultivo son escasos (Van Opstal *et al.*, 2010; Chamorro *et al.*, 2014) pero informan valores similares a los obtenidos aquí.

En las tres secuencias, y en ambos tipos de suelos, la eficiencia de uso del agua fue mayor cuando se manejaron con un **nivel tecnológico** alto (Tabla 5.10). El factor más significativo sería la implantación de los cultivos en siembra directa, ya que en el nivel tecnológico medio se labró el suelo para la siembra del cultivo invernal. El mejor uso del agua en sistemas de cultivo que mantienen la cobertura de rastrojos (Micucci & Álvarez, 2003; Ali & Talukder, 2008; Bossio *et al.*, 2010; Huang *et al.*, 2012; Martínez *et al.*, 2013; Peiretti & Dumanski, 2014) se debe a que reducen las pérdidas por evaporación favoreciendo una mayor acumulación del agua en el perfil del suelo (Buschiazzo *et al.*, 1998; Dardanelli *et al.*, 2003; Monzón *et al.*, 2006; Passioura, 2006; Ali & Talukder, 2008). Este mismo efecto se mantiene también durante las etapas iniciales de los cultivos, “ahorrando” agua para la producción (Passioura, 2006; Ali & Talukder, 2008). Además, bajo siembra directa, y con el tiempo, se registra un aumento en la actividad biológica del suelo que contribuye a la mejora paulatina de su estructura, mejorando su capacidad para almacenar agua (Micucci & Álvarez, 2003; Pieretti & Dumanski, 2014), y favoreciendo el crecimiento de

las raíces, aumentando la capacidad de captación de agua por parte del cultivo (Passioura, 2006; Huang *et al.*, 2012).

**Tabla 5.10:** Eficiencia de uso del agua de distintas secuencias de doble cultivo producidas en distintas condiciones ecológicas y de aplicación de tecnología expresada en rendimiento en granos ( $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{mm}^{-1}$ ) y en energía producida ( $\text{MJ}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{mm}^{-1}$ ) en el Partido de Tres Arroyos (Buenos Aires, Argentina). En la segunda línea figura el rango de valores obtenidos de acuerdo a los rendimientos posibles de cada cultivo de la secuencia en las distintas condiciones de producción.

Ambiente	Nivel tecnológico	Cebada/soja		Colza/soja		Trigo/soja	
		$\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{mm}^{-1}$	$\text{MJ}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{mm}^{-1}$	$\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{mm}^{-1}$	$\text{MJ}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{mm}^{-1}$	$\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{mm}^{-1}$	$\text{MJ}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{mm}^{-1}$
Suelos someros	Medio	6,37	113,1	3,96	95,6	5,37	95,7
		5,1-7,6	90,7-135,6	2,9-5,0	69,5-121,7	3,9-6,9	69,0-122,4
	Alto	8,50	149,2	4,58	110,8	7,12	126,6
		6,9-10,1	120,1-178,34	3,3-5,8	80,5-141,1	5,1-9,1	91,3-167,5
Suelos profundos	Medio	7,87	138,9	4,58	110,8	7,37	130,9
		6,3-9,4	111,6-166,2	3,3-5,8	80,5-141,1	5,3-9,5	94,2-167,5
	Alto	10,00	174,9	5,57	135,3	9,62	170,2
		8,1-11,9	141,0-208,9	4,1-7,8	98,2-172,5	6,9-12,3	122,4-218,0

Otro cambio significativo entre los niveles de tecnología considerados fue el planteo de fertilización de los cultivos. La mayor tecnología implicó fertilizar con dosis algo mayores, y en el caso de la colza, incluyó azufre además de la tradicional aplicación de nitrógeno y fósforo. Numerosos autores han informado acerca del mejor uso del agua por los cultivos cuando se fertilizan (Caviglia & Sadras, 2001; Micucci & Álvarez, 2003; Dardanelli *et al.*, 2003; Norton & Wachsmann, 2006; Passioura, 2006; Molden *et al.*, 2007b; Ali & Taluker, 2008; Bossio *et al.*, 2010; Quiroga & Gaggioli, 2010; Cossani *et al.*, 2012; Sadras & McDonald, 2012; Martínez *et al.*, 2013; Riar *et al.*, 2013; Riar, 2015). Los cultivos responden a la fertilización con un mayor crecimiento, cubriendo el suelo más rápidamente, reduciendo la evaporación directa del suelo, aumentando la transpiración y, por lo tanto, el rendimiento, usando mejor el agua disponible.

Un tercer aspecto sería un mayor control sanitario de los cultivos, cuyo resultado también es incrementar la transpiración de los mismos por un mayor crecimiento, mejorando el rendimiento y, por lo tanto, la eficiencia de uso del agua (Dardanelli *et al.*, 2003; Passioura, 2006; Molden *et al.*, 2007b; Ali & Talukder, 2008).

El **ambiente** también afectó la eficiencia de uso del agua ya que para las tres secuencias, fue mayor en los suelos profundos que en los suelos someros. Esto se debió en

parte a la capacidad de almacenamiento de agua del suelo, limitada por la tosca a menos de un metro de profundidad en los suelos someros. Pero además, el mayor potencial productivo de los suelos profundos alentó a los productores a aplicar mayores dosis de fertilizantes que otorgaron una mejora adicional del uso del agua. Tal mejora también se registró en el uso de la energía (Capítulo 2) ya que los cultivos alcanzaron mayores rendimientos en estas condiciones. Pero los mejores usos del agua y la energía estarían produciéndose a costa de un deterioro del capital natural a través de un agotamiento de las reservas de nutrientes del suelo. El motivo es que los mayores rendimientos de los cultivos produjeron una mayor exportación de nutrientes, y si bien en los suelos profundos se incrementó el uso de fertilizantes, este aumento no compensó la mayor exportación de los cultivos conduciendo a balances negativos de nutrientes (Capítulo 3).

Entre las **secuencias de cultivos** se destacó cebada/soja como la de mejor comportamiento, lo cual se debió en parte a que tanto la cebada como la soja con antecesor cebada presentaron individualmente los mayores rendimientos y, por ende, eficiencias de uso del agua. Sumado a ello, la cebada como antecesor de la soja otorgó la ventaja frente al trigo de permitir una siembra más temprana del cultivo de segunda, favoreciendo su crecimiento en mejores condiciones ambientales y mejorando su rendimiento (Andrade & Cirilo, 2000; Otegui & López-Pereira, 2003; Baigorri *et al.*, 2009). La soja con antecesor colza, se sembró aproximadamente en la misma fecha que con antecesor cebada. Sin embargo, estos dos cultivos invernales tienen diferentes patrones en la cobertura del suelo a lo largo de la estación de crecimiento: mientras que la cebada mantiene una alta cobertura hasta el final de su ciclo, la colza pierde las hojas una vez que inicia la fructificación (el llenado de sus semillas se produce con la fotosíntesis de las silicuas), reduciendo fuertemente la cobertura del suelo, lo que provocaría mayores tasas de evaporación y podría determinar menor cantidad de agua disponible para la soja que le sucede.

Pengue (2006) asevera que los productores argentinos acostumbran manejar el agua como un recurso ilimitado cuando no lo es, más bien, es un recurso que deber ser valorado como un insumo más de la producción. Esta agua tiene un precio para aquellos países que no cuentan con este recurso y compran nuestros productos sin pagar por ella. Por eso, el ahorro global de agua que pueda producirse a partir del comercio internacional de commodities sólo será sustentable cuando se incluyan en sus precios los costos de las externalidades negativas que producen en los países exportadores (Chapagain *et al.*, 2006). Una de las externalidades negativas se relaciona con la especialización productiva derivada de las oportunidades comerciales, que es un hecho en nuestro país (Aldaya *et al.*, 2011; Vázquez del Mercado Arribas & Buenfil Rodríguez, 2012; Duarte *et al.*, 2016) y se ha



relacionado con numerosos problemas ambientales, económicos y sociales (Pengue, 2001; Altieri & Pengue, 2006; Mengo, 2008).

De esta manera, se plantea considerar al agua como un recurso-insumo más dentro del planteo de producción agrícola, que debe cuidarse, ya que no es ilimitado, aunque para la región pampeana argentina parezca serlo. Por otro lado, resulta también clara la necesidad de un análisis integral de las distintas decisiones productivas, que no sólo involucren la dimensión económica, sino también la ecológica incluyendo simultáneamente sus distintos aspectos.

#### **4- Comentarios finales.**

Las tendencias actuales en el uso del agua plantean un panorama en el cual la competencia por su uso entre los distintos sectores que la requieren se ha intensificado y se prevé que continuará haciéndolo.

En un contexto de escasez de agua en muchas regiones del mundo, una parte de nuestro país se caracteriza por su riqueza en este recurso, lo que plantea la responsabilidad de protegerlo. En la producción agrícola, esto implica producir con una alta eficiencia en su uso, minimizar la producción de agua gris y, en lo posible, hacer uso del agua verde, como una manera de reducir el gasto energético requerido para el agua azul así como los numerosos problemas ambientales relacionados con su uso.

Los cambios en el uso de la tierra producen cambios en el uso del agua, los que es necesario prever a fin de tomar decisiones que no sólo se basen en una evaluación económica.

El análisis del uso del agua en las secuencias de cultivos cebada/soja, colza/soja y trigo/soja, producidas en dos áreas ecológicamente diferentes de Tres Arroyos y bajo dos manejos tecnológicos, mostró diferencias entre las secuencias, entre los modelos de producción y entre ambientes.

Los resultados obtenidos confirmaron las hipótesis de que la eficiencia de uso del agua es menor para la secuencia colza/soja respecto de las secuencias que incluyen cereales, siendo también la que consumió más agua virtual.

La aplicación de un mayor nivel de tecnología determinó mayores rendimientos en todas las secuencias que condicionaron un uso más eficiente del agua y, a la vez, un menor volumen de agua virtual en los productos obtenidos.

Asimismo, en suelos someros, todas las secuencias requirieron mayor volumen de agua virtual y fueron menos eficientes en la utilización del agua que las llevadas adelante en los suelos profundos, aún cuando hayan tenido menor rendimiento en grano.

La implantación de los cultivos mejor adaptados se visualiza como la manera más sustentable de mejorar el uso del agua ya que, si bien la siembra directa, la fertilización y el control de adversidades también lo mejoran, se asocian con diversos impactos negativos relacionados con otros aspectos de la sustentabilidad ecológica.

La afirmación de Bossio *et al.* (2010) acerca de que cada decisión de uso del suelo es una decisión de uso del agua, cobra sentido aquí. Se ha demostrado cómo la siembra directa tiende a generar en el suelo una estructura laminar o estratiforme que si no es compensada con el aporte de elevados volúmenes de materia orgánica de alta relación C/N como los que aportan las gramíneas, sobre todo estivales, no permite suficiente actividad biológica que genere el sistema de bioporos necesario para generar aireación y fracturar la estructura laminar densificada del suelo (Casas, 2006). La inclusión de las distintas secuencias de doble cultivo evaluadas, debe analizarse en un marco más amplio, en el que conociendo tanto los puntos débiles como los puntos fuertes de las mismas, se tomen decisiones de manejo que permitan corregir los primeros y afianzar los segundos. La secuencia colza/soja, como quedó demostrado, tiene una muy baja eficiencia de uso del agua, sin embargo, desde el punto de vista del manejo de las malezas y las enfermedades en los cultivos de invierno más difundidos en la zona, presta servicios importantes al cortar los ciclos de las mismas o permitir un control más efectivo. Si en la rotación de cultivos se incluyen cultivos como el maíz que, con un mayor aporte de rastrojo y de mejor calidad se favorece una mejor estructuración del suelo, que permita un mejor uso del agua, se pueden aprovechar los beneficios de sembrar colza/soja.

## 5- Bibliografía

- Aldaya MM, AY Hoekstra, JA Allan (2008). Strategic importance of green water in international crop trade. Value of Water Research Report Series N°25, UNESCO-IHE, Delft, The Netherlands. 36 pp.
- Aldaya MM, I Niemeyer & E Zárate (2011). Agua y globalización: retos y oportunidades para una mejor gestión de los recursos hídricos. Revista Española de Estudios Agrosociales y Pesqueros 230:61-83.
- Aldaya MM, JA Allan & AY Hoekstra (2010). Strategic importance of green water in international crop trade. Ecological Economics 69:887-894.
- Ali MH & MSU Talukder (2008). Increasing water productivity in crop production – A synthesis. Agricultural Water Management 95:1201-1213.

- Allan JA (1997). Virtual water: A long term solution for water short Middle Eastern economies? 1997 British Association Festival of Science, University of Leeds, Water and Development Session, 21 pp. Disponible en: <http://www.soas.ac.uk/water/publications/papers/file38347.pdf>. Último acceso: abril de 2016
- Altieri M & W Pengue (2006). La soja transgénica en América Latina. Una maquinaria de hambre, deforestación y devastación socioecológica. *Biodiversidad* 47:14-19.
- Álvarez C, A Quiroga, A Corro Molas & C Lienhard (2011). Manejo sitio específico para el cultivo de soja en La región semiárida pampeana. *Actas de Mercosoja 2011. Quinto Congreso de la Soja del Mercosur. Primer Foro de la Soja Asia-Mercosur*. Rosario, Argentina. 5 pp. Disponible en: [http://acsoja.org.ar/images/cms/contenidos/318\\_b.pdf](http://acsoja.org.ar/images/cms/contenidos/318_b.pdf) Último acceso: junio de 2016.
- Andrade FH & AG Cirilo (2000). Fecha de siembra y rendimiento de los cultivos. En: *Bases para el manejo del maíz, el girasol y la soja*. FH Andrade & VO Sadras (Ed.). Editorial Médica Panamericana S.A., Buenos Aires, Argentina. pp 135-153.
- Andrade FH & VO Sadras (2000). Efectos de la sequía sobre el crecimiento y rendimiento de los cultivos. En: *Bases para el manejo del maíz, el girasol y la soja*. FH Andrade & VO Sadras (Ed.). Editorial Médica Panamericana S.A., Buenos Aires, Argentina. pp 173-206.
- Aragón R, EG Jobbágy & EF Viglizzo (2011). Surface and groundwater dynamics in the sedimentary plains of the Western Pampas (Argentina). *Ecohydrology* 4:433-447.
- Arienza M (2013). El agua y los recursos naturales en el desarrollo humano, social y ambiental. En: *Agua. Panorama general en Argentina*. M Arienza, A Carsens, M Gómez & CM Marschoff (Ed.). Green Cross. Buenos Aires, Argentina. pp 7-51.
- Baigorri H, I Ciampitti & F García (2009). Manejo del cultivo de soja. En: *Manual de manejo del cultivo de soja*. FO García, IA Ciampitti & HE Baigorri (Ed.). IPNI (International Plant Nutrition Institute), Buenos Aires, Argentina. pp 17-32.
- Berndes G (2002). Bioenergy and water—the implications of large-scale bioenergy production for water use and supply. *Global Environmental Change* 12:253-271.
- Bertram N & S Chiacchiera (2015). Ascenso de napas en la Región Pampeana: ¿Consecuencia de los cambios en el uso de la tierra? INTA EEA Marcos Juárez. Disponible en: [http://inta.gob.ar/sites/default/files/script-tmp-inta\\_napas\\_mjz\\_13.pdf](http://inta.gob.ar/sites/default/files/script-tmp-inta_napas_mjz_13.pdf). Último acceso: marzo de 2016.
- Borda MR (2016). Las sequías históricas. Chacra Experimental Integrada Barrow. Disponible en: <http://anterior.inta.gov.ar/f/?url=http://anterior.inta.gov.ar/barrow/info/documentos/agrometeo/index.htm> Último acceso: octubre de 2017.
- Bossio D, K Geheb & W Critchley (2010). Managing water by managing land: Addressing land degradation to improve water productivity and rural livelihoods. *Agricultural Water Management* 97:536-542.
- Bradshaw CJA, N Sodhi, K Peh & B Brook (2007). Global evidence that deforestation amplifies flood risk and severity in the developing world. *Global Change Biology* 13:2379-2395.
- Buschiazzo DE, JL Panigatti & PW Unger (1998). Tillage effects on soil properties and crop production in the subhumid and semiarid Argentinean Pampas. *Soil and Tillage Research* 49:105-116.
- Carrasco N & M Zamora (2010). Eficiencia de uso de agua de rotaciones agrícolas y mixtas bajo siembra directa. *Carpeta Ganadería*, agosto 2010. INTA, MAA, CEI Barrow. pp 13-15.
- Carsen Pittaluga E & MA Gómez (2013). Panorama general del agua en la República Argentina. En: *Agua. Panorama general en Argentina*. M Arienza, A Carsens, M Gómez & CM Marschoff (Ed.). Green Cross. Buenos Aires, Argentina. pp 53-145.

- Casas R (2006). Preservar la calidad y salud de los suelos: una oportunidad para la Argentina. Academia Nacional de Agronomía y Veterinaria, Anales Tomo LX:37-58.
- Caviglia OP & VO Sadras (2001). Effect of nitrogen supply on crop conductance, water- and radiation-use efficiency of wheat. *Field Crops Research* 69:259-266.
- Caviglia OP, VO Sadras & FH 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.
- CAWMA (2007). Comprehensive Assessment of Water Management in Agriculture. Water for food, water for life. A comprehensive assessment of water management in agriculture. D. Molden (Ed.). Londres, Earthscan y Colombo: Instituto Internacional del Manejo del Agua. 48 pp. Disponible en: [http://www.iwmi.cgiar.org/assessment/files\\_new/synthesis/Summary\\_SynthesisBook.pdf](http://www.iwmi.cgiar.org/assessment/files_new/synthesis/Summary_SynthesisBook.pdf). Último acceso: abril de 2016.
- Cazcarro I, R Duarte, M Martín-Retortillo, V Pinilla & A Serrano (2015). How sustainable is the increase in the water footprint of the Spanish agricultural sector? A provincial analysis between 1955 and 2005-2010. *Sustainability* 7:5094-5119.
- Chamorro AM, R Bezus, SI Golik & A Pellegrini (2014). Eficiencia de uso del agua de lluvia para distintas secuencias de cultivos en La Plata, Buenos Aires. Actas de la Reunión Binacional Uruguay-Argentina de Agrometeorología y XV Reunión Argentina de Agrometeorología. Piriápolis, Uruguay. pp 25-26.
- Chapagain AK & AY Hoekstra (2004). Water footprints of nations. Volume 1: Main Report. Value of Water Research Report Series N°16, IHE, Delft, The Netherlands. 80 pp.
- Chapagain AK, AY Hoekstra, HHG Savenije & R Gautam (2006). Water saving through international trade of agricultural products. *Hydrology and Earth System Sciences* 10:455-468.
- Clark S, P Sarlin, A Sharma & SA Sisson (2015). Increasing dependence of foreign water resources? An assessment of trends in global virtual water flows using a self-organizing time map. *Ecological Informatics* 26:192-202.
- Cossani CM, GA Slafer & R Savin (2012). Nitrogen and water use efficiencies of wheat and barley under a Mediterranean environment in Catalonia. *Field Crops Research* 28:109-118.
- Dardanelli J, D Collino, ME Otegui & VO Sadras (2003). Bases funcionales para el manejo del agua en los sistemas de producción de los cultivos de grano. En: Producción de granos. Bases funcionales para su manejo. EH Satorre, RL Benech A, GA Slafer, EB de la Fuente, DJ Miralles, ME Otegui & R Savin (Ed.). Editorial de la Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires. Buenos Aires, Argentina. pp 375-440.
- de Fraiture C & D Wichelns (2010). Satisfying future waters demands for agriculture. *Agricultural Water Management* 97:502-511.
- de Fraiture C, D Wilhelms, J Rockström & E Kemp-Benedict (2007). Looking ahead to 2050: scenarios of alternative investment approaches. En: Water for Food, Water for Life. D Molden (Ed.). Earthscan, London and International Water Management Colombo Institute. pp 91-145. Disponible en: <http://www.iwmi.cgiar.org/assessment/Publications/books.htm>. Último acceso: abril de 2016.
- de Fraiture C, X Cai, U Amarasinghe, M Rosegrant.& D Molden (2004). Does international cereal trade save water? The impact of virtual water trade on global water use. Comprehensive Assessment Research Report 4. Comprehensive Assessment Secretariat. Colombo, Sri Lanka. 33 pp. Disponible en: [www.iwmi.cgiar.org/Assessment/FILES/pdf/publications/ResearchReports/CARR4.pdf](http://www.iwmi.cgiar.org/Assessment/FILES/pdf/publications/ResearchReports/CARR4.pdf). Último acceso: mayo de 2016.

- Díaz-Zorita M, GA Duarte & JH Grove (2002). A review of no-till systems and soil management for sustainable crop production in the subhumid and semiarid Pampas of Argentina. *Soil and Tillage Research* 65:1-18.
- Duarte R, V Pinilla & A Serrano (2016). Understanding agricultural virtual water flows in the world from an economic perspective: A long term study. *Ecological Indicators* 61:980-990.
- Falkenmark M, CM Finlayson & LJ Gordon (2007). Agriculture, water, and ecosystems: avoiding the costs of going too far. En: *Water for Food, Water for Life*. D Molden (Ed.). Earthscan, London and International Water Management Colombo Institute. pp 233-277. Disponible en: <http://www.iwmi.cgiar.org/assessment/Publications/books.htm>. Último acceso: abril de 2016.
- Faraldo ML, GT Vergara, GA Casagrande, JP Arnaiz, H Mirasson & C Ferrero (2011). Eficiencia en el uso del agua y radiación en maíz, girasol y soja, en la región oriental de La Pampa, Argentina. *Agronomía Tropical* 61:47-57.
- Fernández R, E Noellemeyer, D Funaro, A Quiroga & A Norman Peinemann (2009). Disponibilidad de agua, nitrógeno y azufre en barbechos con y sin control de malezas en distintos niveles de residuos. *Ciencia del Suelo (Argentina)* 27:57-66.
- Frank FC & EF Viglizzo (2012). Water use in rain-fed farming at different scales in the Pampas of Argentina. *Agricultural Systems* 109:35-42.
- Gaggioli C, E Noellemeyer & A Quiroga (2015). Productividad y eficiencia de uso de agua de cereales invernales en dos suelos contrastantes de la región semiárida pampeana. *Actas de las Segundas Jornadas Nacionales de Suelos de Ambientes Semiáridos*. Santa Rosa, La Pampa. 7pp.
- Gerbens-Leenes PW, AR van Lienden, AY Hoekstra & ThH van der Meer (2012). Biofuel scenarios in a water perspective: The global blue and green water footprint of road transport in 2030. *Global Environmental Change* 11:764-775.
- Gerbens-Leenes PW, AY Hoekstra & ThH van der Meer (2008). Water footprint of bioenergy and other primary energy carriers. *Value of Water Research Report Series N°29*, UNESCO-IHE, Delft, The Netherlands. 44 pp.
- Golik SI, AM Chamorro, R Bezus & A Pellegrini (2014). Variabilidad climática en el área de La Plata (Buenos Aires) y su efecto sobre el cultivo de maíz. *Actas de la Reunión Binacional Uruguay-Argentina de Agrometeorología y XV Reunión Argentina de Agrometeorología*. Piriápolis, Uruguay. pp 51-52.
- Hoekstra AY & MM Mekonnen (2012). The water footprint of humanity. *PNAS (Proceedings of the National Academic of Sciences)* 109:3232-3237.
- Hoekstra AY & PQ Hung (2002). Virtual water trade: A quantification of virtual water flows between nations in relation to international crop trade. *Value of Water Research Report Series N°11*, IHE, Delft, The Netherlands. 120 pp.
- Hoekstra AY & PQ Hung (2003). Virtual water trade: A quantification of virtual water flows between nations in relation to international crop trade. En: *Virtual water trade: Proceedings of the International Expert Meeting on Virtual Water Trade*. AY Hoekstra (Ed.). Delft, The Netherlands. *Value of Water Research Report Series N°12*, UNESCO-IHE, Delft, The Netherlands. pp 2:25-47.
- Hoekstra AY & PQ Hung (2005). Globalisation of water resources: international virtual water flows in relation to crop trade. *Global Environmental Change* 15:45-56.
- Hoekstra AY (2003) Virtual water: An introduction. En: *Virtual water trade: Proceedings of the International Expert Meeting on Virtual Water Trade*. AY Hoekstra (Ed.). Delft, The Netherlands.

- Value of Water Research Report Series N°12, UNESCO-IHE, Delft, The Netherlands. pp 1:13-23.
- Hoekstra AY, AK Chapagain, MM Aldaya & MM Mekonnen (2011). The water footprint assessment Manual. Setting the global standard. Earthscan. London, Washington, DC. 228pp. Disponible en: [http://waterfootprint.org/media/downloads/TheWaterFootprintAssessmentManual\\_2.pdf](http://waterfootprint.org/media/downloads/TheWaterFootprintAssessmentManual_2.pdf). Último acceso: mayo de 2016.
- Huang G, Q Chai, F Feng & A Yu (2012). Effects of different tillage systems on soil properties, root growth, grain yield and water use efficiency of winter wheat (*Triticum aestivum* L.) in arid northwest China. *Journal of Integrative Agriculture* 11:1286-1296.
- Hunt JR, C Browne, TM McBeath, K Verburg, S Craig & AM Whitbread (2013). Summer fallow weed control and residue management impacts on winter crop yield through soil water and N accumulation in a winter-dominant, low rainfall region of southern Australia. *Crop and Pasture Science* 64:922-934.
- Jobbágy E (2011). Servicios hídricos de los ecosistemas y su relación con el uso de la tierra en la llanura Chaco-Pampeana. En: Valoración de servicios ecosistémicos. Conceptos, herramientas y aplicaciones para el ordenamiento territorial. P Littera, EG Jobbágy & JM Paruelo (Ed.). Ediciones INTA. Buenos Aires, Argentina. pp 163-183.
- Jobbágy E (2015). Sustentabilidad del agua y los nutrientes en nuestros sistemas agrícolas: apuntando a un blanco móvil. Actas del Simposio Fertilidad 2015. Rosario, Argentina. pp 11-14.
- Kim JH, EG Jobbágy & RB Jackson (2016). Trade-offs in water and carbon ecosystem services with land-use changes in grasslands. *Ecological Applications*. En prensa. Doi: [10.1890/15-0863.1](https://doi.org/10.1890/15-0863.1)
- Kirkegaard J, R Bill & J Lilley (2015). Pushing the limit for water-use efficiency in early-sown canola. *Proceedings of the 17th ASA Conference*. Hobart, Australia. 4 pp. Disponible en: [www.agronomy2015.com.au](http://www.agronomy2015.com.au). Último acceso: junio de 2016.
- Kuppel S, J Houspanossian, MD Noretto & EG Jobbágy (2015). What does it take to flood the Pampas?: Lessons from a decade of strong hydrological fluctuations. *Water Resources Research* 51:2937-2950.
- Llamas Madurga MR (2005). Los colores del agua, el agua virtual y los conflictos hídricos. *Revista de la Real Academia de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales (España)* 99:369-389.
- Martínez JM, MR Landriscini & JA Galantini (2013). Eficiencia del uso del nitrógeno y del agua para trigo en suelos del Sudoeste Bonaerense. *Revista AAPRESID Ciencia y experiencia para una siembra directa sustentable en los ambientes frágiles del S y SO bonaerense*:35-43.
- MEA (2005). Millennium Ecosystem Assessment. *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Island Press, Washington, DC. 155 pp. Disponible en: <http://www.unep.org/maweb/documents/document.356.aspx.pdf> . Último acceso: abril de 2016.
- Medrano H, J Bota, J Cifre, J Flexas, M Ribas-Carbó & J Gulías (2007). Eficiencia en el uso del agua por las plantas. *Investigaciones geográficas (Esp)* 4:63-84.
- Mekonnen MM & AY Hoekstra (2010). The green, blue and grey water footprint of crops and derived crop products. Volume 1: Main report. Value of Water Research Report Series N°47, UNESCO-IHE, Delft, The Netherlands. 42 pp.
- Mekonnen MM & AY Hoekstra (2011a). The green, blue and grey water footprint of crops and derived crop products. *Hydrology and Earth System Sciences* 15:1577-1600.
- Mekonnen MM & AY Hoekstra (2011b). National water footprint accounts: the green, blue and grey water footprint of production and consumption. Volume 1: Main report. Value of Water Research Report Series N°50, UNESCO-IHE, Delft, The Netherlands. 50 pp.

- Mengo R. (2008). República Argentina: Impacto social, ambiental y productivo de la expansión sojera. Disponible en: <http://www.ecoport.net/content/view/full/76397>. Último acceso: mayo de 2011.
- Mercau JL, MD Nosetto, F Ber R Giménez & EG Jobbágy (2016). Shallow groundwater dynamics in the Pampas: climate, landscape and crop choice effects. *Agricultural Water Management* 163:159-168.
- Micucci F & C Álvarez (2003). El agua en los cultivos extensivos III: Impacto de las prácticas de manejo sobre la eficiencia de uso del agua. *Archivo agronómico* N° 8. *Informaciones Agronómicas del Cono Sur (INPOFOS)* N° 20. 4pp.
- Micucci FG, MA Taboada & R Gil (2003). El agua en los sistemas extensivos. II. Consumo y eficiencia de uso del agua de los cultivos. *Archivo Agronómico* N°7. *Informaciones Agronómicas del Cono Sur (INPOFOS)* N°17. 4pp.
- Molden D, K Frenken, R Barker, C de Fraiture, B Mati, M Svendsen, C Sadoff & M Finlayson (2007a). Trends in water and agriculture development. En: *Water for Food, Water for Life*. D Molden (Ed.). Earthscan, London and International Water Management Colombo Institute. pp 57-89. Disponible en: <http://www.iwmi.cgiar.org/assessment/Publications/books.htm>. Último acceso: abril de 2016.
- Molden D, T Oweis, P Steduto, P Bindraban, MA Hanjra & J Kijne (2010). Improving agricultural water productivity: Between optimism and caution. *Agricultural Water Management* 97:528-535.
- Molden D, TY Oweis, P Steduto, JW Kijne, MA Hanjra & PS Bindraban (2007b). Pathways for increasing agricultural water productivity. En: *Water for Food, Water for Life*. D Molden (Ed.). Earthscan, London and International Water Management Colombo Institute. pp 279-310. Disponible en: <http://www.iwmi.cgiar.org/assessment/Publications/books.htm>. Último acceso: abril de 2016.
- Monzón JP, VO Sadras & FH Andrade (2006). Fallow soil evaporation and water storage as affected by stubble in sub-humid (Argentina) and semi-arid (Australia) environments. *Field Crops Research* 98:83-90.
- Monzón JP, VO Sadras & FH Andrade (2012). Modelled yield and water use efficiency of maize in response to crop management and Southern Oscillation Index in a soil-climate transect in Argentina. *Field Crops Research* 130:8-18.
- Niemeyer I & A Garrido (2011). International farm trade in Latin America: Does it favour sustainable water use globally? En: *Proceedings of the ESF Strategic Workshop on Accounting of water scarcity and pollution in the rules of international trade*. AY Hoekstra, M Aldaya & B Avril (Ed.). *Value of Water Research Report Series* N°54, UNESCO-IHE, Delft, The Netherlands. pp 63-84.
- Norton RM & NG Wachsmann (2006). Nitrogen use and crop type affect the water use of annual crops in south-eastern Australia. *Australian Journal of Agricultural Research* 57:257-267.
- Nosetto MD, EG Jobbágy, AB Brizuela & RB Jackson (2012). The hydrologic consequences of land cover change in central Argentina. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 154:2-11.
- Nosetto MD, RA Paez, SI Ballesteros & EG Jobbágy (2015). Higher water-table levels and flooding risk under grain vs. livestock production systems in the subhumid plains of the Pampas. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 206:60-70.
- Otegui ME & M López-Pereira (2003). Fecha de siembra. En: *Producción de granos. Bases funcionales para su manejo*. EH Satorre, RL Benech A, GA Slafer, EB de la Fuente, DJ Miralles, ME Otegui & R Savin (Ed.). Editorial de la Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires. Buenos Aires, Argentina. pp 257-275.
- Passioura J (2006). Increasing crop productivity when water is scarce-from breeding to field management. *Agricultural Water Management* 80:176-196.

- Pedrol HM, JM Castellarín, F Ferraguti & O Rosso (2008). Respuesta a la fertilización nitrogenada y eficiencia en el uso del agua en un cultivo de maíz según nivel hídrico. *Informaciones Agronómicas del Cono Sur (IPNI)* 40: 17-20.
- Peiretti R & J Dumanski (2014). The transformation of agriculture in Argentina through soil conservation. *International Soil and Water Conservation Research* 2:14-20.
- Pengue W (2001). Impactos de la expansión de la soja en Argentina. Globalización, desarrollo agropecuario e ingeniería genética: un modelo para armar. *Biodiversidad* 29:7-14.
- Pengue W (2006). "Agua virtual", agronegocio sojero y cuestiones económico ambientales futuras... *Fronteras* 5:14-25.
- PNUMA (2008). ¿Dónde se encuentra el agua? *Tunza, la revista del PNUMA para los jóvenes* 6:12. Disponible en: [http://www.unep.org/pdf/tunza/Tunza\\_6.3\\_SP.pdf](http://www.unep.org/pdf/tunza/Tunza_6.3_SP.pdf). Último acceso: abril de 2016.
- Proot A, M Barraco, C Scianca & C Álvarez (2011). Efecto de la fertilización nitrogenada y de la densidad de siembra sobre los rendimientos y la eficiencia de uso de agua en maíces tardíos en la Pampa arenosa. *Memoria Técnica 2010-2011. INTA EEA General Villegas*. pp 15-19.
- Quiroga A & C Gaggioli (2010). Condiciones para el desarrollo de producciones agrícolas-ganaderas en el S.O. Bonaerense. Panel Suelos: gestión del agua y viabilidad de los sistemas productivos. *Academia Nacional de Agronomía y Veterinaria, Anales Tomo LXIV*:233-249.
- Renault D (2003) Value of virtual water in food: Principles and virtues. En: *Virtual water trade: Proceedings of the International Expert Meeting on Virtual Water Trade*. AY Hoekstra (Ed.). Value of Water Research Report Series N°12, UNESCO-IHE, Delft, The Netherlands. pp 4:77-91.
- Riar A (2015). Overcoming yield limitation of canola by improving water use efficiency. Tesis doctoral. Faculty of Science, University of Adelaide. South Australia. 231 pp. Disponible en: <https://digital.library.adelaide.edu.au/dspace/bitstream/2440/98682/2/02whole.pdf>. Último acceso: junio de 2016.
- Riar A, G McDonald & F Gill (2013). Nitrogen and water use efficiency of canola and mustard in Mediterranean environment of South Australia. Australian Government. Grain Research and Development Corporation. Disponible en: <https://grdc.com.au/Research-and-Development/GRDC-Update-Papers/2013/02/Nitrogen-and-water-use-efficiency-of-canola-and-mustard-in-South-Australia>. Último acceso: junio de 2016.
- Rockström AJ, N Hatibu, TY Oweis & S Wani (2007). Managing water in rainfed agriculture. En: *Water for Food, Water for Life*. D Molden (Ed.). Earthscan, London and International Water Management Colombo Institute. pp 315-352. Disponible en: <http://www.iwmi.cgiar.org/assessment/Publications/books.htm>. Último acceso: abril de 2016.
- Rodríguez HJ, JJ De Battista & JL Dardanelli (2011). Eficiencia en el uso del agua en soja y maíz en un vertisol de Entre Ríos. *Actas de Mercosoja 2011. Quinto Congreso de la Soja del Mercosur. Primer Foro de la Soja Asia-Mercosur*. Rosario, Argentina. 5 pp. Disponible en: [http://acsoja.org.ar/images/cms/contenidos/307\\_b.pdf](http://acsoja.org.ar/images/cms/contenidos/307_b.pdf) Último acceso: junio de 2016.
- Sadras V & G McDonald (2012). Water use efficiency of grain crops in Australia: principles, benchmarks and management. Australian Government. Grains Research and Development Corporation. Disponible en: <https://grdc.com.au/uploads/documents/Water%20use%20efficiency%20of%20grain%20crops%20in%20Australia%20principles%20benchmarks%20and%20management%20GRDC.pdf>. Último acceso: junio de 2016.
- Sección Agrometeorología de la Chacra Experimental de Barrow (2017). Disponible en: <http://anterior.inta.gov.ar/f/?url=http://anterior.inta.gov.ar/barrow/info/documentos/agrometeo/index.htm> Último acceso: octubre de 2017.



- UN (2015). United Nations. World Population Prospect. The 2015 Revision, Key Findings and Advance Tables. Working Paper N° ESA/P/WP.241. Department of Economic and Social Affairs. Population Division. Disponible en: [http://esa.un.org/unpd/wpp/Publications/Files/Key\\_Findings\\_WPP\\_2015.pdf](http://esa.un.org/unpd/wpp/Publications/Files/Key_Findings_WPP_2015.pdf).
- Vaiman N, JHI Elizalde, VH Lallana & AB Brizuela (2010). Eficiencia de uso del agua y de la radiación en un período de estrés hídrico en soja. Actas de la XIII Reunión Argentina y VI Latinoamericana de Agrometeorología, Bahía Blanca, Argentina. pp 133-134.
- van Lienden AR, PW Gerbens-Leenes, AY Hoekstra & ThH van der Meer (2010). Biofuel scenarios in a water perspective: The global blue and green water footprint or road transport in 2030. Value of Water Research Report Series N°43, UNESCO-IHE, Delft, The Netherlands. 82 pp.
- Van Opstal NV, OP Caviglia & RJM Melchiori (2010). Productividad del agua y de la radiación y eficiencia en el uso de la tierra en secuencias con diferentes cultivos invernales. Actualización Técnica N°1, Cultivos de invierno 2010. INTA, EEA Paraná. Disponible en: <http://inta.gob.ar/sites/default/files/script-tmp-inta-productividad-agua-y-radiacin-y-eficiencia-uso-t.pdf>. Último acceso: junio de 2016.
- Vázquez del Mercado Arribas R & MO Buenfil Rodríguez (2012). Huella hídrica de América Latina: retos y oportunidades. Aqua-LAC 4:41-48.
- Venanzi S, E de Sa Pereira, E Fernández & H Krüger (2006). Uso del agua por dos secuencias de cultivos en el sur de la región semiárida pampeana. Actas del XX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Salta-Jujuy, Argentina. 6pp.
- Vergara G, M Faraldo, G Casagrande, J Arnaiz, H Mirasson & C Ferrero (2010). Eficiencia Del uso de agua y radiación maíz, girasol y soja en la región oriental de La Pampa (Argentina). Actas de la XIII Reunión Argentina y VI Latinoamericana de Agrometeorología. Bahía Blanca, Argentina. pp 135-136.
- Viglizzo EF & FC Frank (2006). Ecological interactions, feedbacks, thresholds and collapses in the Argentina Pampas in response to climate and farming during the last century. Quaternary International 158:122-126.
- Viglizzo EF, EG Jobbágy, L Carreño, FC Frank, R Aragón, L De Oro & V Salvador (2009). The dynamics of cultivation and floods in arable lands of Central Argentina. Hydrology and Earth System Sciences 13:491-502.
- Xiao-Bo G, L Yuan-Nong & D Ya-Dan (2016). Continuous ridges with film mulching improve soil water content, root growth, seed yield and water use efficiency of winter oilseed rape. Industrial Crops and Products 85:139-148.

## Capítulo 6

# EVALUACIÓN DE LA SUSTENTABILIDAD ECOLÓGICA DE DISTINTAS SECUENCIAS DE DOBLE CULTIVO Y MODELOS DE PRODUCCIÓN EN EL PARTIDO DE TRES ARROYOS

### 1- Introducción

En los Capítulos anteriores se describió cómo el modelo de agricultura actual, de alta uniformidad biológica y gran uso de insumos modifica el funcionamiento de los agroecosistemas y cómo estos cambios tienen consecuencias tanto productivas como ambientales y sociales. De los agroecosistemas el ser humano extrae productos a fin de satisfacer sus necesidades rompiendo ese equilibrio natural, además, los modifica para aumentar el rendimiento del producto cosechado, lo que, usualmente, se logra a través de una sobresimplificación del sistema, beneficiando a una única especie de cultivo, generalmente en vastas extensiones del territorio. Como en estas situaciones los mecanismos internos de regulación se debilitan, el ser humano aplica insumos para controlar malezas, insectos y patógenos y para restituir algunos de los nutrientes que son exportados en la cosecha. Estos cambios, no sólo afectan negativamente al propio agroecosistema sino también a su entorno. Entre las consecuencias ambientales negativas de la agricultura moderna se mencionan aquellas relacionadas con el uso de agroquímicos, como la contaminación de alimentos, aguas, suelos y personas con plaguicidas y/o fertilizantes (Korsahth & Eltum, 2000; MEA, 2005; Devine *et al.*, 2008), la pérdida de biodiversidad (MEA, 2005; Altieri & Pengue, 2006; Martínez-Ghersa, 2011), la dependencia creciente de estos insumos (MEA, 2005; Pengue, 2005; Sarandón & Flores, 2014a) y el desarrollo de resistencia a los plaguicidas por parte de insectos, malezas y patógenos (Pengue, 2005; Martínez-Ghersa, 2011; Wolansky, 2011). También se ha reconocido la pérdida de la capacidad productiva de los suelos, debido a la erosión, degradación, salinización y desertificación de los mismos (MEA, 2005; Pengue, 2005; Casas, 2006; Pengue 2014), la pérdida de nutrientes de los suelos debida a la falta de reposición, junto con lixiviación y baja eficiencia en el uso de fertilizantes (Viglizzo *et al.*, 2001; Flores & Sarandón, 2002; Zazo *et al.*, 2011; Pengue, 2014). En un marco de crisis por escasez de agua y de crisis energética se asiste a situaciones cada vez más frecuentes de colmatación de cuerpos de agua, eutrofización de embalses y disminución de los acuíferos en zonas de regadío (Gregory *et al.*, 2002; Pengue, 2005; CAWMA, 2007; Falkenmark *et al.*, 2007) y de dependencia creciente de combustibles fósiles así como disminución de la eficiencia

productiva en términos energéticos (Altieri & Nicholls, 2000; Gliessman, 2001; Moreno *et al.*, 2011; Zentner *et al.*, 2011). La agricultura también contribuye al calentamiento global del planeta y a la disminución de la capa de ozono (Tzilivakis *et al.*, 2005a; Tuomisto *et al.*, 2012; Küstermann *et al.*, 2013; Pratibha *et al.*, 2015).

Esta concepción de la producción agrícola no sólo tiene efectos negativos sobre el ambiente, también tiene consecuencias económico-productivas y sociales: se ha producido una erosión cultural, es decir, el desplazamiento de algunas técnicas de cultivo propias de agricultores tradicionales por la tecnología “moderna”, supuestamente de aplicación universal (Shiva, 1991, MEA, 2005; Sarandón & Flores, 2014a). Este modelo de producción no ha sido aplicable a todos los agricultores y tampoco ha solucionado el problema de la pobreza rural (Altieri, 1993; Sarandón & Flores, 2014a). Ha creado una creciente inseguridad acerca de la productividad y rentabilidad futura de los establecimientos agrícolas marginando a los productores de menos recursos, resultando en concentración económica, exclusión social y éxodo rural (Altieri, 1993; Pengue, 2005; Altieri & Pengue, 2006; Mengo, 2008).

Este modelo de producción agrícola ha sido fuertemente cuestionado (Altieri, 1994; Bejarano Ávila, 1998; Altieri & Nicholls, 2000; Gliessman, 2002; Pengue, 2004, 2005; MEA, 2005; Pengue, 2009a, 2009b, 2014; Sarandón & Flores, 2014a, 2014b) planteándose la necesidad de un cambio de paradigma que reduzca sus impactos negativos pero que mantenga la producción de los bienes necesarios para la humanidad, lo cual se identifica con el concepto de desarrollo sustentable que, según la Comisión Brundtland, es “*aquel que permite la satisfacción de las necesidades de esta generación sin comprometer la satisfacción de las necesidades de las generaciones futuras*” (WCED, 1984). Esta definición, ha sido ampliamente aceptada, en gran parte debido a su ambigüedad e imprecisión, que respondió a la necesidad política del momento en que se concibió, pero también porque se trata de un concepto que permite diferentes interpretaciones o concepciones (Bejarano Ávila, 1998).

La sustentabilidad se caracteriza, indudablemente, por ser multidimensional, es decir, requiere, al mismo tiempo, del cumplimiento de objetivos de tipo productivo, ambiental, social, económico y cultural. Quizás por este motivo es que se han ensayado tantas definiciones, y cada una con un sesgo diferente. Bejarano Ávila (1998) las clasifica en tres grupos, el primero la define principalmente en función de términos técnicos y económicos, el segundo la plantea en comparación con el balance ecológico de los sistemas naturales, y el tercero mira la sustentabilidad como una agricultura alternativa, haciendo énfasis en los valores comunitarios.

A pesar de las diferentes concepciones de la sustentabilidad agrícola, sobre lo que no hay dudas es sobre la necesidad de evaluarla, ya que sólo a través de un análisis objetivo de la misma y su cuantificación es posible avanzar hacia el logro de la misma.

### ***Evaluación de la sustentabilidad. Uso de indicadores.***

La producción sustentable es un objetivo, pero ¿cómo saber cuán lejos se está del mismo? La única manera de hacerlo es ser capaces de medirla o cuantificarla de alguna manera. Para poder elegir entre dos formas de producir el mismo producto, o la producción de diferentes bienes, o el destino de la tierra a diferentes usos, es necesario evaluar la sustentabilidad de cada una de las opciones de uso de la tierra. Sin embargo, la traducción de las ideas intrínsecas de la sustentabilidad a herramientas que permitan tomar decisiones no es fácil, entre otras cosas por el carácter polisémico de la sustentabilidad, y por su carácter integral, que implica la evaluación de diversos objetivos (productivos, ecológicos, económicos, sociales, culturales y temporales) simultáneamente (Bejarano Ávila, 1998; Lefroy *et al.*, 2000; Tellarini & Caporali, 2000; Pacini *et al.*, 2003; Abbona *et al.*, 2007; Lien *et al.*, 2007; Manuel-Navarrete *et al.*, 2009; Sarandón & Flores, 2009; Moldan *et al.*, 2012; Sarandón *et al.*, 2014; Flores & Sarandón, 2015). En este sentido es que Bejarano Ávila (1998) habla de la necesidad de una definición de agricultura sustentable que sea operacional, es decir, que dé respuestas a preguntas concretas sin quedarse en la retórica de la definición. Y es también por este motivo que Sarandón & Flores (2009) señalan que el primer paso para evaluar la sustentabilidad, independientemente del sistema productivo de que se trate y de la escala a la que se trabaje, es definir el marco conceptual de la misma, es decir, explicitar el sistema de valores o ideas que define lo que es bueno o malo para la sustentabilidad, y del que se desprenden calificaciones positivas o negativas en relación a la misma (UICN, 1997).

Numerosos autores han intentado evaluar la sustentabilidad a través de la utilización de indicadores (Bokstaller *et al.*, 1997; Tellarini & Caporali, 2000; Ghera *et al.*, 2002; Ferraro *et al.*, 2003; Pacini *et al.*, 2003; Viglizzo *et al.*, 2003; Tzilivakis *et al.*, 2005b; Zhen *et al.*, 2005; Viglizzo *et al.*, 2006; Abbona *et al.*, 2007; Frank, 2007; Cabrini & Calcaterra, 2009; Krüger *et al.*, 2009a, 2009b; Dellepiane & Sarandón, 2011; Flores, 2012; Chamorro *et al.*, 2015; Dellepiane *et al.*, 2015; Flores & Sarandón, 2015; Cabrini & Calcaterra, 2016). Se entiende por indicador a una variable, seleccionada y cuantificada que permite ver una tendencia que de otra manera no es fácilmente detectable (Sarandón, 2002). Pero debe resaltarse que no existe un conjunto o sistema de indicadores listo para usar que se pueda aplicar en todas las situaciones, sino que la escala temporal y espacial, los objetivos de la

evaluación, el tipo de establecimiento, la actividad productiva y las condiciones ecológicas, entre otros factores, condicionan el sistema de indicadores que es más adecuado, por lo tanto, deben construirse o adaptarse para cada situación particular. Además, y dado que los modelos de sistemas producción están en constante evolución según factores, generalmente, económicos, y es altamente probable que se modifiquen tanto las relaciones de superficie entre los cultivos o secuencias de cultivos como la funcionalidad de los mismos, es necesario conocer “a priori” la sustentabilidad de las distintas opciones productivas ya que esto podría orientar la promoción o no de los cultivos en ciertas áreas o bajo ciertos manejos.

### **Marco conceptual de la sustentabilidad.**

En el Capítulo 1 se presentó como definición de agricultura sustentable a la elaborada por el IICA: *“La sustentabilidad de la agricultura y de los recursos naturales se refiere al uso de recursos biofísicos, económicos y sociales según su capacidad, en un espacio geográfico, para, mediante tecnologías biofísicas, económicas, sociales e institucionales, obtener bienes y servicios directos o indirectos de la agricultura y de los recursos naturales para satisfacer las necesidades de las generaciones presentes y futuras. El valor presente de bienes y servicios debe representar más que un valor de las externalidades y los insumos incorporados, mejorando o por lo menos manteniendo de forma indefinida, la productividad futura del ambiente físico y social. Además de eso, el valor presente debe estar equitativamente distribuido entre los participantes del proceso”* (Ehlers, 1994).

Además, se aclaró que este trabajo se centró en la evaluación de los aspectos ecológicos de la sustentabilidad, para cual se adoptó la siguiente definición: *“Se considera que para que un sistema sea sustentable debe mantener constante el capital natural entendido como las reservas ambientales que proveen bienes y servicios en el futuro”* (Constanza & Daly, 1992; Harte, 1995).

Las definiciones presentadas corresponden a una concepción fuerte del concepto de sustentabilidad: se entiende que existe un límite a la satisfacción de las necesidades y que el capital natural sólo en contadas ocasiones podría ser sustituido por el capital manufacturado. Es decir, no es admisible la satisfacción de objetivos económicos o sociales basada en la degradación de los recursos naturales, intra o extraprediales. De acuerdo con lo anterior, la agricultura sustentable debe cumplir satisfactoria y simultáneamente con los siguientes requisitos (Sarandón & Flores, 2014b):

- Ser suficientemente productiva: la productividad debe ser la suficiente para el sustento de la familia que produce y también, a un nivel más alto de análisis, debe ser suficiente para cubrir las necesidades de la humanidad.
- Ser económicamente viable: lo que debe evaluarse en el largo plazo y contabilizando todos los costos.
- Ser ecológicamente adecuada: implica que debe conservar la base de recursos naturales (suelo, agua, biodiversidad) y preservar la integridad del ambiente, tanto en el ámbito local como en el regional y global.
- Ser cultural y socialmente aceptable: es decir, el modelo de producción debe ser aceptado e internalizado por el agricultor, de acuerdo con sus intereses, creencias y valores, como por el resto de la sociedad.

### **Los sistemas productivos del área de Tres Arroyos**

En el Partido de Tres Arroyos (Buenos Aires, Argentina), los sistemas productivos han ido cambiando en las últimas décadas, sufriendo un proceso de agriculturización, de intensificación a través de la difusión de las “siembras de segunda” y de especialización en cultivos oleaginosos, particularmente soja. Esta oleaginosa es la que más se ha difundido como cultivo de segunda, siendo el trigo el cultivo tradicionalmente usado como antecesor. Pero también existen otros cultivos que pueden usarse en reemplazo del trigo, entre ellos, la cebada y la colza.

El trigo, la cebada y la colza son cultivos diferentes que, además, tienen un “efecto antecesor” sobre la soja de segunda determinando, en principio, diferentes productividades. Estos cultivos difieren en sus planteos productivos, es decir, en la aplicación de insumos (fertilizantes, plaguicidas, combustible), tienen diferentes extracciones de nutrientes debido a sus respectivos rendimientos y las composiciones de sus granos, también hacen diferentes aportes de materia orgánica como rastrojo y de distinta calidad. Todo esto implica que los efectos sobre el predio y los efectos extraprediales de producir trigo/soja, cebada/soja o colza/soja, no sean los mismos.

En Capítulos anteriores, se analizaron las diferencias en las entradas y salidas de energía, uso de nutrientes y agua, aporte de materia orgánica al suelo y el impacto por el uso de plaguicidas en las secuencias de doble cultivo cebada/soja, colza/soja y trigo/soja.

Paralelamente, el modelo de producción de los distintos cultivos también se modifica según el ambiente y según el perfil de productor, de acuerdo a su formación, a sus ideas y a su capacidad financiera, por lo cual cambian tanto los insumos utilizados como los

rendimientos obtenidos agregando más fuentes de variación al análisis que se llevó a cabo en los Capítulos previos.

Tratándose de actividades alternativas, y ante el hecho de que la cebada y la colza han empezado a ocupar áreas que antes se dedicaban al trigo, es importante conocer cómo esos cambios impactan sobre la sustentabilidad de los agroecosistemas en el Partido de Tres Arroyos.

De acuerdo con los análisis desarrollados en los Capítulos anteriores y según lo expuesto en la presente Introducción se plantean las siguientes hipótesis y objetivos:

### **HIPÓTESIS**

- Aspectos funcionales como la eficiencia energética, el balance de nutrientes, la eficiencia de uso del agua, el aporte de materia orgánica al suelo y el impacto el uso de agroquímicos resultan buenos indicadores de la sustentabilidad de los agroecosistemas.
- Los cambios en el funcionamiento de los agroecosistemas generados por las secuencias cebada/soja, colza/soja y trigo/soja realizados con diferentes niveles tecnológicos y en distintos ambientes ecológicos del Partido de Tres Arroyos, dan lugar a diferentes grados de sustentabilidad.
- La secuencia colza/soja, los sistemas productivos realizados con un mayor nivel tecnológico o en suelos más profundos, tienen mayor impacto sobre la sustentabilidad, lo que está relacionado a una menor eficiencia en el uso de la energía y el agua, el escaso aporte de materia orgánica al suelo y el mayor impacto por el uso de plaguicidas.

### **OBJETIVOS**

- Construir un sistema de indicadores que incorpore la eficiencia energética, el balance de nutrientes, la eficiencia de uso del agua, el aporte de materia orgánica al suelo y el impacto ambiental del uso de agroquímicos a fin de cotejar sistemas de producción en el Partido de Tres Arroyos (Buenos Aires, Argentina).
- Comparar, mediante los indicadores seleccionados, el grado de sustentabilidad de las secuencias de doble cultivo trigo/soja, cebada/soja y colza/soja, realizadas con el empleo de distintas tecnologías y en dos situaciones ambientales.

- Detectar los puntos críticos a la sustentabilidad de las distintas secuencias producidas bajo distintos modelos productivos y analizar posibilidades de superación de los mismos.

## 2- Metodología

Para la evaluación de la sustentabilidad ecológica se siguió el camino lógico de análisis para el diseño de sistemas de indicadores propuesto por Sarandón & Flores (2009). De acuerdo con la misma, en la Introducción ya fue definido el marco conceptual de la sustentabilidad y se definieron los objetivos de la evaluación y se explicitó que, de las tres dimensiones de la sustentabilidad, ecológica, económica y socio-cultural, sólo se abordará la primera, para lo cual también se la definió.

Se elaboró un sistema de indicadores que contempla los distintos recursos ecológicos (Categorías) que deben ser protegidos en el proceso de producción. Si bien se pretende hacer una evaluación de los sistemas fundamentalmente hacia el interior de los establecimientos, se tomaron en cuenta también los efectos que las distintas prácticas de manejo tienen sobre su entorno, ya sea a nivel local como global.

Los indicadores seleccionados corresponden a los clasificados como *de presión* ya que indican el efecto que ejercen las distintas prácticas de manejo sobre el funcionamiento del sistema o sobre el medioambiente.

Una vez definidos los indicadores para evaluar cada una de las categorías planteadas, tanto los indicadores como las categorías se ponderaron según distintos criterios ya que no todos contribuyen de la misma manera al objetivo de la sustentabilidad.

Debido a que los indicadores se expresan en diferentes unidades, para poder establecer comparaciones fueron estandarizados. Para esto se establecieron cinco clases, en las que se asignó el valor más alto (4) a la situación considerada de mayor sustentabilidad, y el más bajo (0), a la de menor sustentabilidad. La definición de las clases se hizo considerando, para cada indicador, el mayor y el menor valor obtenido, dividiendo ese rango en partes iguales para obtener las cinco clases.

A fin de visualizar rápidamente la evaluación de sustentabilidad en forma comparativa, los valores obtenidos para los indicadores seleccionados se presentaron en forma de tabla y se les asignó distintas tonalidades, desde el amarillo hasta el verde intenso, correspondiendo el amarillo a la condición de menor sustentabilidad y el verde oscuro a la de mayor sustentabilidad.



Los indicadores se presentaron en forma de gráficos de ameba o tela de araña de modo de facilitar la visualización de los resultados y la comparación entre secuencias y entre modelos de producción.

### 3- Resultados

#### ***Definición de categorías de análisis, descriptores e indicadores. Ponderación.***

Para evaluar el **impacto interno al predio**, y de acuerdo a lo analizado en Capítulos previos, se seleccionaron tres categorías (recursos): *Suelo*, *Biodiversidad* y *Agua*.

La elección del **Suelo** se basó en su importancia como recurso natural base de la producción agrícola. No sólo provee sustrato y nutrientes a los cultivos, lo cual permite la producción de alimentos, fibras y energía, sino que cumple funciones de almacenamiento, filtrado y transformación de nutrientes, contribuye a la retención y liberación de contaminantes, regula el flujo del agua dentro del agroecosistema, regula el microclima, es un pool de carbono y tiene potencial para secuestrarlo, tiene capacidad para suprimir plagas y enfermedades según la composición y actividad de las comunidades microbiológicas que estén presentes en el mismo (Altieri & Nicholls, 2007, Manlay *et al.*, 2007; Calzolari *et al.*, 2016).

La **Biodiversidad** se incluyó como categoría a evaluar debido a que se considera esencial para la agricultura. Representa la base de la sustentabilidad de los agroecosistemas (SCDB, 2008) ya que aporta servicios ecológicos fundamentales para el mantenimiento de procesos esenciales como la regulación biótica, el ciclado de nutrientes, el flujo de energía y la regulación del ciclo del agua (Stupino *et al.*, 2014).

La categoría **Agua** se escogió puesto que es indispensable para la producción agrícola y su uso determina la sustentabilidad del sistema productivo: un mal manejo del agua en la agricultura puede deteriorar los ecosistemas tanto como los servicios que prestan (CAWMA, 2007).

Para evaluar el **impacto externo al predio**, se consideraron tres categorías: *Agua*, *Atmósfera* y *Energía*.

La inclusión del **Agua** como recurso a valorar, en este caso como de efecto local, ya que su impacto se registraría principalmente sobre la población y los ecosistemas del área, analiza efectos que trascienden al predio como los riesgos asociados al uso de plaguicidas y al uso de fertilizantes.

En contraposición, las categorías **Atmósfera** y **Energía no renovable** se consideraron de impacto global, ya que en la primera, se tomaron en cuenta los riesgos asociados al

calentamiento global del planeta, y en la segunda, las consecuencias de un uso excesivo o ineficiente de la energía no renovable, aspecto considerado fundamental para la sustentabilidad de los agroecosistemas que, si bien tiene efectos intraprediales como la relación costo : beneficio de la producción, también tiene efectos globales con la reducción de las reservas de combustibles fósiles (Gliessman, 2001; Tzivilakis *et al.*, 2005a; Gliessman *et al.*, 2007; Zentner *et al.*, 2011).

La Tabla 6.1 muestra el sistema de indicadores diseñado para la evaluación de las tres secuencias de cultivos en Tres Arroyos. Para cada categoría, descriptor, indicador y subindicador se indica con un número entre paréntesis la ponderación que se le asignó. Por entender que es más importante el efecto local de las prácticas que el efecto global, se ponderó en mayor medida al impacto interno al predio que al externo, y al impacto externo local que al impacto externo global.

Dentro del impacto interno, debido a que los tres factores (*Suelo, Biodiversidad y Agua*) son igualmente necesarios e importantes para mantener la capacidad productiva de los agroecosistemas se los ponderó con igual peso.

En la categoría **Suelo**, se consideró necesario el mantenimiento de sus *Propiedades químicas, físicas y biológicas*, las cuales se utilizaron como tres descriptores independientes. Tomando en cuenta el criterio de reversibilidad, se consideraron más importantes las propiedades biológicas que las físicas, y éstas que las químicas, ponderándose por lo tanto en orden decreciente.

Para evaluar las características químicas se seleccionó como indicador al *Balance de nutrientes*, compuesto por los balances de P, N, K, S, Ca y Mg como subindicadores. Teniendo en cuenta un criterio de abundancia y facilidad de restauración, los balances de los distintos nutrientes se ponderaron de la siguiente manera: el mayor peso (3) se otorgó al balance de P, se asignó un valor intermedio (2) a los balances de K, S, Ca y Mg, y el menor (1), fue para el balance de N.

Dentro de las características físicas, se incluyeron dos indicadores: *Remoción del suelo y Cantidad y tipo de rastrojo*. Mientras que el primero evalúa el grado de disturbio físico que pueda afectar al suelo, fundamentalmente en su estructura, el segundo indicador considera, indirectamente, la influencia de la materia orgánica sobre las propiedades físicas del suelo (FAO, 2002). Debido a que el primer indicador tiene un efecto más directo e inmediato sobre las propiedades físicas del suelo, se lo ponderó con un mayor peso que al segundo.

Para analizar las propiedades biológicas, se consideraron dos indicadores. El primero fue el *Suministro de materia orgánica*, por la necesidad de estos compuestos como fuente

de energía para la vida del suelo. El segundo indicador fue la *Protección del hábitat de los microorganismos del suelo*, el cual incluyó aspectos como el Tipo de labranza y el Uso de plaguicidas como subindicadores (ponderados con igual peso).

**Tabla 6.1:** Sistema de indicadores propuestos para la evaluación de la sustentabilidad ecológica de secuencias de doble cultivo en el Partido de Tres Arroyos (Argentina). Entre paréntesis se indican los factores de ponderación.

<b>Categoría</b>	<b>Descriptor</b>	<b>Indicadores</b>	<b>Subindicadores</b>
<b>Impacto interno al predio (2)</b>			
<b>Suelo (1)</b>	Prop. químicas (1)	Balance de nutrientes (1)	Balance de P (3)  Balances de K, S, Ca y Mg (2) Balance de N (1)
	Prop. físicas (2)	Remoción del suelo (2) Cantidad y tipo de rastrojo (1)	
	Prop. biológicas (3)	Suministro de materia orgánica (1) Protección del hábitat de los microorganismos del suelo (1)	Tipo de labranza (1) Uso de plaguicidas (1)
<b>Biodiversidad (1)</b>	Uso de plaguicidas (1)	Impacto sobre la vida animal y microorganismos (1) Impacto sobre la diversidad vegetal (1)	
<b>Agua (1)</b>	Uso del agua (1)	Eficiencia de uso del agua (1)	
<b>Impacto externo al predio (1)</b>			
<b>Impacto local (2)</b>			
<b>Agua (1)</b>	Agua superficial (1)	Riesgo de contaminación por fertilizantes (1) Riesgo de contaminación por plaguicidas (1)	Bal. de nutrientes (1) Tipo de labranza (1)
	Agua subterránea (1)	Riesgo de contaminación con nitratos (1) Riesgo de contaminación por plaguicidas (1)	
<b>Impacto global (1)</b>			
<b>Atmósfera (1)</b>	Emisión de gases invernadero (1)	Uso de combustible (1)	
	Captura de carbono (1)	Producción de biomasa aérea (1)	
<b>Energía no renovable (1)</b>	Energía proveniente de combustibles fósiles (1)	Eficiencia energética (1) Balance de energía (1)	

Para la categoría **Biodiversidad**, dado que se están evaluando sólo secuencias de cultivos únicos en los que no se plantea el uso de cultivos acompañantes ni mezcla de especies o cultivares, y en los cuales se hacen controles de plagas utilizando productos

químicos, se utilizó un solo descriptor: *Uso de plaguicidas*, ya que se consideró que es la principal práctica que atenta contra ese recurso. Este descriptor se compuso de dos indicadores: *Impacto por uso de plaguicidas sobre la vida animal*, e *Impacto por uso de plaguicidas sobre la diversidad vegetal*, los cuales se ponderaron con igual peso.

Para la categoría **Agua** se seleccionó un solo descriptor (*Uso del agua*). Para evaluar el impacto intrapredial y, dado que en condiciones normales, las precipitaciones anuales se ubican entre 600 y 800 mm y suelen presentarse eventos de sequías (Borda, 2016), se entendió que el indicador más adecuado es la *Eficiencia de uso del agua*.

Dentro de la evaluación del impacto externo al predio, en la categoría **Agua** como recurso natural, se consideraron los efectos sobre el *Agua superficial* y el *Agua subterránea*, los que se ponderaron con el mismo peso. Dentro de cada una, se incluyó un indicador para evaluar el *Riesgo de contaminación por plaguicidas* y otro para el *Riesgo de contaminación por nutrientes*, los que se consideraron con igual peso a efectos de su ponderación.

En el ámbito global, a las categorías *Atmósfera* y *Energía no renovable* se les asignó el mismo peso, ya que dentro de la *Atmósfera* se consideró el impacto de la agricultura relacionado con el calentamiento global del planeta, efecto que no es reversible, al menos en el corto a mediano plazo, por lo tanto se consideró igualmente relevante que la *Energía no renovable*.

Dentro de **Atmósfera** se incluyeron dos descriptores. El primero fue *Emisión de gases invernadero*, que se evaluó únicamente con el indicador *Uso de combustible*, por lo que hace referencia a la emisión de CO<sub>2</sub>. El otro descriptor seleccionado fue *Captura de carbono*, evaluado a través del indicador *Producción de biomasa aérea*, y que hace referencia al mismo gas, por lo que tuvieron igual ponderación.

La categoría **Energía no renovable** se evaluó mediante el descriptor *Energía proveniente de combustibles fósiles*, utilizando los indicadores *Eficiencia energética* y *Balance de energía*, los cuales se ponderaron con igual peso ya que un sistema sustentable debería usar eficientemente la energía pero, a la vez, ser suficientemente productivo.

### **Cálculo y estandarización de los indicadores.**

#### Balance de nutrientes (BN).

Se compuso con los balances de N, P, K, S, Ca y Mg. Debido a las grandes diferencias en las cantidades absolutas requeridas de cada nutriente considerado, para el cálculo del indicador, los balances se expresaron como el porcentaje de los requerimientos de los cultivos aportados por la fertilización, o por la fijación biológica en el caso del N. Para

este nutriente, sumamente móvil y que, en algunos casos, se aplica en dosis relativamente importantes, se tomó en cuenta cada cultivo de la secuencia en forma independiente. Para los restantes nutrientes el cálculo fue para la secuencia completa.

Luego se estandarizaron según la siguiente escala:

0: entre 45 y 56 % de los requerimientos de los cultivos cubiertos.

1: entre 56,1 y 67 % de los requerimientos de los cultivos.

2: entre 67,1 y 78 % de los requerimientos de los cultivos cubiertos.

3: entre 78,1 y 89 % de los requerimientos de los cultivos cubiertos.

4: entre 89,1 y 100 % de los requerimientos de los cultivos cubiertos.

#### Remoción del suelo (RS).

De acuerdo a la modalidad adoptada, para la estandarización se establecieron las siguientes cinco clases:

0: labranza convencional en todos los cultivos

1: labranza mínima en cultivos invernales y estivales

2: labranza convencional sólo en cultivos invernales

3: labranza mínima sólo en cultivos invernales y siembra directa en los estivales

4: siembra directa en todos los cultivos de la secuencia

#### Cantidad y tipo de rastrojo (CTR).

Para su cálculo se contabilizó, para cada cultivo, el aporte de materia seca de los rastrojos ( $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ ) afectado por el valor de su relación carbono:nitrógeno (dividida por 100). Luego se sumaron estos resultados y se estandarizaron.

0: valor entre 3000 y 4480

1: valor entre 4481 y 5960

2: valor entre 5961 y 7440

3: valor entre 7441 y 8920

4: valor entre 8921 y 10400

#### Suministro de materia orgánica (SMO).

Se calculó como la materia seca aportada por los rastrojos de los cultivos de cada secuencia. Se expresó en  $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$  y se estandarizó de acuerdo a las siguientes clases:

0: aporte de rastrojos entre 4800 y 6100  $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$

1: aporte de rastrojos entre 6101 y 7400  $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$

- 2: aporte de rastrojos entre 7401 y 8700 kg.ha<sup>-1</sup>
- 3: aporte de rastrojos entre 8701 y 10000 kg.ha<sup>-1</sup>
- 4: aporte de rastrojos entre 10001 y 11300 kg.ha<sup>-1</sup>

#### Protección del hábitat de los microorganismos del suelo (PH).

Este indicador se compuso de dos subindicadores: El *Tipo de labranza* y el *Uso de plaguicidas*, los cuales se ponderaron con igual peso.

El *Tipo de labranza* se evaluó de la misma manera que el indicador *Remoción del suelo*. Para evaluar el *Uso de plaguicidas* se empleó la valoración a campo del componente ecológico del “coeficiente de impacto ambiental de plaguicidas” (EIQ-FURt: environmental impact quotient of pesticides, Field use rating) desarrollado por Kovach *et al.* (1992), el cual se calculó para cada secuencia completa en los distintos modelos de producción. Su estandarización se hizo en base a las siguientes clases.

- 0: valor entre 147,1 y 165
- 1: valor entre 129,1 y 147
- 2: valor entre 111,1 y 129
- 3: valor entre 93,1 y 111
- 4: valor entre 75 y 93

#### Impacto por uso de plaguicidas sobre los animales y microorganismos (IVA).

Para este indicador se utilizó también el valor correspondiente a la valoración a campo del componente ecológico del coeficiente de impacto ambiental de plaguicidas (EIQ-FURt) (Kovach *et al.*, 1992). La estandarización fue la misma que para el subindicador anterior (*Uso de plaguicidas*).

#### Impacto por uso de plaguicidas sobre diversidad vegetal (IDV).

Para evaluar este impacto se contabilizó la totalidad de herbicidas aplicados expresado como cantidad de principio activo (l.ha<sup>-1</sup>). Por considerar que el glifosato como herbicida no selectivo tiene un mayor efecto sobre la diversidad vegetal que los herbicidas selectivos, las dosis de este producto se ponderaron con mayor peso (2) que la de los otros (1). Las clases resultantes para la estandarización fueron las siguientes:

- 0: valor entre 5,21 y 6,00
- 1: valor entre 4,41 y 5,20
- 2: valor entre 3,61 y 4,40

3: valor entre 2,81 y 3,60

4: valor entre 2,00 y 2,80

#### Eficiencia de uso del agua (EUA).

Se calculó relacionando la producción de las secuencias de doble cultivo con la cantidad de lluvias recibidas durante el barbecho previo (dos meses) y su ciclo (Micucci & Álvarez, 2003). Para su estandarización se establecieron cinco clases de la siguiente manera:

0: valor entre 3,90 y 5,12  $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{mm}^{-1}$

1: valor entre 5,13 y 6,34  $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{mm}^{-1}$

2: valor entre 6,35 y 7,56  $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{mm}^{-1}$

3: valor entre 7,57 y 8,78  $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{mm}^{-1}$

4: valor entre 8,79 y 10,00  $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{mm}^{-1}$

#### Riesgo de contaminación de las aguas superficiales por fertilizantes (CFAsp).

Para su cálculo se tomaron en cuenta dos subindicadores: el *Balance de nutrientes* y el *Tipo de labranza*. Para el primero se calculó el balance de N, considerado independientemente para cada cultivo, y el balance de P para la secuencia completa. Los balances positivos, es decir, los excedentes se expresaron como porcentaje de los requerimientos de los cultivos y se sumaron. Luego se estandarizaron según las siguientes clases:

0: valor entre 48,1 y 60%

1: valor entre 36,1 y 48%

2: valor entre 24,1 y 36%

3: valor entre 12,1 y 24%

4: valore entre 0 y 12%

El *Tipo de labranza* se estandarizó de la misma manera que el indicador *Remoción del suelo*. Como se les otorgó el mismo peso, los valores estandarizados de los dos subindicadores se promediaron.

#### Riesgo de contaminación de las aguas superficiales por plaguicidas (CPAsp).

Se tomó como indicador el componente de la fórmula para el EI<sub>Q</sub>-FUR<sub>t</sub> (Kovach *et al.*, 1992) correspondiente a los efectos acuáticos, ya que incluye el potencial de escurrimiento de los plaguicidas. Se calculó este componente para las secuencias completas en cada modelo productivo y los valores se estandarizaron según las siguientes clases:

- 0: valor entre 34,1 y 40
- 1: valor entre 28,1 y 34
- 2: valor entre 22,1 y 28
- 3: valor entre 16,1 y 22
- 4: valor entre 10 y 16

#### Riesgo de contaminación de las aguas subterráneas con nitratos (RCN).

Para su cálculo se tuvo en cuenta el excedente de N en el balance de cada cultivo de la secuencia en relación a sus propios requerimientos expresado como porcentaje, y se sumaron. Para su estandarización los valores se clasificaron en cinco clases:

- 0: excedente entre 33,1 y 44 % de los requerimientos de los cultivos
- 1: excedente entre 22,1 y 33 % de los requerimientos de los cultivos
- 2: excedente entre 11,1 y 22 % de los requerimientos de los cultivos
- 3: excedente menor a 0,1 y 11 % de los requerimientos de los cultivos
- 4: no hay excedente de N en el balance de cada cultivo: 0%

#### Riesgo de contaminación de las aguas subterráneas por plaguicidas (CPAsb).

Para este indicador se usaron los valores del potencial de lixiviación establecidos en el EIQ-FURt (Kovach *et al.*, 1992) calculados para las secuencias en los distintos modelos de producción. Las clases obtenidas fueron las siguientes:

- 0: valor entre 4,21 y 4,70
- 1: valor entre 3,71 y 4,20
- 2: valor entre 3,21 y 3,70
- 3: valor entre 2,71 y 3,20
- 4: valor entre 2,20 y 2,70

#### Uso de combustible (UC).

Este indicador consideró tanto la energía que ingresó al sistema de manera directa (como combustible) como la que lo hizo de manera indirecta a través de los diferentes insumos que la requirieron en su producción.

- 0: entre 16,21 y 17,40 GJ.ha<sup>-1</sup>
- 1: entre 15,01 y 16,20 GJ.ha<sup>-1</sup>
- 2: entre 13,81 y 15,00 GJ.ha<sup>-1</sup>
- 3: entre 12,61 y 13,80 GJ.ha<sup>-1</sup>



4: entre 11,40 y 12,60 GJ.ha<sup>-1</sup>

#### Producción de biomasa aérea (PBA).

Este indicador contabilizó la totalidad de materia seca aérea producida por los cultivos de la secuencia. Las clases establecidas para su estandarización fueron:

0: entre 8000 y 10260 kg.ha<sup>-1</sup>

1: entre 10261 y 12520 kg.ha<sup>-1</sup>

2: entre 12521 y 14780 kg.ha<sup>-1</sup>

3: entre 14781 y 17040 kg.ha<sup>-1</sup>

4: entre 17041 y 19300 kg.ha<sup>-1</sup>

#### Eficiencia energética (EE).

Este indicador es adimensional ya que relaciona la energía que sale como productos de cosecha con la que se utiliza en su producción. La estandarización se hizo en base a las siguientes clases

0: valor entre 6,00 y 6,60

1: valor entre 6,61 y 7,20

2: valor entre 7,21 y 7,80

3: valor entre 7,81 y 8,40

4: valor entre 8,41 y 9,00

#### Balance de energía (BE).

Este indicador evalúa la productividad del sistema y se obtuvo por la diferencia entre la energía contenida los productos de cosecha y la usada para producirlos.

0: entre 64 y 76 GJ.ha<sup>-1</sup>

1: entre 76,1 y 88 GJ.ha<sup>-1</sup>

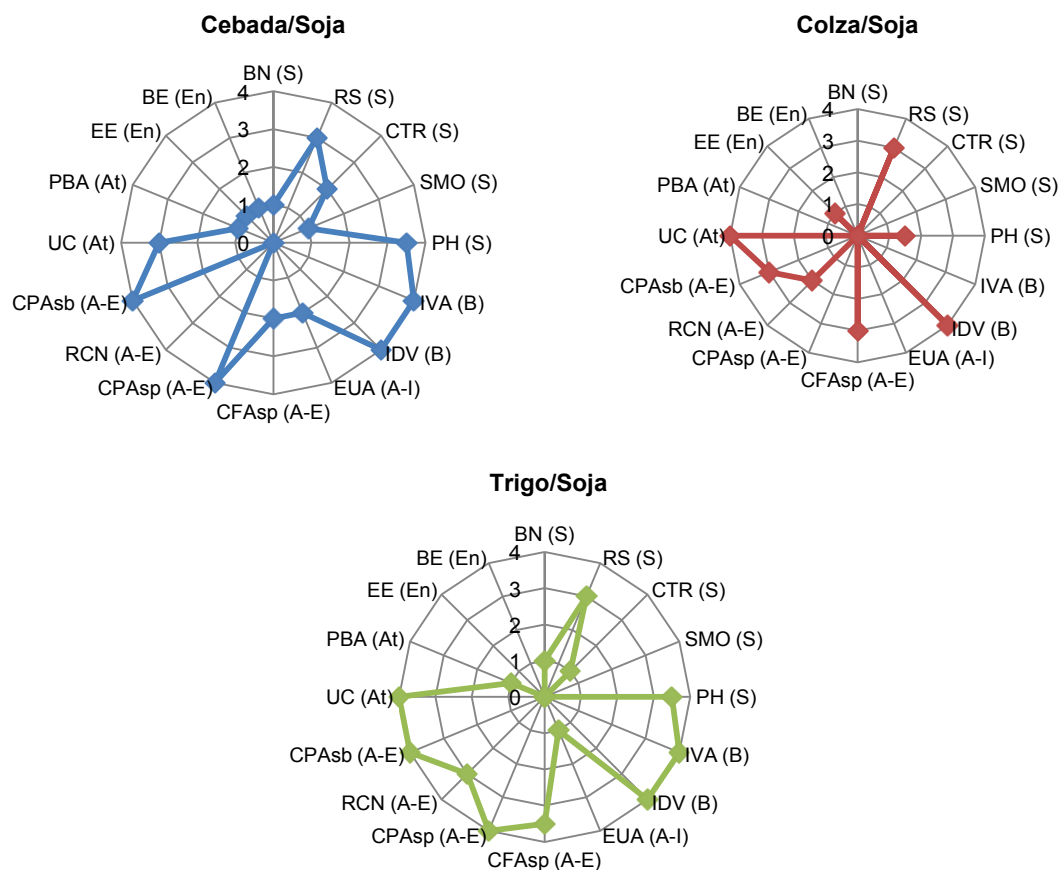
2: entre 88,1 y 100 GJ.ha<sup>-1</sup>

3: entre 100,1 y 112 GJ.ha<sup>-1</sup>

4: entre 112,1 y 124 GJ.ha<sup>-1</sup>

### Sustentabilidad ecológica de diferentes secuencias de cultivos producidas bajo distintos modelos de producción en el Partido de Tres Arroyos.

Las Figuras 6.1, 6.2, 6.3 y 6.4 muestran gráficamente los indicadores calculados para cada secuencia y modelo de producción. Los valores de los indicadores antes de su estandarización se presentan en el Anexo 8.



**Figura 6.1:** Representación gráfica de los indicadores de sustentabilidad ecológica para tres secuencias de doble cultivo en el modelo de producción “SUELOS SOMEROS, NIVEL TECNOLÓGICO MEDIO”, en el Partido de Tres Arroyos, Provincia de Buenos Aires (Argentina).

Referencias: BN: balance de nutrientes, RS: remoción del suelo, CTR: cantidad y tipo de rastrojo, SMO: suministro de materia orgánica, PH: protección del hábitat de los microorganismos del suelo, IVA: impacto por uso de plaguicidas sobre la vida animal y microorganismos, IDV: impacto por uso de plaguicidas sobre la diversidad vegetal, EUA: eficiencia de uso del agua, CFAsp: riesgo de contaminación de las aguas superficiales con fertilizantes, CPAsp: riesgo de contaminación de las aguas superficiales con plaguicidas, RCN: riesgo de contaminación de las aguas subterráneas con nitratos, CPAsb: riesgo de contaminación de las aguas subterráneas con plaguicidas, UC: uso de combustible, PBA: producción de biomasa aérea, EE: eficiencia energética, BE: balance de energía. Las letras entre paréntesis indican la categoría a la que pertenece. S: suelo, B: biodiversidad, A-I: agua (impacto intrapredial), A-E: agua (impacto externo al predio), At: atmósfera, En: energía no renovable.

En el modelo de suelos someros y nivel tecnológico medio (Figura 6.1), claramente las dificultades para lograr comportamientos más sustentables en las tres **secuencias de cultivos** se relacionaron con sus bajas producciones de materia seca, que les dieron bajas puntuaciones a los indicadores *Suministro de materia orgánica* al suelo y *Producción de biomasa aérea* y tuvo consecuencias sobre la *Eficiencia energética* y el *Balance de energía*. Esta baja producción de materia seca fue muy marcada en la secuencia colza/soja y media en la de trigo/soja, redundando también en bajos valores para los indicadores *Cantidad y tipo de rastrojo* y *Eficiencia de uso del agua*.

Las tres secuencias se caracterizaron también por su baja reposición de nutrientes que otorgó muy bajo puntaje al *Balance de nutrientes*. A pesar de esto, cebada/soja a diferencia de las otras secuencias, registró un alto *Riesgo de contaminación de aguas superficiales con nitratos*, debido a dosis de aplicación altas en relación a los requerimientos de la cebada. Colza/soja, con mucha claridad registró muy bajos valores para la mayoría de los indicadores mostrando grandes diferencias con las otras dos secuencias.

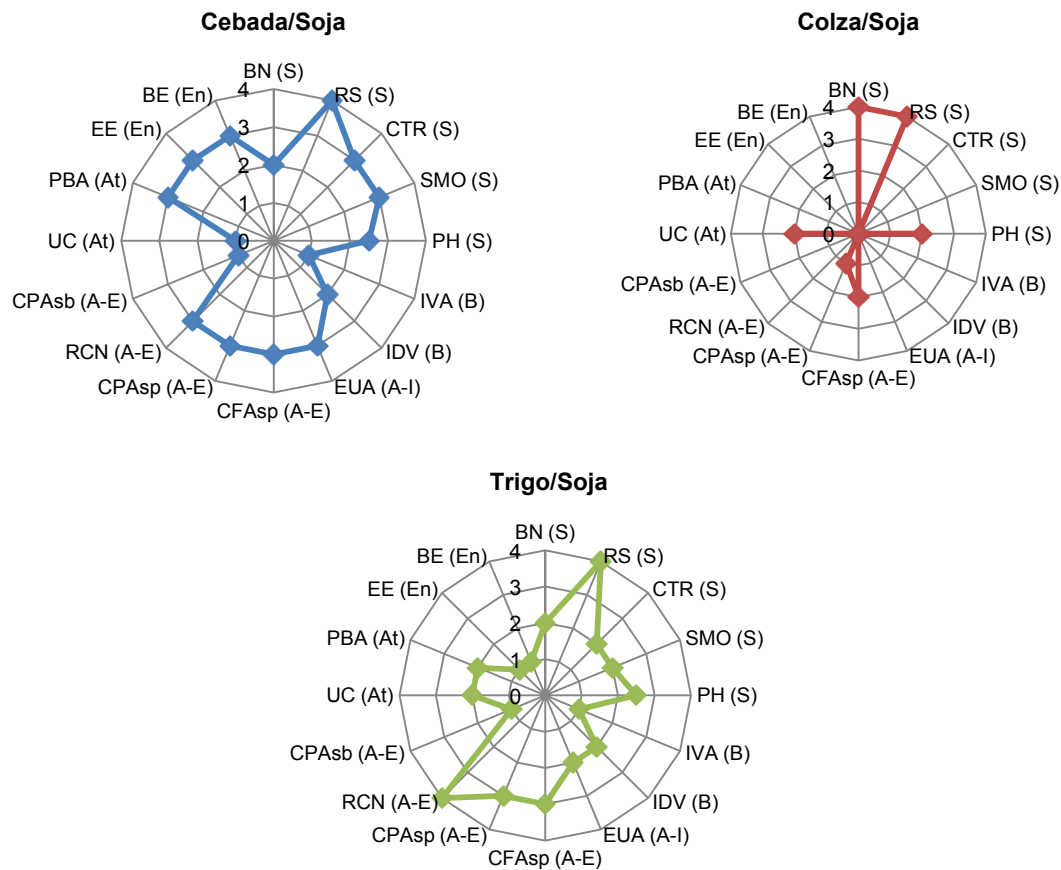
En el modelo de suelos someros y nivel tecnológico alto (Figura 6.2), nuevamente la secuencia colza/soja mostró el comportamiento menos sustentable, con valores de 0 en la mayoría de los indicadores. Se diferenció de las otras dos secuencias por obtener la máxima puntuación en el *Balance de nutrientes* ya que en este modelo, particularmente en la colza se hizo una mayor restitución de los mismos. Las tres secuencias obtuvieron un alto valor en el indicador *Remoción del suelo* debido a que se hicieron bajo siembra directa tanto la soja como los cultivos de invierno.

Sólo cebada/soja obtuvo altos puntajes en la *Producción de biomasa* y los indicadores relacionados con ella como *Cantidad y tipo de rastrojo*, *Suministro de materia orgánica*, *Eficiencia de uso del agua*, *Eficiencia energética* y *Balance de energía*.

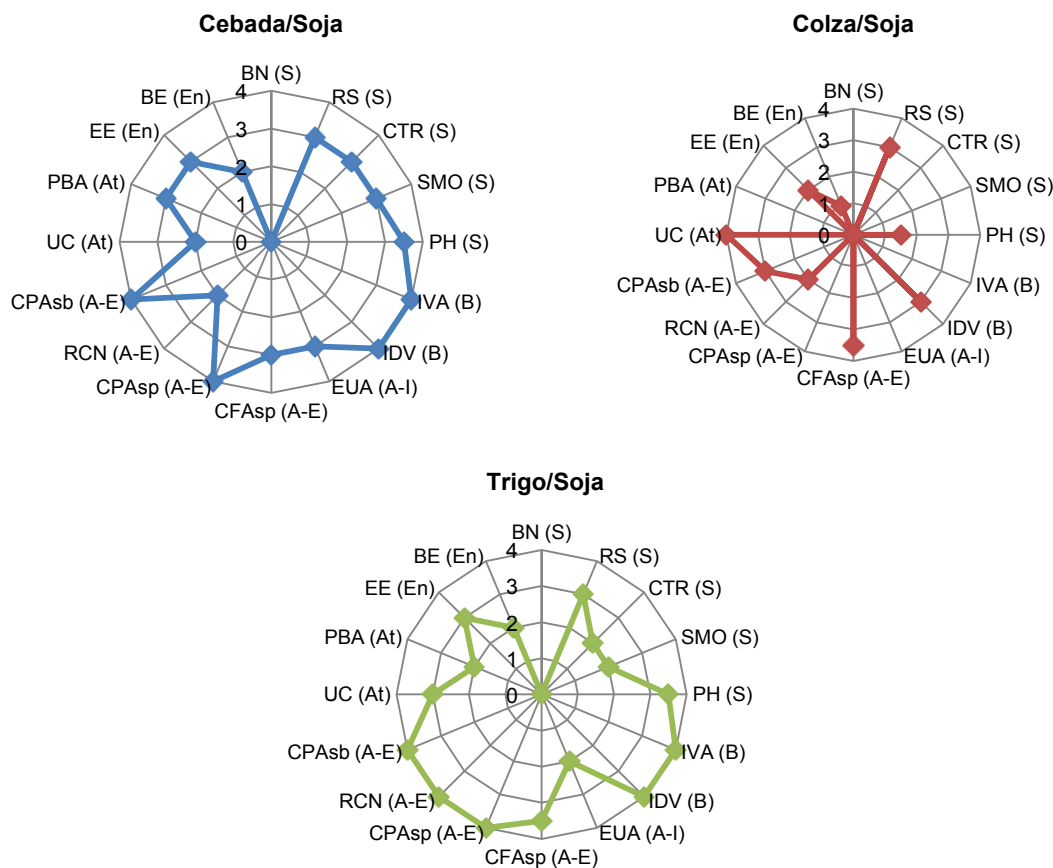
A diferencia de colza/soja, las dos secuencias que incluyeron cereales mostraron buen comportamiento en los indicadores relacionados con el riesgo de contaminación de las aguas: *Riesgo de contaminación de aguas superficiales con plaguicidas y con fertilizantes*, y *Riesgo de contaminación de aguas subterráneas con nitratos*. El único indicador que presentó alto impacto fue el *Riesgo de contaminación de aguas subterráneas con plaguicidas*, lo que se registró en las tres secuencias.

Las tres secuencias presentaron también un alto *Impacto por el uso de plaguicidas sobre la vida animal y microorganismos*, asociado principalmente al uso de herbicidas derivado de la implementación de la siembra directa en los dos cultivos componentes de las mismas

El *Uso de combustible*, fue alto principalmente en cebada/soja, vinculado a la fertilización hecha a los cultivos de invierno.



**Figura 6.2:** Representación gráfica de los indicadores de sustentabilidad ecológica para tres secuencias de doble cultivo en el modelo de producción “SUELOS SOMEROS, NIVEL TECNOLÓGICO ALTO”, en el Partido de Tres Arroyos, Provincia de Buenos Aires (Argentina). Referencias: BN: balance de nutrientes, RS: remoción del suelo, CTR: cantidad y tipo de rastrojo, SMO: suministro de materia orgánica, PH: protección del hábitat de los microorganismos del suelo, IVA: impacto por uso de plaguicidas sobre la vida animal y microorganismos, IDV: impacto por uso de plaguicidas sobre la diversidad vegetal, EUA: eficiencia de uso del agua, CFAsp: riesgo de contaminación de las aguas superficiales con fertilizantes, CPAsp: riesgo de contaminación de las aguas superficiales con plaguicidas, RCN: riesgo de contaminación de las aguas subterráneas con nitratos, CPAsb: riesgo de contaminación de las aguas subterráneas con plaguicidas, UC: uso de combustible, PBA: producción de biomasa aérea, EE: eficiencia energética, BE: balance de energía. Las letras entre paréntesis indican la categoría a la que pertenece. S: suelo, B: biodiversidad, A-I: agua (impacto intrapredial), A-E: agua (impacto externo al predio), At: atmósfera, En: energía no renovable.

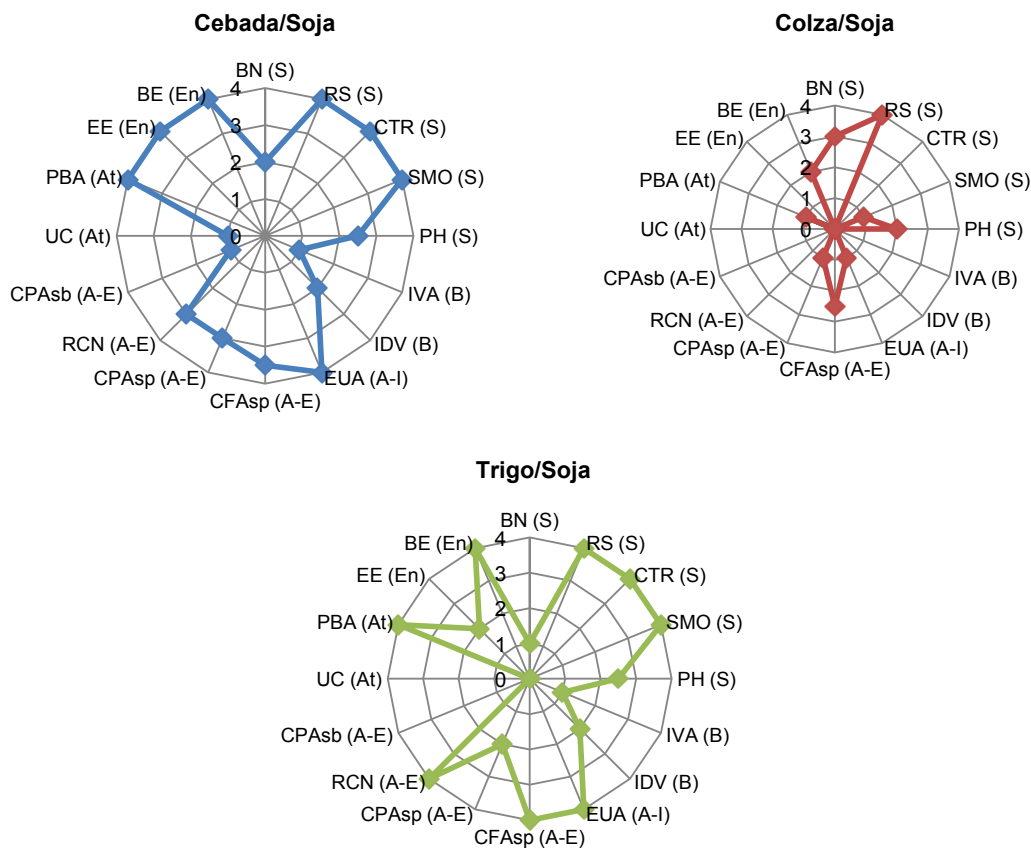


**Figura 6.3:** Representación gráfica de los indicadores de sustentabilidad ecológica para tres secuencias de doble cultivo en el modelo de producción “SUELOS PROFUNDOS, NIVEL TECNOLÓGICO MEDIO”, en el Partido de Tres Arroyos, Provincia de Buenos Aires (Argentina).

Referencias: BN: balance de nutrientes, RS: remoción del suelo, CTR: cantidad y tipo de rastrojo, SMO: suministro de materia orgánica, PH: protección del hábitat de los microorganismos del suelo, IVA: impacto por uso de plaguicidas sobre la vida animal y microorganismos, IDV: impacto por uso de plaguicidas sobre la diversidad vegetal, EUA: eficiencia de uso del agua, CFAsp: riesgo de contaminación de las aguas superficiales con fertilizantes, CPAsp: riesgo de contaminación de las aguas superficiales con plaguicidas, RCN: riesgo de contaminación de las aguas subterráneas con nitratos, CPAsb: riesgo de contaminación de las aguas subterráneas con plaguicidas, UC: uso de combustible, PBA: producción de biomasa aérea, EE: eficiencia energética, BE: balance de energía. Las letras entre paréntesis indican la categoría a la que pertenece. S: suelo, B: biodiversidad, A-I: agua (impacto intrapredial), A-E: agua (impacto externo al predio), At: atmósfera, En: energía no renovable.

En el modelo de suelos profundos y nivel tecnológico medio (Figura 6.3), el comportamiento de cebada/soja y trigo/soja fue más parecido entre sí, y bien diferente de colza/soja. Esta última obtuvo buenos puntajes en algunos indicadores: *Remoción del suelo*, *Impacto por uso de plaguicidas sobre diversidad vegetal*, *Riesgo de contaminación de las aguas superficiales con fertilizantes*, *Riesgo de contaminación de las aguas subterráneas con plaguicidas* y *Uso de combustible*, pero el resto de los indicadores permaneció con muy

bajos valores. Las secuencias cebada/soja y trigo/soja, alcanzaron mayores puntuaciones que colza/soja en la mayoría de los indicadores pero, al igual que en esta última, el *Balance de nutrientes* se presentó como un punto débil de la sustentabilidad.



**Figura 6.4:** Representación gráfica de los indicadores de sustentabilidad ecológica para tres secuencias de doble cultivo en el modelo de producción “SUELOS PROFUNDOS, NIVEL TECNOLÓGICO ALTO”, en el Partido de Tres Arroyos, Provincia de Buenos Aires (Argentina).

Referencias: BN: balance de nutrientes, RS: remoción del suelo, CTR: cantidad y tipo de rastrojo, SMO: suministro de materia orgánica, PH: protección del hábitat de los microorganismos del suelo, IVA: impacto por uso de plaguicidas sobre la vida animal y microorganismos, IDV: impacto por uso de plaguicidas sobre la diversidad vegetal, EUA: eficiencia de uso del agua, CFAsp: riesgo de contaminación de las aguas superficiales con fertilizantes, CPAsp: riesgo de contaminación de las aguas superficiales con plaguicidas, RCN: riesgo de contaminación de las aguas subterráneas con nitratos, CPAsb: riesgo de contaminación de las aguas subterráneas con plaguicidas, UC: uso de combustible, PBA: producción de biomasa aérea, EE: eficiencia energética, BE: balance de energía. Las letras entre paréntesis indican la categoría a la que pertenece. S: suelo, B: biodiversidad, A-I: agua (impacto intrapredial), A-E: agua (impacto externo al predio), At: atmósfera, En: energía no renovable.

En el modelo de suelos profundos y nivel tecnológico alto los indicadores obtenidos para colza/soja también mostraron su menor sustentabilidad respecto de cebada/soja y

trigo/soja. En colza/soja sólo la *Remoción del suelo* obtuvo un alto valor, con puntajes aceptables para *Balance de nutrientes*, *Protección del hábitat*, *Balance de energía* y *Riesgo de contaminación de las aguas superficiales con fertilizantes*. Si bien cebada/soja y trigo/soja, en general, se comportaron mejor, también registraron bajos puntajes en algunos indicadores: *Balance de nutrientes*, *Impacto por uso de plaguicidas sobre la vida animal y microorganismos*, *Riesgo de contaminación de las aguas subterráneas con plaguicidas* y *Uso de combustible*.

Cuando se pasó de un **nivel tecnológico** medio a uno alto en el ambiente de suelos someros, la mayor aplicación de fertilizantes mejoró el *Balance de nutrientes* y se incrementó la *Producción de biomasa aérea* mejorando notoriamente en cebada/soja y algo menos en trigo/soja, algunos de indicadores relacionados. Pero la mayor inversión de energía asociada a esa práctica incrementó el *Uso de combustible*, principalmente, en cebada/soja y no permitió mejoras sustanciales de la *Eficiencia energética* y el *Balance de energía*, especialmente en colza/soja y trigo/soja. Paralelamente, el cambio y aumento en el uso de plaguicidas incrementó en las tres secuencias el *Impacto sobre la vida animal y microorganismos* y el *Riesgo de contaminación de las aguas subterráneas con plaguicidas*.

La producción con un nivel tecnológico alto en suelos profundos incrementó la *Producción de biomasa aérea* con respecto a todos los demás modelos productivos.

Esto trajo mejoras en indicadores como *Suministro de materia orgánica al suelo*, *Eficiencia de uso del agua* y *Balance de energía*. Pero también hubieron indicadores que tuvieron valores muy bajos en las tres secuencias: *Uso de combustible* (principalmente asociado al mayor uso de fertilizantes), *Impacto sobre la vida animal y microorganismos* y *Riesgo de contaminación con plaguicidas de aguas subterráneas*, asociados ambos al uso de distintos plaguicidas y en mayores dosis. Al igual que en los tres modelos de producción anteriores, colza/soja mostró menores valores que las otras secuencias para la mayoría de los indicadores y para este caso, cebada/soja evidenció mejores puntuaciones que trigo/soja.

La mayor **profundidad del suelo** resultó en mejoras de los distintos indicadores de sustentabilidad en las tres secuencias, aún manejados con la tecnología media .

Cebada/soja y trigo/soja, a partir de una mayor *Producción de biomasa aérea*, mejoraron también los indicadores *Cantidad y tipo de rastrojo*, *Suministro de materia orgánica al suelo*, *Eficiencia de uso del agua*, *Eficiencia energética* y *Balance de energía*. En colza/soja, si bien se produjo una mayor biomasa, no llegó a modificar más indicadores que la *Eficiencia energética* y el *Balance de energía*. En parte por este motivo, el *Uso de combustible* se incrementó en las secuencias que incluyeron los cereales pero fue más limitado en colza/soja por un menor efecto sobre los rendimientos, por lo que no modificó el

indicador correspondiente. El *Balance de nutrientes* se mantuvo como un problema en las tres secuencias, y el *Riesgo de contaminación de aguas subterráneas con nitratos* se redujo, tanto en cebada/soja como en trigo/soja. Únicamente en colza/soja se aumentó el *Impacto sobre la diversidad vegetal* por un mayor uso de herbicidas en este modelo. Nuevamente, esta última secuencia es la que obtuvo los valores más bajos, en la mayoría de los indicadores.

La mayor profundidad del suelo bajo el nivel tecnológico alto también resultó en una mayor *Producción de biomasa* que mejoró, principalmente en cebada/soja y trigo/soja, y en menor medida en colza/soja, otros indicadores relacionados con ella (como *Cantidad y tipo de rastrojo*, *Suministro de materia orgánica*, *Eficiencia de uso del agua* y *Balance de energía*). Pero hubieron indicadores que mostraban bajas puntuaciones en suelos someros que no mejoraron en los suelos profundos: *Uso de combustible*, *Riesgo de contaminación de aguas subterráneas con plaguicidas* e *Impacto por uso de plaguicidas sobre la vida animal y microorganismos*.

Las Tablas 6.2, 6.3, 6.4 y 6.5 muestran la evaluación de la sustentabilidad de las tres secuencias analizadas, producidas según los cuatro modelos productivos, a través de los indicadores estandarizados y ponderados.

**Tabla 6.2:** Indicadores de sustentabilidad ecológica para tres secuencias de doble cultivo producidas bajo el modelo SUELOS SOMEROS, NIVEL TECNOLÓGICO MEDIO, en el Partido de Tres Arroyos, Provincia de Buenos Aires (Argentina).

	Cebada/soja	Colza/soja	Trigo/soja
<b>IMPACTO INTRAPREDIAL</b>	<b>2,73</b>	<b>1,01</b>	<b>2,27</b>
Suelo	2,18	1,04	1,82
Biodiversidad	4,00	2,00	4,00
Agua	2,00	0,00	1,00
<b>IMPACTO EXTERNO AL PREDIO</b>	<b>2,17</b>	<b>1,75</b>	<b>2,83</b>
Impacto local (Agua)	2,50	2,00	3,63
Impacto global	1,50	1,25	1,25
Atmósfera	2,00	2,00	2,50
Energía no renovable	1,00	0,50	0,00
<b>ÍNDICE DE SUSTENTABILIDAD</b>	<b>2,54</b>	<b>1,26</b>	<b>2,46</b>

Referencias: en términos comparativos, las tonalidades indican la sustentabilidad relativa, correspondiendo el amarillo a la menor sustentabilidad y verde oscuro a la mayor sustentabilidad.

En los cuatro modelos de producción, la secuencia de menor sustentabilidad fue colza/soja, y la de mayor sustentabilidad, cebada/soja. Trigo/soja se ubicó más cercana a cebada/soja que a colza/soja. La secuencia colza/soja alcanzó en todas las situaciones puntajes muy bajos, menores a 1 cuando se manejó con el nivel tecnológico alto, y no superando el valor de 1,26 con la tecnología media, siendo, por lo tanto, de muy baja



sustentabilidad ecológica. Cebada/soja, por su lado, varió entre 2,48 y 3,14, presentándose globalmente como la de mucho mejor comportamiento, ya que ni siquiera trigo/soja alcanzó valores mayores a 3 para el índice de sustentabilidad, aunque fue más estable que las otras secuencias frente a los distintos modelos productivos, variando entre 2,13 y 2,98.

La mayor aplicación de tecnología tuvo, en general, un impacto negativo sobre la sustentabilidad en todas las secuencias y en los dos ambientes, pero fue de mayor magnitud en la secuencia colza/soja, sobre todo en suelos someros.

En algunas situaciones se presentaron relaciones de compromiso entre los impactos evaluados a nivel intra y extrapredial, en las cuales la mayor aplicación de tecnología mejoró uno pero empeoró el otro, y no siempre se dio en el mismo sentido. Así, en cebada/soja en suelos someros, la mayor tecnología redujo el impacto externo al predio pero aumentó el interno, pero en trigo/soja y colza/soja en suelos profundos fue a la inversa. En los restantes casos, la sustentabilidad se vio afectada negativamente tanto a nivel intra como extrapredial por la aplicación de tecnología.

**Tabla 6.3:** Indicadores de sustentabilidad ecológica para tres secuencias de doble cultivo producidas bajo el modelo SUELOS SOMEROS, NIVEL TECNOLÓGICO ALTO, en el Partido de Tres Arroyos, Provincia de Buenos Aires (Argentina).

	Cebada/soja	Colza/soja	Trigo/soja
<b>IMPACTO INTRAPREDIAL</b>	<b>2,48</b>	<b>0,69</b>	<b>2,02</b>
Suelo	2,93	2,06	2,57
Biodiversidad	1,50	0,00	1,50
Agua	3,00	0,00	2,00
<b>IMPACTO EXTERNO AL PREDIO</b>	<b>2,50</b>	<b>0,67</b>	<b>2,33</b>
Impacto local (Agua)	2,50	0,75	2,75
Impacto global	2,50	0,50	1,50
Atmósfera	2,00	1,00	2,00
Energía no renovable	3,00	0,00	1,00
<b>ÍNDICE DE SUSTENTABILIDAD</b>	<b>2,48</b>	<b>0,68</b>	<b>2,13</b>

Referencias: en términos comparativos, las tonalidades indican la sustentabilidad relativa, correspondiendo el amarillo a la menor sustentabilidad y verde oscuro a la mayor sustentabilidad.

Una mayor profundidad de suelo impactó positivamente sobre la sustentabilidad de las secuencias cebada/soja y trigo/soja, pero en colza/soja, esto sólo se verificó cuando se aplicó un nivel alto de tecnología. Con un nivel de manejo medio, si bien la mayor profundidad del suelo aumentó la sustentabilidad externa al predio, el impacto negativo sobre la *Biodiversidad*, redujo la sustentabilidad al interior del predio.

Para las tres secuencias, el modelo de menor sustentabilidad fue el de nivel tecnológico alto en suelos someros. El modelo más sustentable para cebada/soja y

trigo/soja fue el manejo tecnológico medio en suelos profundos. Para colza/soja la sustentabilidad fue mayor con el manejo tecnológico medio en suelos someros, aunque muy semejante a la de suelos profundos, y en ambos casos mayores al manejo bajo un nivel tecnológico alto.

**Tabla 6.4:** Indicadores de sustentabilidad ecológica para tres secuencias de doble cultivo producidas bajo el modelo SUELOS PROFUNDOS, NIVEL TECNOLÓGICO MEDIO, en el Partido de Tres Arroyos, Provincia de Buenos Aires (Argentina).

	Cebada/soja	Colza/soja	Trigo/soja
<b>IMPACTO INTRAPREDIAL</b>	<b>3,21</b>	<b>0,85</b>	<b>2,75</b>
Suelo	2,63	1,04	2,26
Biodiversidad	4,00	1,50	4,00
Agua	3,00	0,00	2,00
<b>IMPACTO EXTERNO AL PREDIO</b>	<b>3,00</b>	<b>2,00</b>	<b>3,42</b>
Impacto local (Agua)	3,25	2,13	3,88
Impacto global	2,50	1,75	2,50
Atmósfera	2,50	2,00	2,50
Energía no renovable	2,50	1,50	2,50
<b>ÍNDICE DE SUSTENTABILIDAD</b>	<b>3,14</b>	<b>1,23</b>	<b>2,98</b>

Referencias: en términos comparativos, las tonalidades indican la sustentabilidad relativa, correspondiendo el amarillo a la menor sustentabilidad y verde oscuro a la mayor sustentabilidad.

En suelos someros, con el nivel tecnológico medio, los aspectos más limitantes para la sustentabilidad se relacionaron con el uso de la *Energía no renovable* en el impacto externo al predio, y con el uso del *Agua* en el impacto interno, principalmente en las secuencias colza/soja y trigo/soja, pero también en cebada/soja en menor medida.

La aplicación de mayor tecnología en los suelos someros empeoró la situación, particularmente en la secuencia colza/soja, en la que sólo se registró una mejoría en la categoría *Suelo* asociada principalmente a un mejor *Balance de nutrientes*, pero todas las otras categorías redujeron su sustentabilidad. En trigo/soja, además del *Suelo*, también mejoró el impacto sobre el *Agua* a nivel intrapredial, pero el efecto negativo sobre la *Biodiversidad* fue más importante. De la misma manera, aunque el impacto global externo al predio mejoró levemente, el impacto negativo registrado a nivel local fue mayor y se relacionó con un mayor *Riesgo de contaminación de aguas subterráneas por plaguicidas*. Cebada/soja fue la única secuencia que registró una mejoría en el impacto externo al predio cuando se elevó el nivel tecnológico, principalmente por un mejor uso de la *Energía no renovable*. Pero al interior del predio, aunque mejoró el uso del *Agua* y el impacto sobre el *Suelo*, al igual que en las otras secuencias se vio fuertemente perjudicada la *Biodiversidad*.

La mayor aplicación de tecnología en suelos profundos tuvo efectos algo diferentes. En colza/soja y trigo/soja mejoró el impacto intrapredial, principalmente sobre las categorías

*Suelo y Agua*, aunque impactó negativamente sobre la *Biodiversidad*. Si bien en ambas secuencias se registró un mayor impacto hacia el exterior del predio, en colza/soja se vieron perjudicadas todas las categorías de análisis, mientras que en trigo/soja el comportamiento fue dispar, pero principalmente atribuible a su impacto local sobre el *Agua*. Por su lado, en la secuencia cebada/soja, el impacto intrapredial aumentó, principalmente por un mayor efecto sobre la *Biodiversidad*, y también aumentó el impacto externo al predio, particularmente a nivel local por el *Riesgo de contaminación de aguas subterráneas por plaguicidas*.

**Tabla 6.5:** Indicadores de sustentabilidad ecológica para tres secuencias de doble cultivo producidas bajo el modelo SUELOS PROFUNDOS, NIVEL TECNOLÓGICO ALTO, en el Partido de Tres Arroyos, Provincia de Buenos Aires (Argentina).

	Cebada/soja	Colza/soja	Trigo/soja
<b>IMPACTO INTRAPREDIAL</b>	<b>2,93</b>	<b>1,05</b>	<b>2,88</b>
Suelo	3,29	2,14	3,13
Biodiversidad	1,50	0,00	1,50
Agua	4,00	1,00	4,00
<b>IMPACTO EXTERNO AL PREDIO</b>	<b>2,83</b>	<b>0,83</b>	<b>2,50</b>
Impacto local (Agua)	2,63	0,88	2,50
Impacto global	3,25	0,75	2,50
Atmósfera	2,50	0,50	2,00
Energía no renovable	4,00	1,00	3,00
<b>ÍNDICE DE SUSTENTABILIDAD</b>	<b>2,90</b>	<b>0,98</b>	<b>2,75</b>

Referencias: en términos comparativos, las tonalidades indican la sustentabilidad relativa, correspondiendo el amarillo a la menor sustentabilidad y verde oscuro a la mayor sustentabilidad.

La mejor calidad de suelos, dentro del mismo nivel tecnológico, fue capitalizada de manera diferente entre las secuencias que incluyeron cereales o colza. En el nivel tecnológico medio, cebada/soja y trigo/soja mejoraron la sustentabilidad analizada a través de prácticamente todas las categorías. En cambio, en colza/soja se mantuvieron casi sin cambios, a excepción del uso de la *Energía no renovable* (con su efecto a nivel externo global) y sobre el *Agua*, también a nivel externo al predio, en ambos casos, afectadas positivamente. Con la tecnología media, la *Biodiversidad*, incluso, registró una situación de menor sustentabilidad en colza/soja cuando se produjo en suelos profundos que en suelos someros ya que se aplicó mayor cantidad de plaguicidas.

En el nivel tecnológico alto, la mayor sustentabilidad intrapredial observada en suelos profundos, se debió a su menor impacto sobre el *Suelo* (por mayores *Cantidad y tipo de rastrojo* y *Suministro de materia orgánica al suelo*) y la mayor *Eficiencia de uso del agua*. A nivel externo al predio, las tres secuencias mejoraron el uso de la *Energía no renovable* y, por lo tanto, el impacto global, pero sólo cebada/soja y colza/soja mejoraron la sustentabilidad a nivel local, por su impacto sobre el *Agua*, mientras que trigo/soja la redujo.

#### 4- Discusión

##### ***El sistema de indicadores construido.***

Los indicadores seleccionados y la herramienta construida permitieron una buena y relativamente rápida valoración de la sustentabilidad e hizo posible detectar sus principales puntos críticos desde el punto de vista ecológico. La identificación de estos puntos críticos es importante y necesaria ya que puede orientar, tanto a los productores como a los distintos sectores pertenecientes o interesados en la actividad agrícola, en la toma de decisiones de manejo que determinen un cambio en la sustentabilidad de los sistemas productivos (de Olde *et al.*, 2016a; 2016b).

Como una característica positiva del sistema diseñado se puede señalar el hecho de que todos los indicadores son cuantificables o, al menos, están basados en información esencialmente objetiva, y por lo tanto, transparentes (Sarandón & Flores, 2009; de Olde *et al.*, 2016a, 2016b). En general, la evaluación es de bajo costo y relativamente rápida de llevar a cabo, con datos no muy difíciles de obtener, quizás los costos energéticos de los insumos y de los productos sean los más dificultosos. También permite el monitoreo en el tiempo y la comparación y elección de diferentes alternativas (por ejemplo, el uso de diferentes plaguicidas). Permite, además, comparar escenarios futuros, por ejemplo, cómo se afectaría la sustentabilidad si varía una práctica o un producto aplicado, etc.

Además, los indicadores construidos permiten considerar aspectos de la sustentabilidad ecológica tanto a nivel intrapredial como a nivel externo al predio y toma en cuenta los principales recursos naturales de los cuales depende la actividad agrícola (el suelo, el agua y la biodiversidad) y también la energía como principal recurso no renovable que contribuye al sostenimiento de los agroecosistemas.

Si bien en este caso no se establecieron explícitamente umbrales de sustentabilidad ya que el objetivo planteado no fue determinar taxativamente la sustentabilidad, en términos absolutos, sino comparar las secuencias y sus modelos productivos y detectar los principales puntos críticos, se puede considerar que valores menores a 1 en alguno de los indicadores implicarían, al menos en términos comparativos, una muy baja sustentabilidad de la secuencia bajo el modelo analizado. Al respecto, Pacini *et al.* (2003) explicaron que una de las limitaciones del uso de umbrales ambientales es su dificultad para determinarlos, especialmente en relación a la capacidad intrínseca de carga y la resiliencia de cada sistema en particular. Señalan también que algunos umbrales son muy restrictivos en ciertas condiciones pudiendo conducir a evaluaciones erróneas, pero consideran indispensable establecerlos sobre la base de regulaciones o leyes a fin de hacer operacional la

sustentabilidad tanto para el manejo a nivel de finca como para el diseño de políticas. Por su lado, Tzilivakis *et al.* (2005b) afirmaron que, en la agricultura sustentable, el balance de los objetivos económicos, sociales y ambientales es dinámico, que los “postes objetivo” están siempre en movimiento, por lo cual siempre hay posibilidades o ámbitos para mejorar la performance ambiental de un sistema productivo. Es claro que el avance en el conocimiento de los agroecosistemas en general, y también en particular, determina que los umbrales definidos en un momento puedan ir modificándose, y es clara, también, la necesidad planteada por Zhen *et al.* (2005) de establecerlos en situaciones sitio-específicas ya que la magnitud e importancia de los distintos riesgos varía de una condición ecológica a otra.

Debe destacarse que ésta es una herramienta entre muchas posibles y que la evaluación de estas mismas secuencias a través de otro sistema de indicadores podría arribar a resultados diferentes. Al respecto, de Olde *et al.* (2016a) resaltaron cómo las decisiones relativas a la selección de los indicadores, los valores de referencia, la ponderación de los mismos y el método de agregación, influyen los resultados de la evaluación, siendo necesario un alto grado de transparencia y reflexión en el diseño de estas herramientas. Por otro lado, debido a los trade-offs entre aspectos de las dimensiones social, económica y ecológica, su análisis según cada una de estas dimensiones podría dar diferentes resultados, como ya se ha observado en distintas situaciones (Tzilivakis *et al.*, 2005b; Zhen *et al.*, 2005; Sarandón *et al.*, 2006; Lechenet *et al.*, 2014).

A pesar de que el sistema da un Índice general de sustentabilidad que permite una comparación rápida, es importante el análisis de los puntajes obtenidos para los distintos indicadores a fin de detectar cuáles son los puntos críticos a la sustentabilidad. En este sentido, se ha señalado que, si bien el agregamiento de los puntajes facilita una comparación rápida, también permite la compensación entre los distintos aspectos de la sustentabilidad conduciendo a conclusiones muy simplificadas (Bockstaller *et al.*, 1997; de Olde *et al.*, 2016a). En la evaluación realizada, deber prestarse especial atención a aquellas situaciones en que, aún obteniendo índices de sustentabilidad mayores a 1, alguna de las categorías registran valores menores e, incluso, de 0, como es el caso de las secuencias colza/soja y trigo/soja en el modelo de suelos someros y nivel tecnológico medio, y de colza/soja en suelos profundos y nivel tecnológico medio. Esta última secuencia, aún en las situaciones en que obtuvo los mayores índices de sustentabilidad (1,26 y 1,23), tuvo comportamientos muy pobres para alguna de las categorías evaluadas.

Es necesario señalar, además, la necesidad de ampliar este sistema de indicadores incluyendo las otras dimensiones de análisis (económica y social) y, en lo posible, ampliar el plazo del análisis a fin de evaluar rotaciones de mayor duración. Sería importante, también, la posibilidad de efectuar esta evaluación a una escala geográfica mayor, primeramente a

nivel de establecimiento y también a nivel del Partido, ya que ha sido reconocido que los factores determinantes del impacto agroecológico se modifican a medida que cambia la escala de análisis (Viglizzo *et al.*, 2004; Frank, 2007).

### ***La sustentabilidad ecológica de las secuencias de cultivos en los distintos modelos de producción.***

La herramienta utilizada y los indicadores que la componen permitieron identificar diferentes grados de sustentabilidad de las secuencias y de los modelos de producción. Ratificaron, en términos generales, que la secuencia colza/soja es menos sustentable que cebada/soja y trigo/soja, lo cual se verificó en los cuatro modelos productivos. Los principales problemas de esta secuencia se relacionaron con su baja producción de biomasa y rendimiento, que afectaron el uso del agua, el aporte de materia orgánica al suelo y el uso de la energía. Esto, de acuerdo a lo analizado en Capítulos precedentes, se relacionaría con el poco tiempo de incorporación de estos cultivos a la rotación y a la relativamente baja adaptabilidad de los mismos, así como con la obtención de productos de mayor contenido energético que en las otras secuencias analizadas. Mientras que la soja es común a las tres secuencias, la colza, a diferencia de los cereales, tiene un alto contenido de aceite y de proteínas en sus semillas. Además, su producción se asoció con la utilización de más y diferentes plaguicidas que resultaron en un mayor impacto ecológico, tanto a nivel de predio, afectando la biodiversidad, como a nivel externo al predio, contaminando aguas superficiales y subterráneas. Sin embargo, y en relación a esto, debe considerarse que, a veces, no se hacen las aplicaciones de plaguicidas cuando es necesario si no siguiendo una receta o cuando se observa la plaga aunque no alcance niveles de población importantes, lo que plantea la situación de que un alto nivel de uso de plaguicidas no necesariamente se relacione con una menor adaptación ecológica del cultivo sino, más bien, con una limitada reflexión antes de decidir su aplicación. Esto hace que haya una menor eficiencia de los mecanismos de regulación interna del agroecosistema.

La evaluación realizada puso en evidencia un hecho ya mencionado reiteradamente: los cultivos tienen características propias, como la extracción de nutrientes, el volumen y la calidad de los rastrojos que dejan o cómo usan el agua, las cuales varían dentro de rangos limitados y diferentes para las distintas especies, pero el modelo de producción modifica enormemente su impacto sobre el ambiente. En este sentido, por ejemplo, Abbona *et al.* (2007) mostraron cómo los sistemas tradicionales de cultivo de viñedos en Berisso son más sustentables que los sistemas más nuevos; Flores (2012) identificó cambios en la sustentabilidad de fincas de producción hortícola en distintos momentos de un proceso de

transición agroecológica; Sarandón *et al.* (2006) encontraron en distintas fincas de Misiones que aquellas que hacían menor uso de insumos externos cumplían mejor los objetivos ecológicos, sociales y culturales, pero sólo parcialmente los económicos; y Zhen *et al.* (2005) señalaron la importancia del conocimiento de los productores sobre los efectos ambientales de sus prácticas de manejo, de la eficacia de los servicios de extensión y de las políticas y regulaciones institucionales como determinantes del manejo de los cultivos y, consecuentemente, de los efectos ambientales de la producción agrícola. Particularmente en el cultivo de colza, MacWilliam *et al.* (2016) describieron cómo los cambios operados en el manejo de su cultivo en Canadá entre 1990 y 2010 contribuyeron a disminuir su impacto ambiental.

Se ha afirmado reiteradamente que cuando en la producción agrícola se persiguen objetivos prioritariamente económicos, usualmente se produce un deterioro del ambiente pareciendo que existe un divorcio entre ambas dimensiones (Flores & Sarandón, 2002; Zhen *et al.*, 2005; Zazo *et al.*, 2011), sin embargo, Tzilivakis *et al.* (2005b) identificaron, en Reino Unido, manejos de remolacha azucarera que permiten cumplir simultáneamente con ambos tipos de objetivos; Piedra-Muñoz *et al.* (2016) mostraron cómo en fincas de producción familiar, en España, es posible compatibilizar la sustentabilidad con la rentabilidad; y Giuliano *et al.* (2016) presentaron resultados que muestran el potencial de sistemas de cultivo de bajos insumos para reducir el impacto ambiental del monocultivo de maíz manteniendo su performance económica y social. Frente a la crítica frecuente que afirma la menor productividad y rentabilidad de los sistemas de producción alternativos frente a la agricultura moderna industrial, una revisión de Ponisio & Ehrlich (2016) muestra que, tanto la producción orgánica como la agricultura de conservación, son capaces de obtener rendimientos similares a la convencional en la medida que se realicen en el marco de secuencias de cultivos diversificadas, logrando similares resultados económicos. Lechenet *et al.* (2014), por su lado, en Francia, en sistemas de cultivos integrados, con mayor diversidad de cultivos en la rotación y menor uso de plaguicidas y fertilizantes obtuvieron producciones y rentabilidades similares a las de sistemas de producción convencional pero con un impacto ambiental significativamente menor. Es decir, es cierto que bajo el modelo de producción industrial (de alta aplicación de insumos sintéticos y que usa la relación costo-beneficio como regla de decisión para el manejo de los cultivos) existe ese divorcio entre los objetivos económicos y ecológicos, pero también es cierto que existen otras formas de producción que permiten armonizarlos, aunque requieren de otros insumos, principalmente del conocimiento de los agroecosistemas.

Las tres secuencias redujeron su sustentabilidad cuando se elevó el nivel tecnológico y, en general, cuando se realizaron en suelos de menor profundidad. Colza/soja registró

valores críticos con el nivel tecnológico alto (menores a 1) y cebada/soja, que tuvo los mejores comportamientos en todas las situaciones, alcanzó en suelos profundos con el nivel tecnológico medio un índice de sustentabilidad de 3,14, siendo el mayor valor de sustentabilidad registrado; esto podría indicar que no es necesario aplicar alta tecnología para obtener mayor sustentabilidad.

Trigo/soja es la secuencia que registró la mayor variación en la sustentabilidad (entre 2,13 y 2,98), siempre más cercana a la secuencia cebada/soja que a colza/soja; si bien el cultivo de trigo es el de más larga historia en la región, pareciera ser que su inclusión en el doble cultivo con soja le otorgaría a esta secuencia una mayor versatilidad aunque no ofrecería una mejoría en la sustentabilidad, aspecto que sí se lograría, en este contexto, con la secuencia cebada/soja.

Cebada/soja y trigo/soja mostraron el mejor comportamiento en suelos profundos con la tecnología media, en cambio para colza/soja la profundidad del suelo con ese nivel de tecnología, no tuvo mayor incidencia. Si bien en suelos profundos la aplicación de insumos incrementó el rendimiento de estos cultivos, mejorando algunos de los indicadores relacionados con la producción de biomasa, paralelamente, tuvo un efecto negativo de mayor magnitud sobre otros indicadores relacionados con el uso de plaguicidas y por un mayor uso de energía no renovable. Un mejor conocimiento de los cultivos permitiría encontrar manejos que minimicen su impacto ambiental: MacWilliam *et al.* (2016), en Canadá, mostraron cómo cambios en la forma de producción de colza relacionados con el sistema de labranzas, el manejo de la nutrición mineral, el uso de plaguicidas conjuntamente con el cambio de cultivares y una mayor productividad asociada a estos cambios, resultaron en una mejora sustancial del impacto ambiental de la producción de colza analizado a través de una perspectiva de ciclo de vida. Si bien la colza y la soja en esta zona, ya sea por la naturaleza de sus productos como por una menor adaptabilidad ecológica tendrían un límite más bajo en su productividad que el trigo o la cebada e, incluso, una menor posibilidad de “hacer uso” de algunos procesos ecológicos de sus agroecosistemas, siempre existen formas de producir que son más favorables para el ambiente y que son igualmente productivas (Tzilivakis *et al.*, 2005b).

La influencia del ambiente, que se manifestó en distintas medidas en las tres secuencias, ya fue señalada por Tzilivakis *et al.* (2005b), mostrando que en suelos con menor capacidad de almacenamiento de agua o menos fértiles, la sustentabilidad se redujo por una menor producción de los cultivos que determinó un comportamiento más pobre en términos económicos como ambientales (a través de una menor eficiencia energética y mayor emisión de gases invernaderos asociada al uso de abonos orgánicos). En las secuencias evaluadas, se mejoraron principalmente los aspectos relacionados con la



producción de biomasa, registrándose efectos tanto a nivel intrapredial como externo al predio.

Por otro lado, los resultados confirman la fuerte relación de los distintos indicadores señalada por Sarandón *et al.* (2006) en el sentido de que, el cambio en un aspecto del manejo del cultivo modifica varios indicadores simultáneamente. Esto es consecuencia de la complejidad inherente a los ecosistemas ya que, aunque el ser humano los convierte en agroecosistemas y los simplifica para aumentar el rendimiento en el producto buscado, las relaciones entre los numerosísimos componentes del sistema se mantienen, modificadas, pero siempre presentes. Esto se refleja en los trade-offs reportados frecuentemente, no sólo entre las distintas dimensiones de la sustentabilidad (Tzilivakis *et al.*, 2005b; Zhen *et al.*, 2005; Sarandón *et al.*, 2006; Lechenet *et al.*, 2014) sino también entre los distintos aspectos de la dimensión ecológica (Tzilivakis *et al.*, 2005b; Chamorro *et al.*, 2015; Cabrini & Calcaterra, 2016). Surge así la necesidad de profundizar en el conocimiento de los agroecosistemas, pero sobre todo de manera integral, con una mirada holística que permita comprender no sólo el comportamiento individual de sus componentes, sino las relaciones entre ellos y el comportamiento del sistema como un todo.

Considerando que la mayor superficie agrícola del Partido corresponde al ambiente de suelos someros y que se maneja mayoritariamente con la tecnología media, es importante saber que, en esas condiciones, cebada/soja se caracteriza por una sustentabilidad ecológica algo mayor a trigo/soja y ambas secuencias tienen un mejor comportamiento que colza/soja. Pero también es significativo saber que, si esta última secuencia fuese más atractiva para los productores, para evitar un mayor impacto ecológico, debería desalentarse su difusión con un paquete de alta tecnología, tanto en suelos someros como en suelos profundos. Por otro lado, la secuencia cebada/soja, en cualquiera de los ambientes analizados produciría beneficios desde el punto de vista ecológico si reemplazara a trigo/soja.

Con respecto a las secuencias analizadas, si bien desde el punto de vista ecológico, la secuencia colza/soja presenta una serie de debilidades, es importante no perder de vista algunas funciones que cumpliría en los sistemas productivos del Partido. En Tres Arroyos, la producción se basa en el trigo y en la soja, tanto de primera como de segunda siembra. Entre los cultivos de invierno, el resto de las opciones son fundamentalmente cereales (aunque en los últimos años también se está promocionando la arveja). La posibilidad de incluir la colza en una rotación de cultivos bien planificada sustituyendo al trigo o a otros cultivos invernales permitiría un manejo más integral de las malezas y de las enfermedades (Iriarte & Valetti, 2006, 2008) y podría, incluso, mejorar la sustentabilidad de los agroecosistemas. Desde el punto de vista económico, colza/soja es una secuencia que

aporta un buen margen bruto a la empresa con costos iguales o menores a los de trigo/soja (Iriarte, 2016). Por otro lado, ya sea desde el punto de vista financiero como de la logística de la maquinaria y del manejo del personal, esta secuencia tiene un ciclo algo diferente respecto de las que incluyen cereales de invierno que permiten programar mejor las tareas y tener los ingresos y egresos de capital financiero más repartidos a lo largo del año (Iriarte & Valetti, 2006, 2008). A una escala aún mayor, la industria oleaginosa argentina se basa en la soja, y en el girasol, ambas especies de ciclo estival, lo cual genera períodos del año en que la industria permanece ociosa. La colza, al tener ciclo invernal cubriría ese bache de producción (Iriarte & Valetti, 2006, 2008; Iriarte & López, 2014). Para el país, incluso, sería de interés reducir su dependencia de un producto de exportación casi exclusivo y diversificarse.

Como en toda situación, no debe pensarse en absolutos, la secuencia colza/soja debería convivir con trigo/soja y cebada/soja en los sitios apropiados, con el manejo apropiado y en las proporciones apropiadas. La diversidad, ya sea a nivel de lote en el tiempo como a nivel de establecimiento o de región en el espacio por un mayor número de cultivos, favorece la provisión de servicios ecosistémicos en las diferentes escalas. La agricultura cada vez más es vista en su multifuncionalidad, que implica no sólo proveer bienes al ser humano y ganancias económicas a los productores sino también servicios ecosistémicos que es necesario proteger. En esta línea, el trabajo de Cabrini & Calcaterra (2016) ha hecho un interesante aporte al análisis de la sustentabilidad en los sistemas productivos del área de Pergamino, en el cual, a través de un modelo de decisión multicriterio basado en cinco atributos ambientales y dos económicos llegan a la combinación de actividades o uso de la tierra que mejor satisface simultáneamente esos siete objetivos, incluso discuten los motivos por los cuales los distintos tipos de productores de acercan o alejan de ese modelo. De manera similar, a través de un protocolo de evaluación ambiental estratégica, basada en la provisión de servicios ecosistémicos, Barral & Maciera (2012), analizaron el impacto de los cambios en el uso de la tierra ocurridos en los últimos 20 años en el Partido de Balcarce y propusieron una zonificación preliminar en la cual se establecen áreas destinadas a mantener servicios críticos de regulación y soporte sin sacrificar significativamente la producción de alimentos para el ser humano. Viglizzo *et al.* (2012) consideran que los servicios ecosistémicos probablemente vayan a estar en el centro de las futuras políticas de uso de la tierra. Plantean la importancia de su evaluación, ya sea a través de valores económicos como biofísicos, los que conjuntamente con indicadores sociales y económicos, serán necesarios a la hora de decidir el uso de los recursos.

**Puntos críticos a la sustentabilidad.**

La metodología aplicada permitió identificar distintos puntos críticos a la sustentabilidad según modelos productivos y secuencias.

En el **modelo de nivel tecnológico medio producido en suelos someros**, el más representado en el Partido, para las tres secuencias se detectaron como limitantes, la **Eficiencia de uso del agua**, de efecto intrapredial y la **Energía no renovable** (con sus componentes *Eficiencia energética* y *Balance de energía*), de efecto externo al predio. Ambos aspectos son condicionados en gran medida por la **Producción de biomasa**, la cual, por su bajo valor, determinó bajas puntuaciones para todos los indicadores que la incluyeron en su cálculo, afectando los distintos recursos de diferente manera: la baja provisión de rastrojo tuvo efectos tanto sobre las propiedades físicas como biológicas del suelo, y los bajos rendimientos les otorgaron una menor eficiencia de uso del agua, de la energía y un menor balance de energía.

La posibilidad de elevar la producción de biomasa y el rendimiento de estos cultivos se asociaría principalmente con cambios en el manejo de los mismos que podrían incluir un mayor aporte de insumos, pero también con realizar mejor las mismas prácticas que se están llevando a cabo. El efectuar los tratamientos con plaguicidas en el momento oportuno, por ejemplo, no requiere más insumos, pero tendría un efecto positivo sobre la producción, lo mismo que sembrar o aplicar los fertilizantes en el momento propicio, elegir el híbrido o la variedad más adecuada, es decir, mejorar la eficiencia con que son usados los recursos. Pero debe señalarse que si se pudiese lograr una mayor producción de biomasa a través de un mejor manejo que no requiriera un mayor aporte de insumos, no sólo se obtendrían mejoras en los indicadores mencionados, al mismo tiempo, se incrementarían los requerimientos de nutrientes y los balances negativos que ya se registran, se acentuarían.

El saber que la baja producción de materia seca de estas secuencias, está limitando su sustentabilidad ecológica, sugiere que deberían incluirse en un plan de rotaciones bien planificado, más prolongado, que incluya cultivos que contrarresten este efecto haciendo altos aportes de biomasa, fundamentalmente de alta relación C/N, que favoreciera la formación de materia orgánica estable en el suelo, como maíz o sorgo, y que mejoren también la productividad de las secuencias bajo análisis.

Otra opción para aumentar la producción de biomasa, sería un mayor aporte de insumos, fundamentalmente fertilizantes. Sin embargo, esto se asociaría con un mayor aporte de energía no renovable al sistema, lo cual se verificó en todas las secuencias cuando se pasó del nivel medio de tecnología al nivel alto (Capítulo 2). Además, este mayor aporte de fertilizantes, como se analizó en el Capítulo 3, no necesariamente equivaldría a un

balance de nutrientes más equilibrado. No pareciera ser esta la manera más razonable de mejorar la producción de biomasa como punto crítico a la sustentabilidad. Por otro lado, se incrementaría el uso de energía, contribuyendo negativamente a su sustentabilidad ecológica.

Sumado a lo anterior, es necesario considerar que existe un techo para la producción de biomasa (y rendimiento) en cada ambiente para cada especie o cultivo, independientemente de cómo se maneje, por lo que, una decisión primaria es la elección de las especies a cultivar en cada área agroecológica.

En el **modelo correspondiente al nivel tecnológico alto y en ambos tipos de suelos**, el **Uso de plaguicidas**, por su impacto sobre la *Biodiversidad* es el que se constituyó como punto crítico a la sustentabilidad. En las tres secuencias, el mayor uso de plaguicidas bajo este modelo determinó un alto *Impacto sobre la vida animal y microorganismos* y también, aunque menos marcado en cebada/soja y trigo/soja, un alto *Impacto sobre la diversidad vegetal*. El mayor impacto producido en el manejo de alta tecnología, se relaciona con el mayor uso de glifosato asociado a la siembra directa de los cultivos de invierno. Lamentablemente, esto no es un hecho aislado ya que a nivel nacional se estima que el 80% del volumen de herbicidas utilizados corresponde al glifosato, ya sea aplicado a los cultivos genéticamente resistentes (como soja, maíz y algodón) como en los barbechos químicos (CASAFE, 2013). La detección de malezas tolerantes y resistentes y los problemas derivados de esto son, al menos, hechos concretos que ponen a la vista de los productores los efectos previstos del deficiente manejo de malezas basado en un solo herbicida (Norsworthy *et al.*, 2012; Brookes & Barfoot, 2015; Bonny, 2016). La cuestión es, cómo se resuelve esta situación. Mientras que esto puede ser una oportunidad para tomar conciencia de la necesidad de cambio en el paradigma de la producción agropecuaria y un rediseño de los sistemas productivos, también se puede continuar incrementando o simplemente modificando el aporte de insumos “resolviendo” el problema sólo transitoriamente.

El uso de plaguicidas, en general, es un aspecto de gran importancia que podría manejarse, al principio, sustituyendo los productos más perjudiciales por otros más benignos para el ambiente, pero sólo se lograrían mejoras sustanciales reduciendo su aplicación y favoreciendo los mecanismos internos de regulación de los propios agroecosistemas. En este punto, la menor adaptación ecológica de la colza y la soja respecto del trigo y la cebada podría limitar la posibilidad de aprovechar estos servicios ecológicos en su producción. O sea, un proceso que podría iniciarse con la aplicación de un manejo integrado de plagas, malezas y enfermedades, podría finalizar con la no aplicación de plaguicidas, como se reclama desde muchos sectores. Sin embargo, desde el punto de vista económico, esto

depende en gran medida de la obtención de precios diferenciales para los productos cosechados, ya que aunque el gasto en insumos sea menor, los rendimientos, también suelen ser menores a los alcanzados en sistemas de producción convencional (Pacini *et al.*, 2003; Rasul & Thapa, 2004; Zhen *et al.*, 2005). Por este motivo, promover la agricultura ecológica implica, además, campañas educativas para modificar los patrones de consumo ya que muchas veces las personas no están dispuestas a pagar un mayor precio para adquirir productos sin riesgo de contaminación (Rasul & Thapa, 2004).

Para la **secuencia colza/soja**, en particular, que fue la que registró los menores índices de sustentabilidad ecológica, se observó que la **Eficiencia de uso del agua**, la **Eficiencia energética** y el **Balance de energía** fueron críticos en todos los modelos de producción, principalmente por su baja **Producción de biomasa** en todas las condiciones. Además, el **Uso de plaguicidas**, con su efecto sobre la **Biodiversidad** (a nivel intrapredial) y sobre el **Agua** (a nivel externo al predio, asociado a la contaminación) se constituyeron como limitantes en el nivel tecnológico alto. Mientras que el uso de plaguicidas podría, con el conocimiento, ir mejorándose, las limitantes impuestas por una baja producción de biomasa que se registra aún con altos aportes de insumos, parecen más difíciles resolver, al menos dentro del sistema. Es claro que habría que modificar el manejo para tender a mejorar la producción de materia seca y los rendimientos sin impactar aún más sobre el ambiente. Pero además, si las ventajas de incluir esta secuencia en los sistemas productivos de Tres Arroyos, ya sea económicas como sociales o para el manejo de otros cultivos (como los cereales de invierno), son realmente importantes, podrían justificar incluir esta secuencia, con un comportamiento ecológico regular, en la medida que se haga en el marco de rotaciones más largas que contrarresten sus efectos negativos asociados a la baja producción de biomasa. Para esto, además, debería hacerse un análisis de la sustentabilidad en un plazo mayor e incluyendo las otras dimensiones de análisis.

Horlings & Marsden (2011) indican que, a nivel mundial, como formas de modernización ecológica de la agricultura han surgido dos tendencias principales. La primera, y más difundida, se basa en mejorar la eficiencia de uso de los recursos (fundamentalmente fertilizantes, plaguicidas y agua), reciclar los desechos o coproductos de un subsistema a otro, aplicar las tecnologías de la "agricultura de precisión", reemplazar insumos sintéticos por insumos orgánicos u organismos genéticamente modificados. Sus principales objetivos son reducir el impacto ambiental y, a la vez, aumentar la producción. Esta modalidad es la conocida como "**intensificación ecológica**". La segunda forma de modernización ecológica está mucho menos difundida, busca mejorar los servicios ecosistémicos provistos por la biodiversidad, ya sea a nivel de predio como de establecimiento y paisaje, y es conocida como "**agricultura ecológicamente intensiva**". Se

puede considerar que estos dos tipos de agricultura son los extremos en un continuo de alternativas posibles. Autores como Godfray *et al.* (2010) y Wezel *et al.* (2014) no hacen distinción entre ellas, pero otros encuentran diferencias importantes, fundamentalmente en cómo ven la actividad agrícola, sus objetivos y cómo perciben y manejan las interacciones entre el ambiente y la producción (Horlings & Marsden, 2011; Duru *et al.*, 2015). Estos últimos plantean que, mientras que la intensificación ecológica se basa en mejorar la eficiencia de los insumos, sustituir los más peligrosos y usualmente busca cumplir con regulaciones ambientales, la agricultura ecológicamente intensiva se basa en la biodiversidad y busca desarrollar sistemas de producción y paisajes diversificados para desarrollar servicios ecosistémicos y reducir drásticamente el uso de insumos sintéticos. Gliessman *et al.* (2007) plantean a estas variantes como distintas etapas o niveles dentro de la conversión agroecológica, en la cual, el primer paso es el incremento de la eficiencia de las prácticas convencionales para reducir el uso y consumo de insumos costosos, escasos o ambientalmente nocivos, pasando luego a sustituir las prácticas e insumos convencionales por prácticas alternativas sostenibles, posteriormente a un rediseño de los agroecosistemas para que funcionen sobre la base de un nuevo conjunto de procesos ecológicos y, finalmente, debe producirse un cambio de ética y valores que involucre al sistema alimentario en su totalidad, incluyendo a los consumidores. Yendo más lejos, otros autores han reivindicado la necesidad de reformas socioeconómicas estructurales para lograr sistemas agrarios sustentables (González de Molina & Caporal, 2013). Pengue (2016), incluso, considera imprescindible una transición socioecológica, que requiere de educación ambiental y educación política y ciudadanía (democracia ecológica), ya que afirma que sólo cuando personas con una fuerte educación ambiental se atrevan a conformar instancias de poder y propuestas políticas, será posible este cambio.

## 5- Comentarios finales.

Aplicando el camino lógico de análisis para el diseño de sistemas de indicadores propuesto por Sarandón & Flores (2009) y, a partir de información recabada en la zona, fue posible generar un sistema de indicadores para comparar la sustentabilidad ecológica de las secuencias cebada/soja, colza/soja y trigo/soja en dos áreas ecológicamente diferentes del Partido de Tres Arroyos bajo dos modelos tecnológicos.

La secuencia colza/soja resultó de menor sustentabilidad ecológica que las secuencias compuestas por un cereal de invierno en todos los modelos productivos, lo que se asoció a su baja producción de biomasa (que determinó regulares comportamientos respecto del uso del agua y la energía) y al impacto producido por el uso de plaguicidas. La posible menor

adaptación ecológica de la colza así como la producción de semillas de alto contenido energético y la menor producción de biomasa serían algunas de las causas. Las secuencias trigo/soja y cebada/soja vieron limitada su sustentabilidad, en la tecnología media, por la baja producción de biomasa (y, por lo tanto, bajas eficiencia de uso del agua, eficiencia energética y balance de energía), y en los planteos de tecnología altos, por un alto uso de herbicidas totales.

La mayor aplicación de tecnología redujo la sustentabilidad de las tres secuencias en los dos ambientes, mientras que, excepto en colza/soja con el manejo tecnológico promedio, una mejor calidad del ambiente a través de una mayor profundidad del suelo resultó en mejoras de la sustentabilidad.

Así como Blazy *et al.* (2010) plantearon la necesidad de evaluar *ex ante* las posibles innovaciones agroecológicas debido a la posibilidad de que no resulten favorables en alguna de las dimensiones de la sustentabilidad, los resultados obtenidos plantean la necesidad de evaluar la sustentabilidad de distintas secuencias de doble cultivo antes de que alcancen una mayor difusión y sustituyan a otros cultivos tradicionales en el área en consideración, y más aún, si requieren diferentes manejos tecnológicos. Las decisiones sobre el manejo de los cultivos se toman a escala de establecimiento, pero impactan sobre la sustentabilidad regional (Gutzler *et al.*, 2015). Si bien es cierto que los factores determinantes de la sustentabilidad de los agroecosistemas van modificándose entre escalas (Viglizzo *et al.*, 2004), es posible pensar que si la secuencia colza/soja sustituyera una amplia superficie de las tierras que actualmente se destinan a trigo/soja del Partido de Tres Arroyos, la sustentabilidad ecológica del Partido sería menor a la actual, y si fuese reemplazada por cebada/soja, sería mayor. De la misma manera, producir colza/soja o aún trigo/soja bajo un modelo de mayor aplicación de tecnología también reduciría la sustentabilidad del Partido, principalmente por un mayor impacto sobre la vida animal, y definitivamente esto se agudizaría al subir en la escala geográfica y también temporal.

Saber que la secuencia colza/soja es menos sustentable desde el punto de vista ecológico cuando se produce con la tecnología alta, tanto en suelos someros como profundos implica que no debería fomentarse su producción bajo esa tecnología en el Partido de Tres Arroyos. Y debiera hacerse con cautela aún cuando se maneje con la tecnología media. Además, esta evaluación debería completarse analizando las dimensiones económica y socio-cultural. Al respecto, de Prada *et al.* (2013) han resaltado la necesidad de incluir la dimensión económica en la evaluación de impacto ambiental a fin de evitar promover actividades de dudosa eficiencia en términos de resultado económico social, y también de actividades ambientalmente eficientes, pero de escaso retorno económico privado. Sería importante evaluar también otras formas de producción que intenten

minimizar los problemas asociados a la baja producción de biomasa, la escasa eficiencia en el uso del agua y al impacto por el uso de plaguicidas, reconocidos como puntos críticos a la sustentabilidad.

## 6- Bibliografía

- Abbona EA, SJ Sarandón, ME Marasas & M Astier (2007). Ecological sustainability evaluation of traditional management in different vineyard systems in Berisso, Argentina. *Agricultura, Ecosystems and Environment* 119:335-345.
- Altieri M & CI Nicholls (2007). Conversión agroecológica de sistemas convencionales de producción: teoría, estrategias y evaluación. *Ecosistemas* 16:3-12.
- Altieri MA & CI Nicholls (2000). Los impactos ecológicos de la agricultura moderna y las posibilidades de una agricultura verdaderamente sustentable. En: *Agroecología. Teoría y práctica para una agricultura sustentable*. M Altieri & CI Nicholls. Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente. Red de Formación Ambiental para América Latina y el Caribe. Serie Textos Básicos para la Formación Ambiental. México. pp 113-124.
- Altieri MA & WA Pengue (2006). La soja transgénica en América Latina. Una maquinaria de hambre, deforestación y devastación socioecológica. *Biodiversidad* 47:14-19.
- Altieri MA (1993). Sustainability and the rural poor: A Latin American perspective: En: *Food for the future: conditions and contradictions of sustainability*. P Allen (Ed.) John Wiley and Sons. New York. pp.193-209.
- Altieri MA (1994). Bases agroecológicas para una producción agrícola sustentable. *Agricultura Técnica (Chile)* 54:371-386.
- Barral MP & NO Maceira (2012). Land-use planning based on ecosystem service assessment: A case study in the Southeast Pampas of Argentina. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 154:34-43.
- Bejarano Ávila JA (1998). Desarrollo sostenible: un enfoque económico con una extensión al sector agropecuario. Colección de documentos IICA. Serie Competitividad N°4. IICA – ACT Colombia.
- Blazy JM, P Tixier, A Thomas, H Ozier-Lafontaine, F Salmon (2010). BANAD: A farm model for *ex ante* assessment of agro-ecological innovations and its application to banana farms in Guadeloupe. *Agricultural Systems* 103:221-232.
- Bockstaller C, P Girardin & HMG van del Werf (1997). Use of agro.ecological indicators for the evaluation of farming systems. *European Journal of Agronomy* 7:261-270.
- Bonny S (2016). Genetically modified herbicide-tolerant crops, weeds and herbicides: overview and impact. *Environmental Management* 57:31-48.
- Borda MR (2016). Las sequías históricas. Chacra Experimental Integrada Barrow. Disponible en: <http://anterior.inta.gov.ar/f/?url=http://anterior.inta.gov.ar/barrow/info/documentos/agrometeo/index.htm> Último acceso: octubre de 2017.
- Brookes G & P Barfoot (2015). Environmental impacts of genetically modified (GM) crops use 1996-2013: Impacts on pesticide use and carbon emissions. *GM Crops & Food* 6:103-133.
- Cabrini SM & CP Calcaterra (2009). Sistemas de Producción en el Partido de Pergamino. Valoración Económica del Impacto sobre la Capacidad Productiva de los Suelos. Publicación INTA N°12, Estación Experimental. Agropecuaria Pergamino. Disponible en: Último acceso: junio de 2015.



- Cabrini SM & CP Calcaterra (2016). Modelling economic-environmental decision making for agricultural land use in Argentinean Pampas. *Agricultural Systems* 143:183-194.
- Calzolari C, F Ungaroa, N Filippi, M Guermandi, F Malucelli, N Marchi, F Staffilani & P Tarocco (2016). A methodological framework to assess the multiple contributions of soils to ecosystem services delivery at regional scale. *Geoderma* 261:190-203.
- CASAFE (2013). Cámara de Sanidad Agropecuaria y Fertilizantes. Mercado argentino de productos fitosanitarios / Año 2011 vs 2012. Disponible en: <http://www.casafe.org/publicaciones/estadisticas/> Último acceso: marzo de 2016.
- Casas R (2006). Preservar la calidad y salud de los suelos: una oportunidad para la Argentina. Academia Nacional de Agronomía y Veterinaria, Anales Tomo LX:37-58.
- CAWMA (2007). Comprehensive Assessment of Water Management in Agriculture. Water for food, water for life. A comprehensive assessment of water management in agriculture. D. Molden (Ed.). Londres, Earthscan y Colombo: Instituto Internacional del Manejo del Agua. 48 pp. Disponible en: [http://www.iwmi.cgiar.org/assessment/files\\_new/synthesis/Summary\\_SynthesisBook.pdf](http://www.iwmi.cgiar.org/assessment/files_new/synthesis/Summary_SynthesisBook.pdf). Último acceso: abril de 2016.
- Chamorro AM, R Bezus, SI Golik & AE Pellegrini (2015). Sustentabilidad ecológica de secuencias de doble cultivo bajo dos manejos en La Plata, Provincia de Buenos Aires, Argentina. Actas del V Congreso Latinoamericano de Agroecología, La Plata, Buenos Aires. pp.1-5.
- Constanza R & HE Daly (1992) Natural capital and sustainable development. *Conservation Biology* 6:37-46.
- de Olde EM, FW Oudshoorn, CAG Sørensen, EAM Bokkers & IJM de Boer (2016b). Assessing sustainability at farm-level: Lessons learned from a comparison of tools in practice. *Ecological Indicators* 66:391-404.
- de Olde EM, FW Oudshoorn, EAM Bokkers, A Stubsgaard, CAG Sørensen & IJM de Boer (2016a). Assessing the sustainability performance of organic farms in Denmark. *Sustainability* 8, 957. doi:10.3390/su8090957. 20 pp.
- de Prada JD, HA Gil, CI Pereyra & VH Becerra (2013). La inclusión de la dimensión económica en la Evaluación de Impacto Ambiental. *Revista de Investigaciones Agropecuarias* 39:259-266.
- Dellepiane AV & SJ Sarandón (2011). Evaluación de la sustentabilidad en establecimientos hortícolas convencionales y orgánicos en la zona de La Plata. *Cadernos de Agroecología* 6, 5pp.
- Dellepiane AV, GE Sánchez Vallduví & LN Tamagno (2015). Sustentabilidad del monocultivo e intercultivo de *Helianthus annuus* L. (girasol) con *Trifolium pratense*, *Trifolium repens* o *Lotus corniculatus* en La Plata, Argentina. Evaluación mediante indicadores. *Revista de la Facultad de Agronomía, La Plata*, 114:85-94.
- Devine GJ, D Eza, E Ogusuku & MJ Furlong (2008). Uso de insecticidas: contexto y consecuencias ecológicas. *Revista Peruana de Medicina Experimental y Salud Pública* 25:74-100.
- Duru M, O Therond & M Fares (2015). Designing agroecological transitions: a review. *Agronomy for Sustainable Development* 35:1237-1257.
- Ehlers E (1994). Agricultura sustentável: Orígenes e perspectivas de un novo Paradigma. Livros da Terra. Sao Paulo, Brasil. 116 pp
- Ernst O (2004). Leguminosas como cultivo de cobertura. *Informaciones Agronómicas del Cono Sur (INPOFOS)* 21:16-21.
- Falkenmark M, CM Finlayson & LJ Gordon (2007). Agriculture, water, and ecosystems: avoiding the costs of going too far. En: *Water for Food, Water for Life*. D Molden (Ed.). Earthscan, London

- and International Water Management Colombo Institute. pp 233-277. Disponible en: <http://www.iwmi.cgiar.org/assessment/Publications/books.htm>. Último acceso: abril de 2016.
- FAO (2002). Organización de las Naciones Unidas para la agricultura y la alimentación. Captura de carbono en los suelos para un mejor manejo de la tierra. Informe sobre recursos mundiales de suelos 96. Roma. 65pp. Disponible en: <ftp://ftp.fao.org/docrep/fao/004/y2779S/y2779s00.pdf> Último acceso: mayo de 2014.
- Ferraro DO, CM Ghera, GA Sznajder (2003). Evaluation of environmental impact indicators using fuzzy logic to assess the mixed cropping systems of the Inland Pampa, Argentina. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 96:1-18.
- Flores CC & SJ Sarandón (2002). ¿Racionalidad económica versus sustentabilidad ecológica? El ejemplo del costo oculto de la pérdida de fertilidad del suelo durante el proceso de agriculturización en la región pampeana argentina. *Revista de la Facultad de Agronomía, La Plata* 105:52-67.
- Flores CC & SJ Sarandón (2015). Evaluación de la sustentabilidad de un proceso de transición agroecológica en sistemas de producción hortícolas familiares del Partido de La Plata, Buenos Aires, Argentina. *Revista de la Facultad de Agronomía, La Plata*, 114:52-66.
- Flores CC (2012). Evaluación de la sustentabilidad de un proceso de transición agroecológica en sistemas de producción hortícolas familiares del Partido de La Plata, Buenos Aires, Argentina. M Sc Tesis. Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales. Universidad Nacional de La Plata. Argentina. 288 pp
- Frank FC (2007). Impacto agro-ecológico del uso de la tierra a diferentes escalas en la región pampeana argentina. M Sc Tesis, Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Mar del Plata, Balcarce, Argentina. 164 pp.
- Ghera CM, DO Ferraro, M Omacini, MA Martínez-Ghera, S Perelman, EH Satorre & A Soriano (2002). Farm and landscape level variables as indicators of sustainable land-use in the Argentine Inland-Pampa. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 93:279-293.
- Giuliano S, MR Ryan, G Véricel, G Rametti, F Perdrieux, E Justes & L Alletto (2016). Low-input cropping systems to reduce input dependency and environmental impacts in maize production: a multi-criteria assessment. *European Journal of Agronomy* 76:160-175.
- Gliessman SR (2001). A energética dos agroecosistemas. En: *Agroecología. Processos ecológicos em agricultura sustentável*. SR Gliessman. Segunda Edición. Editora da Universidade. Rio Grande do Sul. Brasil. pp 509-538.
- Gliessman SR (2002). *Agroecología. Procesos ecológicos y agricultura sostenible*. CR. Catie, Turrialba. Costa Rica. 359 pp.
- Gliessman SR, FJ Rosado-May, C Guadarrama-Zugasti, J Jedlicka, A Cohn, VE Mendea, R Cohen, L Trujilla C Bacon & R Jaffe (2007). *Agroecología: promoviendo una transición hacia la sostenibilidad*. *Ecosistemas* 16:13-23.
- Godfray HCJ, JR Beddington, IR Crute, L Haddad, D Lawrence, JF Muir, J Pretty, S Robinson, SM Thomas & C Toulmin (2010). Food security: the challenge of feeding 9 billion people. *Science* 327:812-818.
- González de Molina M & FR Caporal (2013). *Agroecología y política. ¿Cómo conseguir la sustentabilidad? Sobre la necesidad de una agroecología política*. *Agroecología* 8:35-43.
- Gregory PJ, JSI Ingram, R andersson, RA Betts, V Brovkin, TN Chase, PR Grace, AJ Gray, N Hamilton, TB Hardy, SM Howden, A Jenkins, M Meybeck, M Olsson, I Ortiz-Monasterio, CA Palm, TW Payn, M Rummukainen, RE Schulze, M Thiem, C Valentin & MJ Wilkinson (2002).

- Environmental consequences of alternative practices for intensifying crop production. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 88:279-290.
- Gutzler C, K Helming, D Balla, R Dannowski, D Deumlich, M Glemnitz, A Kierin, W Mirschel, C Nendel, C Paul, S Sieber, U Stachow, A Starick, R Wieland, A Wurbs & P Zander (2015). Agricultural land use changes – a scenario-based sustainability impact assessment for Brandenburg, Germany. *Ecological Indicators* 48:505-517.
- Harte MJ (1995). Ecology, sustainability, and environment as capital. *Ecological Economics* 15:157-164.
- Hauggaard-Nielsen H, M Gooding, P Ambus, G Corre-Helloy, Y Crozat, C Dahlamann, A Dibet, P von Fragstein, A pristeri, M Monti & ES Jensen (2009). Pea-barley intercropping for efficient symbiotic N<sub>2</sub>-fixation, soil N acquisition and use of other nutrients in European organic cropping systems. *Field Crops Research* 113:64-71.
- Horlings LG & TK Marsden (2011). Towards the real green revolution? Exploring the conceptual dimensions of a new ecological modernization of agriculture that could “feed the world”. *Global Environmental Change* 21:441–452. doi:10.1016/j.gloenvcha.2011.01.004
- Iriarte LB & OE Valetti (2006). El cultivo de colza en la Argentina. *Aceites & Grasas XVI* (4) N°65:646-650.
- Iriarte LB & OE Valetti (2008). Cultivo de colza. C.A. de Buenos Aires. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. 152 pp.
- Iriarte LB & ZB López (2014). El cultivo de colza en Argentina. Situación actual y perspectivas. Actas del 1° Simpósio Latino Americano de Canola. Passo Fundo, RS, Brasil. 7pp. Disponible en: <http://www.cnpt.embrapa.br/slac/cd/pdf/Iriarte%20-%20Desarrollo%20del%20cultivo%20de%20colza%20en%20Argentina....pdf>. Último acceso: diciembre de 2014.
- Iriarte LB (2016). Cultivo de colza. Disponible en: [http://www.atodotriqo.com.ar/presentaciones/Liliana%20Iriarte%20-%20Cultivos%20de%20Colza\\_590398.pdf](http://www.atodotriqo.com.ar/presentaciones/Liliana%20Iriarte%20-%20Cultivos%20de%20Colza_590398.pdf). Último acceso: septiembre de 2016.
- Korsahth A & R Eltun (2000). Nitrogen mass balances in conventional, integrated and ecological cropping systems and the relationship between balance calculations and nitrogen runoff in an 8-year field experiment in Norway. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 79:199-214.
- Kovach J, C Petzoldt, J Degni & J Tette (1992). A method to measure the environmental impact of pesticides. *New York's Food and Life Sciences Bulletin* 139:1–8. Disponible en: <http://www.nysipm.cornell.edu/publications/EIQ/default.asp>. Último acceso: diciembre de 2012.
- Krüger H, R Agamennoni, J Couderc, A Fernández Mayer, MS González Ferrin, S Lagrange, R López, H Pelta, C Presa, S Venanzi & M Vigna (2009a). Sustentabilidad socio-económica de explotaciones agropecuarias del sur de la provincia de Buenos Aires. Resultados preliminares de la prueba de indicadores. VI Jornadas Interdisciplinarias de Estudios Agrarios y Agroindustriales. CIEA. Facultad de Ciencias Económicas, UBA. Buenos Aires. Disponible en: [http://inta.gob.ar/sites/default/files/script-tmp-inta-sustentabilidad\\_socioeconomica\\_pcia\\_buenos\\_aires.pdf](http://inta.gob.ar/sites/default/files/script-tmp-inta-sustentabilidad_socioeconomica_pcia_buenos_aires.pdf). Último acceso: octubre de 2015.
- Krüger H, S Lagrange, R López, C Presa & S Venanzi (2009b). Sustentabilidad ambiental de explotaciones agropecuarias del sur de la provincia de Buenos Aires. Diagnóstico preliminar basado sobre la aplicación del modelo *AgroEcoIndex*<sup>®</sup>. VI Jornadas Interdisciplinarias de Estudios Agrarios y Agroindustriales. CIEA. Facultad de Ciencias Económicas, UBA. Buenos Aires. Disponible en: [http://inta.gob.ar/sites/default/files/script-tmp-inta-sustentabilidad\\_ambiental\\_de\\_explotaciones\\_agrop.pdf](http://inta.gob.ar/sites/default/files/script-tmp-inta-sustentabilidad_ambiental_de_explotaciones_agrop.pdf). Último acceso: octubre de 2015.

- Küstermann B, JC Munch & K Hülsbergen (2013). Effects of soil tillage and fertilization on resource efficiency and greenhouse gas emissions in a long-term experiment in Southern Germany. *European Journal of Agronomy* 49:61-73.
- Lechenet M, V Bretagnolle, C Bockstaller, F Boissinot, M-S Petit, S Petit & MN Munier-Jolain (2014). Reconciling pesticide reduction with economic and environmental sustainability in arable farming. *PLoS ONE* 9(6), e97922.
- Lefroy RDB, H Bechstedt & M Rais (2000). Indicators for sustainable land management based on farmer surveys in Vietnam, Indonesia, and Thailand. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 81:137-146.
- Lien G, JB Hardaker & O Flaten (2007). Risk and economic sustainability of crop farming systems. *Agricultural Systems* 94:541-552.
- MacWilliam S, D Sanscartier, R Lemke, M Wismer & V Baron (2016). Environmental benefits of canola production in 2010 compared to 1990: a life cycle perspective. *Agricultural Systems* 145:106-115.
- Manlay RJ, C Feller & MJ Swift (2007). Historical evolution of soil organic matter concepts and their relationships with the fertility and sustainability of cropping systems. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 119:217-233.
- Manuel-Navarrete D, GC Gallopín, M Blanco, M Díaz-Zorita, DO Ferraro, H Herzer, P Laterra, MR Murmis, GP Podestá, J Rabinovich, EH Satorre, F Torres & EF Viglizzo (2009). Multi-causal and integrated assessment of sustainability: the case of agriculturization in the Argentine Pampas. *Environment, Development and Sustainability* 11:621-638.
- Martínez-Ghersa MA (2011). Consecuencias ambientales del uso de pesticidas. *Ciencia Hoy* 21:30-35.
- MEA (2005). Millennium Ecosystem Assessment. *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Island Press, Washington, DC. 155 pp. Disponible en: <http://www.unep.org/maweb/documents/document.356.aspx.pdf> . Último acceso: abril de 2016.
- Mengo RI (2008). República Argentina: Impacto social, ambiental y productivo de la expansión sojera. Disponible en: <http://www.biodiversidadla.org/layout/set/print/content/view/full/39378> . Último acceso: diciembre de 2008.
- Micucci F & C Álvarez (2003). El agua en los cultivos extensivos III: Impacto de las prácticas de manejo sobre la eficiencia de uso del agua. *Archivo agronómico* N° 8. *Informaciones Agronómicas del Cono Sur (INPOFOS)* N° 20. 4pp.
- Moldan M, S Janoušková & T Hák (2012). How to understand and measure environmental sustainability: indicators and targets. *Ecological Indicators* 17:4-13.
- Moreno MM, C Lacasta, R Meco & C Moreno (2011). Rainfed crop energy balance of different farming systems and crop rotations in a semi-arid environment: Results of a long-term trial. *Soil and Tillage Research* 114:18-27.
- Norsworthy JK, SM Ward, DR Shaw, RS Llewellyn, RL Nichols, TM Webster, KW Bradley, G Frisvold, SB Powles, NR Burgos, WW Witt & Michael Barrett (2012) Reducing the risks of herbicide resistance: best management practices and recommendations. *Weed Science* 60:31–62.
- Pacini C, A Wossink, G Giesen, C Vazzana & R Huirne (2003). Evaluation of sustainability of organic, integrated and conventional farming systems: a farm and field-scale analysis. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 95:273-288.
- Pengue W (2004). Producción agroexportadora e (in)seguridad alimentaria: el caso de la soja en Argentina. *Revista Iberoamericana de Economía Ecológica* 1:46-55.

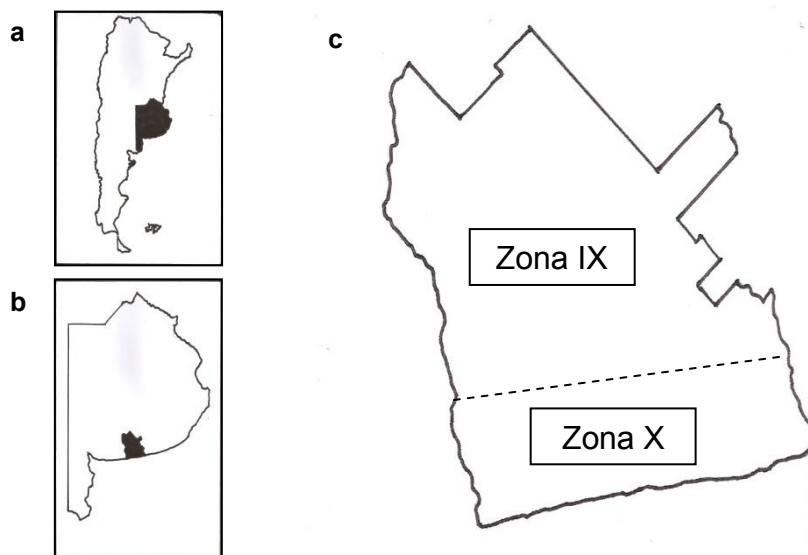
- Pengue W (2005). Agricultura industrial y transnacionalización en América Latina. ¿La transgénesis de un continente? PNUMA. Serie Textos Básicos para la Formación Ambiental. México. 221 pp.
- Pengue W (2009a). Agrocombustibles y agroalimentos. Considerando las externalidades de la mayor encrucijada el siglo XXI. *Agroecología* 4:79-89.
- Pengue W (2009b). Cuestiones económico-ambientales de las transformaciones agrícolas en las Pampas. *Problemas del Desarrollo. Revista Latinoamericana de Economía* 40:137-161.
- Pengue W (2014). Suelos, huellas de nutrientes y estabilidad ecosistémica. *Fronteras* 13:1-18.
- Pengue W (2016). Recursos, transición socioecológica y política ambiental. *Fronteras* 14:17-37.
- Piedra-Muñoz L, E Galdeano-Gómez & JC Pérez-Mesa (2016). Is sustainability compatible with profitability? An empirical analysis on family farming activity. *Sustainability* 8, doi:10.3390/su8090893. pp 1-15.
- Ponisio LC & PR Ehrlich (2016). Diversification, yield and a new agricultural revolution: problems and prospects. *Sustainability* 8, 1118; doi:10.3390/su8111118.
- Pratibha G, I Srinivas, KV Rao, BMK Raju, CR Thyagaraj, GR Korwar, B Venkateswarlu, AK Shanker, DK Choudhary, KS Rao & C Srinivasarao (2015). Impact of conservation agriculture practices on energy use efficiency and global warming potential in rainfed pigeonpea-castor systems. *European Journal of Agronomy* 66:30-40.
- Rasul G & GB Thapa (2004). Sustainability of ecological and conventional agricultural systems in Bangladesh: an assessment based on environmental, economic and social perspectives. *Agricultural Systems* 79:327-351.
- Sarandón SJ & CC Flores (2009). Evaluación de la sustentabilidad en agroecosistemas: una propuesta metodológica. *Agroecología* 4:19-28.
- Sarandón SJ & CC Flores (2014a). La insustentabilidad del modelo de agricultura actual. En: *Agroecología: bases teóricas para el diseño y manejo de agroecosistemas sustentables*. S. Sarandón & C Flores (Ed.). Editorial de la Universidad de La Plata. Argentina. pp 13-41. Disponible en: <http://sedici.unlp.edu.ar/handle/10915/37280>. Último acceso: marzo de 2015.
- Sarandón SJ & CC Flores (2014b). La agroecología: el enfoque necesario para una agricultura sustentable. En: *Agroecología: bases teóricas para el diseño y manejo de agroecosistemas sustentables*. S. Sarandón & C Flores (Ed.). Editorial de la Universidad de La Plata. Argentina. pp 42-69. Disponible en: <http://sedici.unlp.edu.ar/handle/10915/37280>. Último acceso: marzo de 2015.
- Sarandón SJ (2002). El desarrollo y uso de indicadores para evaluar la sustentabilidad de los agroecosistemas. En: *Agroecología. El camino hacia una agricultura sustentable*. SJ Sarandón (Ed.) Ediciones Científicas Americanas. La Plata. Argentina. pp 323-414.
- Sarandón SJ, CC Flores, A Gargoloff & ML Blandi (2014). Análisis y evaluación de agroecosistemas: construcción y aplicación de indicadores. En: *Agroecología: bases teóricas para el diseño y manejo de agroecosistemas sustentables*. S. Sarandón & C Flores (Ed.). Editorial de la Universidad de La Plata. Argentina. pp 375-410. Disponible en: <http://sedici.unlp.edu.ar/handle/10915/37280>. Último acceso: marzo de 2015.
- Sarandón SJ, MS Zuluaga, R Cieza, C Gómez, L Janjetic & E Negrete (2006). Evaluación de La sustentabilidad de sistemas agrícolas de fincas en Misiones, Argentina, mediante el uso de indicadores. *Agroecología* 1:19-28.
- SCDB (2008). Secretaría del Convenio sobre Diversidad Biológica Sitio Web del Programa de Diversidad Biológica Agrícola. Disponible en <http://www.cbd.int/agro/>. Ultimo acceso: septiembre de 2013.

- Shiva V (1991). "Miracle seeds" and the destruction of genetic diversity. En: The violence of the green revolution. Third World Agriculture, Ecology and Politics. Third World Network, Penang, Malaysia. pp 61-102.
- Stupino SA, MJ Iermanó, NA Gargoloff & MM Bonicatto (2014). La biodiversidad en los agroecosistemas. En: Agroecología: bases teóricas para el diseño y manejo de agroecosistemas sustentables. S. Sarandón & C Flores (Ed.). Editorial de la Universidad de La Plata. Argentina. pp 131-158. Disponible en: <http://sedici.unlp.edu.ar/handle/10915/37280>. Último acceso: marzo de 2015.
- Tellarini V & F Caporali (2000). An input/output methodology to evaluate farms as sustainable agroecosystems: an application of indicators to farms in central Italy. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 77: 111–123
- Tuomisto HL, ID Hodge, P Riordan & DW Macdonald (2012). Comparing energy balances, greenhouse gas balances and biodiversity impacts of contrasting farming systems with alternative land uses. *Agricultural Systems* 108:42-49.
- Tzilivakis J, DJ Warner, M May, LA Lewis & K Jaggard (2005a). An assessment of the energy inputs and greenhouse gas emissions in sugar beet (*Beta vulgaris*) production in the UK. *Agricultural Systems* 85:101-109.
- Tzilivakis J, K Jaggard, KA Lewis, M May & DJ Warne (2005b). Environmental impact and economic assessment for UK sugar beet production systems. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 107:341-358.
- UICN (1997). Unión Mundial para la Naturaleza. Mapeo analítico, relexivo y participativo de la sostenibilidad. MARPS. Preparado por A Imbach, E Dudley, N Ortiz & H Sánchez. Disponible en: <https://idl-bnc.idrc.ca/dspace/bitstream/10625/54757/1/IDL-54757.pdf>. Último acceso: septiembre de 2016.
- Viglizzo EF, AJ Pordomingo, MG Castro, & FA Lértora (2003). Environmental assessment of agriculture at a regional scale in the Pampas of Argentina. *Environmental Monitoring and Assessment* 87:169-195.
- Viglizzo EF, AJ Pordomingo, MG Castro, F Lértora & JN Bernardos (2004). Scale-dependent controls on ecological functions in agroecosystems of Argentina. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 101:39-51.
- Viglizzo EF, F Frank, J Bernardos, DE Buschiazzi & 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 EF, F Lértora, AJ Pordomingo, JN Bernardos, ZE Roberto & H Del Valle (2001). Ecological lessons and applications from one century of low external-input farming in the pampas of Argentina. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 83:65-81.
- Viglizzo EF, JM Paruelo, P Láterra & EG Jobbágy (2012). Ecosystem service evaluation to support land-use policy. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 154:78-84.
- WCED (1984) World Commission on Environment and Development. Our common future. Disponible en: <http://www.un-documents.net/our-common-future.pdf>. Último acceso: septiembre de 2016.
- Wezel A, M Casagrande, F Celette, J Vian, A Ferrer & J Peigné (2014). Agroecological practices for sustainable agriculture. A review. *Agronomy for Sustainable Development* 34:1-20.
- Wolansky MJ (2011). Plaguicidas y salud humana. *Ciencia Hoy* 21:23-29.
- Zazo F, CC Flores & SJ Sarandón (2011). El "costo oculto" del deterioro del suelo durante el proceso de "sojización" en el Partido de Arrecifes, Argentina. *Revista Brasileira de Agroecologia* 6:3-20.

- Zentner RP, P Basnyat, SA Brandt, AG Thomas, D Ulrich, CA Campbell, CN Nagy, B Frick, R Lemke, SS Malhi & MR Fernández (2011). Effects of input management and crop diversity on non-renewable energy use efficiency of cropping systems in the Canadian Prairie. *European Journal of Agronomy* 34:113-123.
- Zhen L, JK Routray, MA Zoesbisch, G Chen, G Xie & S Cheng (2005). Three dimensions for sustainability of farming practices in the North China Plain. A case study from Ningjin County of Shandong Province, PR China. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 105:507-522.

**Anexo 1****Caracterización del Partido de Tres Arroyos (provincia de Buenos Aires, Argentina)**

El Partido de Tres Arroyos se ubica en el sur-sur este de la provincia de Buenos Aires. Las coordenadas de la ciudad de Tres Arroyos (cabecera del Partido) son: 38,3763 LS y 60,2781 LO. Limita al oeste con el Partido de Coronel Dorrego, al noroeste con el Partido de Coronel Pringles, al norte y noreste con el Partido de Adolfo González Chaves, al este con el Partido de San Cayetano y al sur con el litoral costero del Océano Atlántico, desarrollando una línea de costa de aproximadamente 100 Km de extensión. Según el Instituto Geográfico Militar posee una superficie de 5861 Km<sup>2</sup> (5963 Km<sup>2</sup> según la Dirección de Geodesia de la provincia de Buenos Aires).



**Figura 1:** Ubicación de la provincia de Buenos Aires en la República Argentina (a), y del Partido de Tres Arroyos en la provincia de Buenos Aires (b). Identificación de las dos zonas bajo análisis (c): zona IX o de suleos someros y zona X o de suelos profundos.

Se encuentra dentro de la gran unidad geomorfológica de la Pampa Austral, delimitada por los sistemas serranos de Tandilia y Ventania, el litoral medanoso y la depresión de Laprida-Juárez. El paisaje presenta extensas llanuras suavemente onduladas, a veces muy marcadas, caracterizadas por la presencia de una losa de tosca entre los 50 y 100 cm de profundidad, sobre la que se agrega el manto loésico post pampeano de espesor variable. En algunos sectores ondulados, los materiales adquieren textura arenosa que reconoce un origen eólico, alcanzando una potencia notablemente más importante que la del manto loésico. En las lomas, pendientes y bajos de las planicies onduladas se desarrollan



*Argiudoles típicos*. Las fases someras se localizan en las partes más altas de las lomadas, donde los mantos de tosca se hallan cercanos a la superficie. Los *Hapludoles típicos* se asientan en sectores fuertemente ondulados, ocupando las partes más elevadas, y se relacionan con materiales arenosos de granulometría fina. Por su parte, los suelos hidromórficos y alcalinos (*Natracuoles típicos*, *Natracualfes típicos* y *Natralboles típicos*) se localizan en los ambientes definidamente bajos en los que se acumula agua (SAGyP, INTA, CIRN, 1989).

En los sectores centro y oeste del Partido, con el 39,2% de su superficie, unas 230161 ha, el paisaje está conformado por lomas muy amplias, de morfología plana a suavemente ondulada, que no presentan afloramientos de tosca importantes a pesar de la escasa profundidad a la que se encuentra la misma. El suelo es una asociación de *Argiudol típico*, fino, localizado en los sectores cóncavos de las ondulaciones, con un *Argiudol típico*, somero, en las pendientes y *Hapludol típico* ocupando las partes más elevadas. Son suelos que presentan como principal limitante la existencia de tosca subsuperficial y, por lo tanto, son susceptibles a erosión eólica en los sectores más expuestos. El índice de productividad (IP) de esta unidad edáfica es de 74, lo que la define como un área con aptitud agrícola de alta productividad (SAGyP, INTA, CIRN, 1989).

Hacia el sur del Partido, ocupando un 22,5% de su superficie, con 131638 ha, el paisaje está constituido por lomas altas planas de expresión regional, generalmente de buen drenaje, con lagunas o cubetas de distribución uniforme. Los suelos corresponden a una asociación de *Argiudol típico*, franco fino, ubicado en las áreas planas, con *Hapludol tptonatrico* en las lomas y *Natracuol típico*, somero, en las vías de escurrimiento y depresiones. Como limitaciones presenta escasa profundidad en las áreas de posición relativa más elevada, en las que la costra calcárea se encuentra cercana a la superficie, y alcalinidad sódica a más de 50 cm de profundidad y peligro de anegamiento en los bajos. El índice de productividad es 57 por lo que se consideran tierras aptas para el desarrollo de actividades agrícola-ganaderas (SAGyP, INTA, CIRN, 1989).

La zona en que se encuentra el Partido de Tres Arroyos se caracteriza por un régimen hídrico subhúmedo seco. La precipitación anual es de 741 mm (promedio 1924-2000), disminuyendo en el sentido este-oeste y aumentando hacia el sur, en que el promedio de los últimos 15 años es de 825 mm. La temperatura media anual histórica (1924-2000) es de 14,9°C, la temperatura media del mes más cálido (enero), 22,8°C y la del mes más frío (julio), 7,6°C. El período libre de heladas es de 172 día, con heladas que van desde fines de abril hasta principios de noviembre. La humedad relativa media anual es de 69%, los meses más húmedos son mayo, junio y julio con 80% y los más secos, diciembre y enero con 55%. El déficit hídrico anual potencial oscila entre 229 y 255 mm (diferencia entre lluvias y

evaporación potencial), con mayor significancia en los meses de noviembre, diciembre y enero, donde se concentra el 90% del déficit. Esta situación se agrava por el hecho de que los suelos del área son poco profundos por la presencia de tosca, limitando la capacidad de almacenaje de agua que permita a los cultivos sortear deficiencias de precipitaciones (Báez, 2002a, 2002b).

Las condiciones meteorológicas normales registradas en la Chacra Experimental Integrada Barrow se presentan en la Tabla 1.

**Tabla 1:** Condiciones meteorológicas normales (período 1938-2006) registradas en la Estación Meteorológica de la Chacra Experimental Integrada Barrow (Tres Arroyos, Buenos Aires, Argentina)

	Lluvias (mm)	Humedad relativa %	Temperatura abrigo (°C)			Número de heladas	Horas de sol	Temperatura mínima 5 cm (°C)
			media	máxima	mínima			
<b>Enero</b>	70,7	54	22,8	29,2	13,2	0,0	9,9	11,7
<b>Febrero</b>	70,8	63	21,7	27,8	12,8	0,0	9,2	11,3
<b>Marzo</b>	82,7	67	19,0	24,9	11,3	0,1	8,0	9,9
<b>Abril</b>	68,9	73	14,6	20,4	7,6	1,3	6,5	6,1
<b>Mayo</b>	54,7	77	11,1	16,2	5,1	4,3	5,0	3,7
<b>Junio</b>	42,9	80	8,1	12,7	2,7	8,5	4,2	4,5
<b>Julio</b>	41,1	79	7,5	12,5	2,2	9,9	4,5	1,0
<b>Agosto</b>	40,7	74	9,0	14,3	2,5	9,0	5,5	1,2
<b>Septiembre</b>	54,2	69	11,4	16,9	4,0	6,0	6,3	2,6
<b>Octubre</b>	72,1	70	14,5	19,7	6,5	2,2	7,5	5,4
<b>Noviembre</b>	78,5	65	17,9	23,5	9,1	0,7	9,0	8,0
<b>Diciembre</b>	80,5	57	20,9	26,9	11,6	0,1	9,6	10,3
<b>TOTAL</b>	757,8					42		

Fuente: Borda (2008)

La vegetación original corresponde al Distrito Pampeano Austral, se caracteriza por ser una estepa gramínea denominada "flechillar", dominada frecuentemente por grandes matas de especies del género *Stipa* (*Nasella*). Diversas comunidades, muy ricas en Poáceas, cubren prácticamente todo el territorio, las especies más destacadas son: *Stipa neesiana*, *S. tenuis*, *S. trichotoma*, *S. tenuissima*, *S. filiculmis*, *Poa ligularis*, *Piptochaetium napostense*, *P. montevidensis*, *Melica macra*, *Hordeum pusillum* y *Bromus brevis* entre muchas otras (Cabrera, 1976).

El sistema productivo tradicional en la zona es agrícola-ganadero. La actividad ganadera más importante es la de ciclo completo, siguiendo la cría y la invernada. Los cultivos tradicionales son el trigo y el girasol y, en menor medida, maíz y cebada cervecera (Báez, 2002a, 2002b).

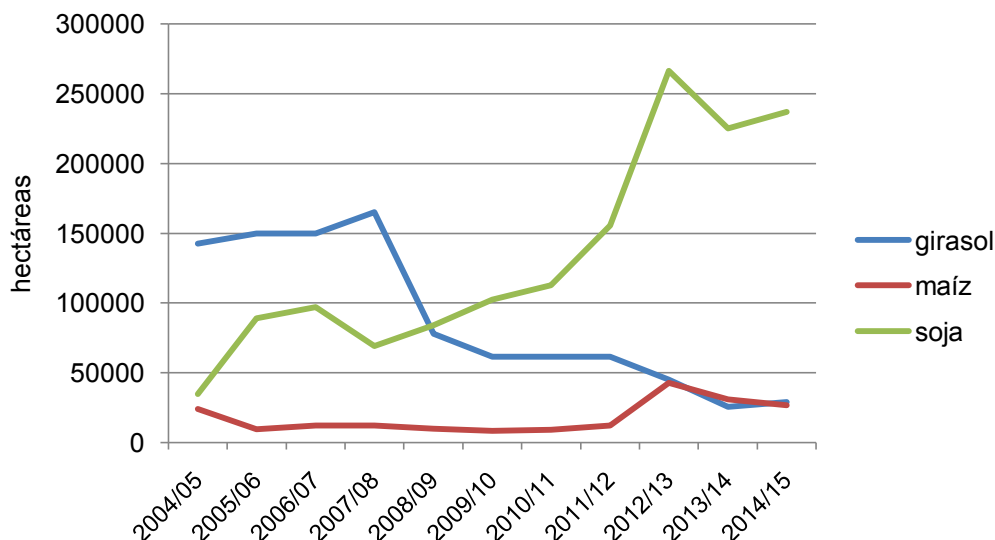
Estos sistemas, a partir de la década del '80 comenzaron a sufrir una profunda transformación con una tendencia a prolongar los ciclos agrícolas con respecto al período de

uso ganadero y con la incorporación de nuevas superficies a la actividad agrícola. Mientras que la ocupación del suelo por los cultivos de cosecha a inicios de la década del '80 se encontraba cercana al 60%, en la actualidad supera el 80% de la superficie total de los establecimientos promedio (Forján, 2005).

La mejor rentabilidad de la agricultura con respecto a la ganadería con un rápido retorno de la inversión, el notable avance logrado en la tecnología de todos los cultivos (mejora genética, herbicidas específicos, mayor empleo de fertilizantes) y los ciclos climáticos favorables, fueron en mayor o menor medida los factores que influyeron para que se produzca este proceso de agriculturización. Paralelamente, también incidió la reducción del tamaño de las unidades productivas y la generalización del manejo a cargo de contratistas y arrendatarios (la mayoría de los contratos tienen una duración anual), que se dedican esos suelos a los cultivos agrícolas (Forján, 2005).

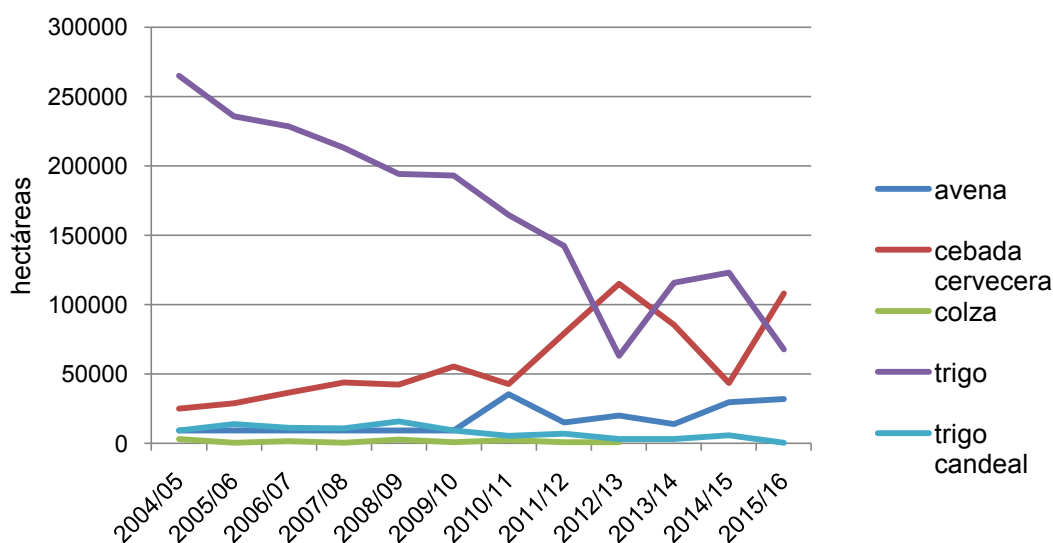
Por otro lado, el aumento de la superficie asignada a cultivos de cosecha ha estado acompañado por la incorporación en las secuencias, de cultivos de verano (primero girasol, luego maíz y en los últimos años, soja), lo cual ha hecho que se ocupara el suelo en momentos del año que no era común hacerlo. Si bien el área ocupada con pasturas implantadas perennes se ha mantenido, la superficie mantenida como campo natural se ha reducido (Forján, 2005).

Este proceso es similar al ocurrido en toda la región pampeana, en que el proceso de agriculturización, donde la soja fue la gran protagonista, se produjo conjuntamente con importantes cambios tecnológicos y productivos. En esta zona, si bien la agricultura ha sido, y aún es, más diversificada, la adaptación de variedades de soja de grupos de madurez más cortos, rendimientos mejorados y menores costos de implantación del cultivo la presentan como la alternativa más rentable, lo cual la ha convertido en el principal cultivo de los sistemas agrícolas de la región (Figura 2). Su predominancia en las siembras de verano se registra tanto en siembras de primera como de segunda.



**Figura 2:** Evolución de la superficie implantada (ha) con cultivos de cosecha gruesa en el Partido de Tres Arroyos (provincia de Buenos Aires, Argentina). Período 2004/5 - 2014/15. (Fuente: SIIA, 2017)

Paralelamente, los cultivos de cosecha fina han disminuido su siembra, particularmente el trigo, que viene enfrentando situaciones comerciales problemáticas en los últimos años. Frente a esta situación, los productores han buscado otras opciones de diversificación de la producción, lo cual resultó en el incremento del área sembrada de otros cultivos de cosecha fina, particularmente la cebada cervecedera, y en mucho menor medida, la colza (Figura 3)



**Figura 3:** Evolución de la superficie implantada (ha) con cultivos de cosecha fina en el Partido de Tres Arroyos (provincia de Buenos Aires, Argentina). Período 2004/5 - 2015/16. (Fuente: SIIA, 2017)

De esta manera, los antecesores de los cultivos de segunda han ido cambiando. Es así como en la zona de influencia de la Chacra Experimental Integrada Barrow, el principal antecesor de la soja de segunda en la campaña 2012/13 fue la cebada en un 78% de los casos, trigo en un 16%, avena grano 4% y colza 2% (Domenech *et al.*, 2013)

## Bibliografía

- Báez A (2002a). Caracterización del área de la CEI Barrow según las zonas agroecológicas definidas en el Proyecto AgroRADAR. Fundamentales unidades homogéneas a la hora de definir los sistemas de producción. Zona IX. Disponible en: [www.inta.gov.ar/barrow](http://www.inta.gov.ar/barrow) Último acceso: abril de 2008.
- Báez A (2002b). Caracterización del área de la CEI Barrow según las zonas agroecológicas definidas en el Proyecto AgroRADAR. Fundamentales unidades homogéneas a la hora de definir los sistemas de producción. Zona 10. Disponible en: [www.inta.gov.ar/barrow](http://www.inta.gov.ar/barrow) Último acceso: abril de 2008.
- Borda MR (2008). Las condiciones meteorológicas de 2007. Chacra Experimental Integrada Barrow. Convenio INTA – Centro Regional Buenos Aires Sur – Ministerio de Asuntos Agrarios de la Provincia de Buenos Aires. Disponible en: <http://www.inta.gov.ar/barrow/info/documentos/agrometeo/anual/anual2007.pdf>. Último acceso: octubre de 2009.
- Cabrera A (1976). Regiones fitogeográficas argentinas. Enciclopedia Argentina de Agaricultura y Jardinería. Tom II. Fs 1. Ed. ACME. Buenos Aires, Argentina. 1-85 pp.
- Domenech M, J Berriolo, A Báez, J Domingo Yáñez y R Langhi (2013). Análisis de la campaña 2012/13 de girasol, maíz y soja en el área de la CEI Barrow. En: Actualización técnica en cultivos de cosecha gruesa 2012/13. JD Yaguez, H Forján & Z López (Ed.) Ediciones Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. Tres Arroyos, Buenos Aires, Argentina:11-15.
- Forján H & L Manso (2013a). La superficie sembrada con cultivos de verano en la región. Estimación de la campaña 2012/13. En: Actualización en cultivos de cosecha gruesa 2012/13. JD Yaguez, H Forján & Z López (Ed.) Ediciones Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. Tres Arroyos, provincia de Buenos Aires:6-8.
- Forján H & L Manso (2013b). La superficie sembrada con cultivos de cosecha fina en la región de influencia de la experimental. Estimación de la campaña 2012/13. En: Actualización técnica en cultivos de cosecha fina 2012/13. JD Yaguez, H Forján & Z López (Ed.) Ediciones Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. Tres Arroyos, Buenos Aires, Argentina:6-8.
- Forján H & L Manso (2016b). Los cultivos de cosecha fina en la región de influencia de la Experimental. Estimación de la superficie sembrada en 2015. En: Actualización técnica en cultivos de cosecha fina 2015/16. Ed. H Forján, ZB López & JD Yagüez. Ediciones Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. Tres Arroyos, Argentina. pp. 6-8.
- Forján H (2005). La expansión agrícola en la región una señal de alerta. *Agrobarrow* (Mayo 2005):12-13.
- SAGyP, INTA, CIRN (1989). Secretaría de Agricultura, Ganadería y Pesca, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, CIRN-Instituto de Evaluación de Tierras. Mapa de suelos de la Provincia de Buenos Aires. Escala 1:500.000. Ediciones Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Buenos Aires, Argentina. 533 pp.
- SIIA (2017). Sistema Integrado de Información Agropecuaria, Ministerio de Agricultura Ganadería y Pesca de la Nación. Series temporales. Disponible en: <http://www.siia.gov.ar/series>. Último acceso: octubre de 2017.

**Anexo 2****Fuentes de información para la formulación de los modelos tecnológicos de las secuencias cebada/soja, colza/soja y trigo/soja en los dos ambientes y bajo los dos manejos evaluados en el trabajo, en el Partido de Tres Arroyos (provincia de Buenos Aires, Argentina)**

Borda MR y H Forján (2006) Análisis económico agrícola. Campaña fina 2006/2007. AgroBarrow 34:7-8.

Borda R y H Forján (2009) Análisis económico agrícola. Campaña fina 2009/2010. Agrobarrow (43):2-3.

Consulta al Departametro de Economía Agraria, de la Dirección de Economía, Planeamiento y Desarrollo Agropecuario. Ministerio de Asuntos Agrarios. Provincia de Buenos Aires.

Consulta Cristian Appella (Profesional de la Chacra Experimental Barrow)

Consulta Horacio Forján (Profesional de la Chacra Experimental Barrow)

Consulta Hugo Inza (Profesional de la empresa Sursem)

Forján H & L Manso (2008). Los cultivos estivales de segunda. AgroBarrow 42:2-4.

Forján H & L Manso (2012c). La secuencia de cultivos. En: Rotaciones y secuencias de cultivos en la región mixta cerealera del centro sur bonaerense. 30 años de experiencias. H Forján & L Manso (Ed). Ediciones Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. Tres Arroyos, Argentina. pp 25-34.

Forján H (2005) Rotaciones de cultivos con labranza convencional. Disponible en: <http://www.inta.gov.ar/barrow/info/informacion.htm> Último acceso: noviembre de 2006.

Forján H (2005) Rotaciones de cultivos con siembra directa. Disponible en: <http://www.inta.gov.ar/barrow/info/informacion.htm> Último acceso: octubre de 2006.

Forján H y L Iriarte (2002) Siembra de "segunda" de cultivos estivales. Agrobarrow 27, Octubre de 2002. Disponible en: <http://www.inta.gov.ar/barrow/info/documentos/agrobarrow/agrobarrow27/pdf/segunda.pdf> Último acceso: octubre de 2009.

Forján H y L Iriarte (2005) Cultivos alternativos para siembras de "segunda". Disponible en: <http://www.inta.gov.ar/barrow/info/informacion.htm> Último acceso: octubre de 2006.

Forján H y L Manso (2008) Los cultivos estivales de segunda. Agrobarrow (42):2-4.

Forján H, C Istilart, C Bergh, L Zamora, L Iriarte, MR Borda, Seghezzeo y Molfese (2005) Rotaciones de cultivos en siembra directa. Disponible en: <http://www.inta.gov.ar/barrow/info/informacion.htm> Último acceso: noviembre de 2006.

Forján H, C Istilart, C Bergh, L Zamora, L Iriarte, MR Borda, Seghezzeo y Molfese (2005) Rotaciones de cultivos con labranza convencional. Disponible en: <http://www.inta.gov.ar/barrow/info/informacion.htm> Último acceso: noviembre de 2006.

Forján H, L Iriarte y MR Borda (2005) Siembra de cultivos de "segunda" sobre distintos antecesores de cosecha fina. Disponible en: <http://www.inta.gov.ar/barrow/info/informacion.htm> Último acceso: octubre de 2006.

Forján H, L Manso & F Ross (2013). Doble cultivo: aumentando la seguridad de la técnica empleando cebada como cultivo de invierno. Actas del 4º Congreso Latinoamericano de Cebada, Bahía Blanca, Argentina. Publicado en CD.

Forján H, L Manso & L Iriarte (2014). Inclusión de colza en sistemas productivos bajo siembra directa en el sur de la región Pampeana, Argentina. Actas del 1º Simpósio Latino Americano de Canola. Passo Fundo, RS, Brasil. 7pp. Disponible en: <http://www.cnpt.embrapa.br/slac/cd/pdf/Forjan%20%20%20->

[%20Inclusion%20de%20colza...%20pampeana%20Argentina.pdf](#) Último acceso: diciembre de 2014.

- Forján H, L Manso & L. Borda (2008). El doble cultivo: una opción de riesgo para la región? *AgroBarrow* 42:5-8.
- Forján H, L Manso y M Borda (2008) El doble cultivo: una opción de riesgo para la región? *Agrobarrow* (42):5-7.
- González Montaner J & M Di Napoli (2009). Manejo de la fertilización en cultivos de cosecha fina en el contexto actual de relaciones de precios y situación financiera de las empresas en la zona Mar y Sierras. Jornada de Actualización Técnica Trigo, Cebada y Colza. CREA Región Mar y Sierras. 24 de abril, Azul. pp.3-20.
- La Salvia J (2009) Margen bruto del cultivo de colza canola en la región pampeana Argentina. Disponible en: <http://comerciodegranos.blogspot.com/2009/02/margen-bruto-del-cultivo-de-colza.html> Último acceso: julio de 2009.
- Revista Agromercado Temático: Colza N°137. Abril 2007. 32pp.
- Sfascia L (2009) Los márgenes brutos del cultivo de canola. Disponible en: <http://www.atodotrigo.com.ar/PDFATT2009/21.-%20Luciano%20Sfascia%20-%20ATT2009.pdf> Último acceso: julio de 2009.
- SIIA. Sistema Integrado de Información Agropecuaria, Ministerio de Agricultura Ganadería y Pesca de la Nación. Series temporales. Disponible en: <http://www.siiia.gov.ar/series>.
- Tosi JC (2001) Margen bruto de trigo – Campaña 2001/2002. *Revista Visión Rural*. N° 31 Mayo Junio 2004, Suplemento económico.
- Tosi JC (2001) Margen bruto de trigo en siembra directa y convencional – Campaña 2000/2001. *Revista Visión Rural*. N° 26 Mayo Junio 2000, Suplemento económico.
- Tossi JC (2007) ¿Qué nos deparará la cosecha gruesa? *Revista Visión Rural*. Julio Agosto 2007, Suplemento económico.
- Tossi JC (2007) ¿Resultados económicos para el cultivo de trigo en el sudeste – Campaña 2004-2005. *Revista Visión Rural*. Abril Junio 2004, Suplemento económico.
- Tossi JC y F Ross (2007) Alternativas para cultivos invernales. *Revista Visión Rural*. Marzo Abril 2007, Suplemento económico.
- Yalungo FY (2006) Producción de trigo. Disponible en: <http://www.sagpya.mecon.gov.ar/new/0-0/nuevositio/agricultura/cultivos/granos/pdf/Indicadores%20de%20trigo%2005.06%20YY%2016.08.2006.pdf> Último acceso julio de 2009.
- Zamora M, A Baez, L Iriarte (2005) Colza/soja de segunda como componente de una rotación bajo siembra directa. Disponible en: [http://www.inta.gov.ar/barrow/info/documentos/agricultura/rotaciones/colza\\_soja\\_segunda.pdf](http://www.inta.gov.ar/barrow/info/documentos/agricultura/rotaciones/colza_soja_segunda.pdf) Último acceso: octubre de 2009.

**Anexo 3****Cálculo del rango de variación de rendimiento de la cebada, la colza, el trigo y la soja de segunda en los dos ambientes y bajo los dos manejos evaluados en el trabajo, en el Partido de Tres Arroyos (provincia de Buenos Aires, Argentina)**

Se hizo a partir de los datos de los informes de distintos años de ensayos comparativos de rendimiento de cada cultivo en la Chacra Experimental Integrada Barrow disponibles en [www.inta.gob.ar](http://www.inta.gob.ar) (último acceso: agosto de 2011).

Se entiende que tanto los ensayos como los cultivos de producción son igualmente afectados por las condiciones meteorológicas de cada año. También, dentro de cada modelo de producción analizado (definido por la zona agroecológica y el nivel de tecnología aplicada) el material genético utilizado es una fuente de variación, por lo tanto, los resultados de los ensayos comparativos de rendimiento (que incluyen numerosos cultivares y, en algunos casos, fechas de siembra) pueden ser usados para estimar la variación de rendimiento de los cultivos bajo estudio.

Para cada cultivo se calculó el rango de rendimientos obtenidos en estos ensayos, en forma porcentual, y este porcentaje se aplicó a los rendimientos obtenidos por los productores (según la información recabada) para estimar los niveles inferior y superior de rendimiento que obtendrían en los distintos modelos de producción bajo análisis.

A continuación se indican los informes utilizados, y en las Tablas se presentan los datos de rendimiento promedio de cada cultivo para cada modelo de producción obtenidos a partir de la consulta a distintas fuentes de información, y los rangos de valores calculados para cada uno a partir de los ensayos comparativos de rendimiento de la Chacra Experimental Barrow.

**Cebada:**

Años utilizados: los únicos válidos fueron 2003 y 2006 ya que para el 2010 y para el período 1998-2002 sólo constan los rangos y no los promedios anuales.

Las variaciones de rendimiento en estos ensayos son atribuibles a los genotipos y también a las distintas fechas de siembra. El rango entre años es del 34%, pero para emplear el mismo criterio que en colza y trigo, se utilizó el valor de 35% que es la variación más alta encontrada dentro del año, obteniéndose los valores que se presentan en la Tabla 1.



**Tabla 1:** Rangos de variación utilizados en el trabajo para el rendimiento de cebada en los modelos tecnológicos analizados en el Partido de Tres Arroyos (provincia de Buenos Aires, Argentina).

<b>Ambiente</b>	<b>Nivel tecnológico</b>	<b>Nivel inferior (dato calculado) kg.ha<sup>-1</sup></b>	<b>Promedio kg.ha<sup>-1</sup></b>	<b>Nivel superior (dato calculado) kg.ha<sup>-1</sup></b>
Suelos someros	NTM	2888	3500	4113
	NTA	4125	5000	5875
Suelos profundos	NTM	3713	4500	5288
	NTA	4950	6000	7050

**Colza:**

Años utilizados: 2003, 2004, 2005, 2006, 2007, 2008, 2010.

Se calculó la variación dentro de cada año (atribuible a los materiales genéticos utilizados) y la variación entre años.

La variación entre años dio mucho mayor al 100% (137%) por lo cual no se utilizó. Se usó el mayor valor encontrado dentro del año: 59%. Se calculó con este valor el rango de rendimientos para cada situación de suelo y tecnología (Tabla 2)

**Tabla 2:** Rangos de variación utilizados en el trabajo para el rendimiento de colza en los modelos tecnológicos analizados en el Partido de Tres Arroyos (provincia de Buenos Aires, Argentina).

<b>Ambiente</b>	<b>Nivel tecnológico</b>	<b>Nivel inferior (dato calculado) kg.ha<sup>-1</sup></b>	<b>Promedio kg.ha<sup>-1</sup></b>	<b>Nivel superior (dato calculado) kg.ha<sup>-1</sup></b>
Suelos someros	NTM	1199	1700	2202
	NTA	1410	2000	2590
Suelos profundos	NTM	1410	2000	2590
	NTA	1763	2500	3238

**Trigo:**

Años utilizados: 2006, 2007, 2008, 2009, 2010.

En este caso, la variación no es sólo por los genotipos sino también porque se evalúan distintas fechas de siembra. De todos modos, no se tomaron en cuenta las siembras de agosto por considerar que se atrasaría mucho la siembra de la soja de segunda.

La variación entre años resultó del 72%, pero para utilizar el mismo criterio que en colza, se tomó el mayor valor de los encontrados para cada año, que fue del 59%. En la Tabla 3 se observan los valores obtenidos.

**Tabla 3:** Rangos de variación utilizados en el trabajo para el rendimiento de trigo en los modelos tecnológicos analizados en el Partido de Tres Arroyos (provincia de Buenos Aires, Argentina).

Ambiente	Nivel tecnológico	Nivel inferior (dato calculado) kg.ha <sup>-1</sup>	Promedio kg.ha <sup>-1</sup>	Nivel superior (dato calculado) kg.ha <sup>-1</sup>
Suelos someros	NTM	2256	3200	4144
	NTA	3032	4300	5569
Suelos profundos	NTM	3173	4500	5828
	NTA	4230	6000	7770

**Soja de segunda:**

No hay datos sistematizados de rendimientos de soja de segunda por lo que se utilizaron los datos correspondientes a ensayos comparativos de rendimiento de soja de primera.

Años utilizados: 2000, 2001, 2002, 2003, 2007, 2008, 2010.

Las variaciones son atribuibles a los genotipos. A partir del 2007 los ensayos se presentan por grupos de maduración. Para el análisis se excluyeron los GM IV largo ya que son inviábiles para siembras de segunda. La variación entre años es de 94% pero se usó el mayor valor anual encontrado: 48%. Los valores resultantes de rendimiento se presentan en la Tabla 4.

**Tabla 4:** Rangos de variación utilizados en el trabajo para el rendimiento de soja de segunda con los distintos antecesores, en los modelos tecnológicos analizados en el Partido de Tres Arroyos (provincia de Buenos Aires, Argentina).

Antecesor	Ambiente	Nivel tecnológico	Nivel inferior (dato calculado) kg.ha <sup>-1</sup>	Promedio kg.ha <sup>-1</sup>	Nivel superior (dato calculado) kg.ha <sup>-1</sup>
Cebada	Suelos someros	NTM	1216	1600	1984
		NTA	1368	1800	2232
	Suelos profundos	NTM	1368	1800	2232
		NTA	1520	2000	2480
Colza	Suelos someros	NTM	1140	1500	1860
		NTA	1292	1700	2108
	Suelos profundos	NTM	1292	1700	2108
		NTA	1520	2000	2480
Trigo	Suelos someros	NTM	836	1100	1364
		NTA	1064	1400	1736
	Suelos profundos	NTM	1064	1400	1736
		NTA	1292	1700	2108

#### **Anexo 4**

**Valores utilizados en el cálculo de la eficiencia energética de las secuencias cebada/soja, colza/soja y trigo/soja en los dos ambientes y bajo los dos manejos evaluados en el trabajo, en el Partido de Tres Arroyos (provincia de Buenos Aires, Argentina) y fuentes bibliográficas respectivas**

#### **1) ENERGÍA DIRECTA**

Para el cálculo de la energía directa ingresada como combustible por las distintas labores realizadas en los cultivos se utilizó el programa Costo Maq – Versión 1.1, Software para la gestión integral de la maquinaria agrícola (Donato *et al.*, 2006).

Los valores de consumo de combustible obtenidos fueron:

- Rastra de discos sobre suelo con rastrojío: 5,2 l.ha<sup>-1</sup>
- Rastra de discos sobre suelo trabajado: 4,6 l.ha<sup>-1</sup>
- Cultivador de campo: 2,8 l.ha<sup>-1</sup>
- Sembradora de grano fino con cajón abonador (para trigo y cebada): 6,6 l.ha<sup>-1</sup>
- Sembradora de grano fino con cajón abonador para siembra directa (para trigo y cebada): 8,25 l.ha<sup>-1</sup>
- Sembradora de grano fino con cajón abonador (para colza): 6 l.ha<sup>-1</sup>
- Sembradora de grano fino con cajón abonador para siembra directa (para trigo y cebada): 8 l.ha<sup>-1</sup>
- Sembradora de grano grueso con cajón abonador: 8,25 l.ha<sup>-1</sup>
- Fertilización: 3 l.ha<sup>-1</sup>
- Pulverización con botallón: 1,1 l.ha<sup>-1</sup>
- Pulverización autopropulsada: 1 l.ha<sup>-1</sup>

Las operaciones de inoculación y de curado de la semilla no se contabilizaron por no contar con datos para calcularlas y considerarse mínimas en el contexto general.

Para el cálculo del gasto de combustible para la cosecha se utilizaron los siguientes valores, calculados según los datos de Nagy (1999):

Cosecha directa de trigo y cebada: 2,85 l.t<sup>-1</sup>

Corte de colza: 1,3 l.t<sup>-1</sup>

Recolección y trilla de colza: 2,85 l.t<sup>-1</sup>

Para la cosecha de soja se utilizó el valor de 2 l.t<sup>-1</sup> calculado según datos de Donato *et al.* (2008)

Se consideró un transporte interno de maquinaria de 1 km para cada labor realizada que se sumó al consumo general de combustible. El costo energético usado fue de 0,04 l.km<sup>-1</sup> según Dalgaard *et al.* (2001).

Se incluyó en el cálculo también un flete corto (30 km) para contabilizar el movimiento dentro del Partido que de acuerdo a Donato *et al.* (2008) para soja es de 2 l.t<sup>-1</sup>.

También se sumó la energía requerida como lubricantes: 3,6 MJ por cada litro de gasoil usado (Dalgaard *et al.*, 2001)

## **2) ENERGÍA INDIRECTA.**

### **Energía asociada de la maquinaria.**

Para el cálculo de la energía asociada de la maquinaria se utilizó la metodología propuesta por Dalgaard *et al.* (2001) según la cual es estimada como 12 MJ por cada l de gasoil empleado en la labor realizada.

### **Energía asociada a los insumos.**

Los datos utilizados son el promedio de los datos encontrados en diferentes antecedentes. En el caso de los plaguicidas se tomó en cuenta el valor de la energía asociada al producto activo, su concentración en el producto comercial utilizado y la dosis de uso. De manera similar se calculó la energía asociada a los fertilizantes. Los valores finales y fuentes utilizados para los distintos insumos fueron los siguientes.

#### **Combustible.**

- Gasoil: 3,6 MJ.l<sup>-1</sup> (Hernanz *et al.*, 1995; Dalgaard *et al.*, 2001 ; Hülsbergen *et al.*, 2001; Zentner *et al.*, 2004; Meul *et al.*, 2007; Frank, 2007; Khaledian *et al.*, 2010)
- Lubricantes: 3,6 MJ.l de combustible<sup>-1</sup> (Dalgaard *et al.*, 2001)

#### **Semilla.**

- Soja: 29,4 MJ.kg<sup>-1</sup> (Borín *et al.*, 1997; Pereira dos Santos *et al.*, 2000; Iermanó & Sarandón, 2009)
- Colza: 18,0 MJ.kg<sup>-1</sup> (Nagy, 1999; Donato *et al.*, 2008; Iermanó & Sarandón, 2009; Khaledian *et al.*, 2010)

- Trigo: 10,6 MJ.kg<sup>-1</sup> (Hernanz *et al.*, 1995; Nagy, 1999; Pereira dos Santos *et al.*, 2000; Hülsbergen *et al.*, 2001; Denoia *et al.*, 2006)
- Cebada: 13,3 MJ.kg<sup>-1</sup> (Hernanz *et al.*, 1995; Borin *et al.*, 1997; Nagy, 1999; Hülsbergen *et al.*, 2001)

### Fertilizantes.

- Fosfato diamónico (P): 7,4 MJ.kg P<sup>-1</sup>

$P_2O_5 \times 0,44 = P$ , PDA= 0,088 kg P.kg fertilizante<sup>-1</sup>

(Hernanz *et al.*, 1995; Borin *et al.*, 1997; Baumer, 1998; Pereira dos Santos *et al.*, 2000; Dalgaard *et al.*, 2001; Hülsbergen *et al.*, 2001; Torres Campos *et al.*, 2004; Zentner *et al.*, 2004; Denoia *et al.*, 2006; Frank, 2007; Meul *et al.*, 2007)

- Urea (N): 62,3 MJ.kg N<sup>-1</sup>

Urea= 46% N

(Hernanz *et al.*, 1995; Nguyen & Haynes, 1995; Borin *et al.*, 1997; Baumer, 1998; Nagy, 1999; Pereira dos Santos *et al.* 2000; Dalgaard *et al.*, 2001; Hülsbergen *et al.*, 2001; Torres Campos *et al.*, 2004; Denoia *et al.*, 2006; Frank, 2007; Meul *et al.*, 2007; Khaledian *et al.*, 2010)

- Sulfato de amonio (S): 7,3 MJ.kg S<sup>-1</sup>

SO<sub>4</sub> de NH<sub>4</sub>= 24% S

(Nguyen & Haynes, 1995; Zentner *et al.*, 2004; Denoia *et al.*, 2006; Frank, 2007)

### Herbicidas.

Metsulfurón 60%(Misil II): 350,7 MJ.kg p.a.<sup>-1</sup> Es el promedio de productos similares, el metsulfurón no está citado (Nagy, 1999; Clements *et al.*, 1995; Pereira dos Santos *et al.*, 2000)

- Dicamba 57,71%(Misil II): 315,5 MJ.Kg p.a.<sup>-1</sup> (Clements *et al.*, 1995 ; Nagy, 1999)
- Dicamba 40% (Banvel) : 315,5 MJ.Kg p.a.<sup>-1</sup> (Clements *et al.*, 1995 ; Nagy, 1999)
- Glifosato 48%: 511 MJ.kg p.a.<sup>-1</sup> (Clements *et al.*, 1995 ; Hernanz *et al.*, 1995; Borin *et al.*, 1997; Nagy, 1999)
- Trifluralina 48%: 227 MJ.kg p.a.<sup>-1</sup> (Clements *et al.*, 1995; Nagy, 1999; Pereira dos Santos *et al.*, 2000)
- Propaquizafop 10% (Ágil): 425,4 MJ.kg p.a.<sup>-1</sup> Es el promedio de productos similares, el propaquizafop no está citado. (Nagy, 1999; Pereira dos Santos *et al.*, 2000)

- 2,4-D 100%: 241 MJ.kg p.a.<sup>-1</sup> (Nagy, 1999)

#### **Insecticidas.**

- Cipermetrina 25%: 369,4 MJ.kg p.a.<sup>-1</sup> Es el promedio de productos similares, la cipermetrina sólo está citada por Guzmán & Alonso (2008) (Nagy, 1999; Pereira dos Santos *et al.*, 2000)
- Clorpirifós 48%: 272,6 MJ.kg p.a.<sup>-1</sup> Es el promedio de productos similares, el clorpirifós no está citado. (Nagy, 1999; Pereira dos Santos *et al.*, 2000; Guzmán & Alonso, 2008)

#### **Fungicidas.**

- Kresoxim-metil 12,5% + Epoxiconazol 12,5% (Allegro): 219,5 MJ.kg p.a.<sup>-1</sup> Sólo se consideró el 12,5% del epoxiconazol y se usó el promedio de productos similares ya que el epoxiconazol no está citado. No se halló datos de energía asociada a productos similares al kresoxim-metil. (Pereira dos Santos *et al.*, 2000; Tzilivakis *et al.*, 2005)

#### **Curasemillas.**

- Carbendazim 20%: 397 MJ.kg p.a.<sup>-1</sup> (Nagy, 1999)
- Thiram 20%: 207 MJ.kg p.a.<sup>-1</sup> (Tzilivakis *et al.*, 2005)

#### **Inoculante para soja.**

6 MJ.kg<sup>-1</sup> (Torres Campos *et al.*, 2004; Denoia *et al.*, 2006)

Cuando los datos de los antecedentes se encontraban en calorías o Kcal, se utilizó la siguiente relación para convertirlos: 1 cal = 4,187 J

### **3) CÁLCULO DE LA ENERGÍA DE LOS PRODUCTOS DE COSECHA.**

La energía de los distintos productos de cosecha se obtuvo de la bibliografía. Los datos utilizados y fuentes consideradas fueron los siguientes:

- **Soja:** 20,5 MJ.kg<sup>-1</sup> (Borin *et al.*, 1997; Pereira dos Santos *et al.*, 2000; Denoia *et al.*, 2004; Frank, 2007; Iermanó & Sarandón, 2009)
- **Colza:** 27,3 MJ.kg<sup>-1</sup> (Nagy, 1999; Rathke & Dieprensbeck, 2006; Iermanó & Sarandón, 2009)

- **Trigo:** 16,9 MJ.kg<sup>-1</sup> (Nguyen & Haynes, 1995; Nagy, 1999; Pereira dos Santos et al 2000; Hülsbergen *et al.*, 2001; Denoia *et al.*, 2006; Frank, 2007; Meul *et al.*, 2007)
- **Cebada:** 16,5 MJ.kg<sup>-1</sup> (Nguyen & Haynes, 1995; Borin *et al.*, 1997; Nagy, 1999; Hülsbergen *et al.*, 2001; Frank, 2007; Meul *et al.*, 2007)

Para calcular la energía de salida del sistema se afectaron los rendimientos obtenidos en las distintas secuencias por el valor energético de cada grano. Los valores de rendimiento utilizados son los promedios y rangos de variación calculados según el Anexo 3.

## Bibliografía

- Baumer CR (1998). Sistemas de labranzas y consumo de energía. En: Siembra directa. JL Panigatti, H Marelli, D Buschiazzi & R Gil (Editores). Editorial Hemisferio Sur. Buenos Aires, Argentina. pp 301-310
- Borin M, C Menini & L Sartori (1997). Effects of tillage systems on energy and carbon balance in north-eastern Italy. *Soil and Tillage Research* 40:209-226.
- Clements DR, SF Weise, R Brown, DP Stonehouse & DJ Hume (1995). Energy analysis of tillage and herbicide inputs in alternative weed management systems. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 52:119-128.
- Dalgaard T, N Halberg & JR Porter (2001). A model for fossil energy use in Danish agriculture used to compare organic and conventional farming. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 87:51-65.
- Denoia J, MS Vilche, S Montico, B Tonel & N Di Leo (2006). Análisis descriptivo de la evolución de los modelos tecnológicos difundidos en el Distrito Zavalla (Santa Fe) desde una perspectiva energética. *Ciencia, Docencia y Tecnología* 33:209-226.
- Donato LB, IR Huerga, JA Hilbert (2008). Balance energético de la producción de biodiesel a partir de soja en la República Argentina. Documento N° IIR-BC-INF-08-08 – INTA Bioenergía, Informes técnicos, año 2008, Boletín N°8. Disponible en: <http://www.inta.gov.ar/info/bioenergia/boletines/lbc-inf-08-08.pdf> Último acceso: julio de 2010.
- Donato LB, Tesouro MO & Onorato AA (2006) Costo Maq Versión 1.1. Software para la gestión integral de la maquinaria agrícola. INTA. Instituto de Ingeniería Rural – CIA.
- Frank FC (2007). Impacto agro-ecológico del uso de la tierra a diferentes escalas en la región pampeana argentina. M Sc Tesis, Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Mar del Plata, Balcarce, Argentina. 164 pp.
- Guzmán GI & AM Alonso (2008). A comparison of energy use in conventional and organic olive oil production in Spain. *Agricultural Systems* 98:167-176.
- Hernanz JL, VS Girón & C Cerisola (1995) Long-term energy use and economic evaluation of three tillage systems for cereal and legume production in central Spain. *Soil and Tillage Research* 35:183-198
- Hülsbergen KJ, B Feil, S Biermann, GW Rathke, WD Kalk & W Diepenbrock (2001). A method of energy balancing in crop production and its application in a long-term fertilizer trial. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 86:303-321.
- Iermanó MJ & SJ Sarandón (2009). ¿Es sustentable la producción de agrocombustibles a gran escala? El caso del biodiesel en Argentina. *Revista Brasileira de Agroecologia* 4:4-17.

- Khaledian MR, JC Mailhol, P Ruelle, I Mubarak & S Perret (2010). The impacts of direct seeding into mulch on the energy balance of crop production system in the SE of France. *Soil & Tillage Research* 106:218-226.
- Meul M, F Nevens, D Reheul & G Hofman (2007). Energy use efficiency of specialised dairy, arable and pig farms in Flanders. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 119:135-144.
- Nagy CN (1999) Energy Coefficients for Agriculture Inputs in Western Canada. Canadian Agricultural Energy End-Use Data Analysis Centre (CAEEDAC). Disponible en: <http://www.csale.usask.ca/PDFDocuments/energyCoefficientsAq.pdf>. Último acceso: Mayo de 2010.
- Nguyen ML & RJ Haynes (1995). Energy and labour efficiency for three pairs of conventional and alternative mixed cropping (pasture-arable) farms in Canterbury, New Zealand. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 52:163-172.
- Pereira dos Santos H, RS Fontaneli, JC Ignaczack & SM Zoldan (2000) Conversão e balanço energético de sistemas de produção de grãos com pastagens sob plantio direto. *Pesquisa Agropecuaria Brasileira* 35(4):743-752.
- Rathke GW & W Diepenbock (2006). Energy balance of winter oilseed rape (*Brassica napus* L.) cropping as related to nitrogen supply and preceding crop. *European Journal of Agronomy* 24:35-44.
- Torres Campos A, JR Corrêa Saglietti, O de Carvalho Bueno, A Torres de Campos, ES Klosowski & E Gasparino (2004). Balanço energético na produção de feno de alfalfa em sistema intensivo de produção de leite. *Ciência Rural*, Santa Maria 34:245-251.
- Tzilivakis J, DJ Warner, M May, LA Lewis & K Jaggard (2005). An assessment of the energy inputs and greenhouse gas emissions in sugar beet (*Beta vulgaris*) production in the UK. *Agricultural Systems* 85:101-109.
- Zentner RP, GP Lafond, DA Derksen, CN Nagy, DD Wall & WE May (2004). Effects of tillage method and crop rotation on non-renewable energy use efficiency for a thin Black Chernozem in the Canadian Prairies. *Soil and Tillage Research* 77:125-136.



**Anexo 5**

**Valores utilizados en el cálculo del balance de nutrientes de las secuencias cebada/soja, colza/soja y trigo/soja en los dos ambientes y bajo los dos manejos evaluados en el trabajo, en el Partido de Tres Arroyos (provincia de Buenos Aires, Argentina) y fuentes bibliográficas respectivas**

**Tabla 1:** Requerimientos y exportación de nutrientes por los cultivos de cebada, colza, trigo y soja (Elaboración propia)

	<b>CEBADA</b>	<b>COLZA</b>	<b>TRIGO</b>	<b>SOJA</b>
<b>Absorción total (Kg.t<sup>-1</sup>)</b>				
<b>N</b>	26,0	60,8	30,0	79,8
<b>P</b>	4,0	12,4	5,0	7,6
<b>K</b>	20,0	34,6	19,0	34,6
<b>S</b>	4,0	14,8	5,0	6,4
<b>Ca</b>	1,1	18,0	3,0	16,3
<b>Mg</b>	3,0	28,0	3,0	9,0
<b>Exportación en grano (Kg.t<sup>-1</sup>)</b>				
<b>N</b>	15,0	36,3	20,0	58,1
<b>P</b>	3,0	9,2	3,8	6,0
<b>K</b>	5,0	18,4	3,2	18,4
<b>S</b>	2,0	7,0	1,7	4,5
<b>Ca</b>	0,3	5,4	0,4	3,0
<b>Mg</b>	1,0	2,8	2,5	3,0
<b>Índice de cosecha de cada nutriente</b>				
<b>N</b>	0,58	0,60	0,66	0,73
<b>P</b>	0,75	0,74	0,79	0,79
<b>K</b>	0,40	0,53	0,17	0,53
<b>S</b>	0,50	0,47	0,34	0,70
<b>Ca</b>	0,27	0,30	0,13	0,18
<b>Mg</b>	0,33	0,10	0,83	0,33

**Fuentes usadas para los distintos cultivos:**

**Trigo:** Ciampitti & García (2007), Díaz-Zorita (2004), Dreccer *et al.* (2003), Melgar (1998a), García & Berardo (2006), García & Ciampitti (2009)

**Colza:** Ciampitti & García (2007), Figueroa (1998), Valetti (1996), CETIOM (1995), Canola Council of Canada (2009), Grant & Bailey (1993).

**Cebada:** Ciampitti & García (2007), García & Ciampitti (2009), Ron & Loewy (2004), Togay *et al.* (2008)

**Soja:** Ciampitti & García (2007), Díaz-Zorita (2004), Dreccer *et al.* (2003), Gutiérrez Boem & Scheiner (2006), Baigorri *et al.* (1997) Galarza *et al.* (2001), Melgar (1998b).

## Bibliografía

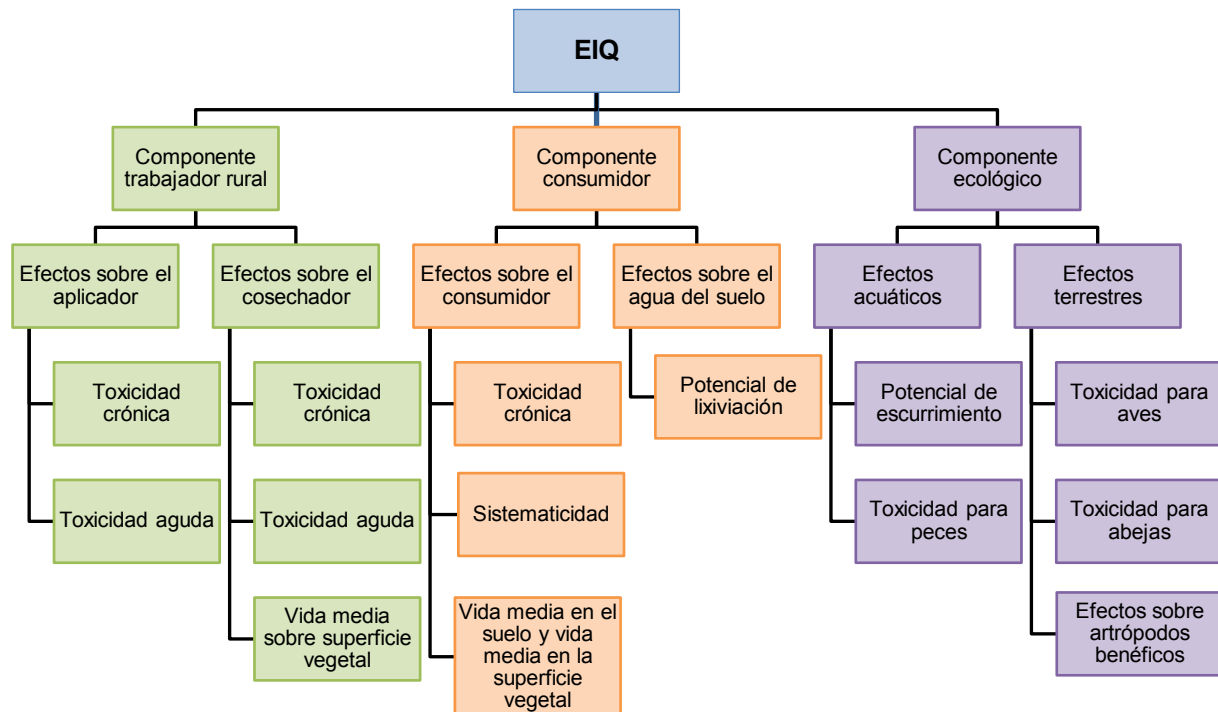
- Baigorri HEJ, H Echeverría, H Fontanetto, C Galarza, S Gambaudo, FO García & R Melgar (1997). Fertilidad y fertilización. En: El cultivo de la soja en Argentina. LM Giorda & HEJ Baigorri (Ed.). Editar, Córdoba, Argentina. pp 203-210.
- Canola Council of Canada (2009). Canola Grower`s Manual. Chapter 9: Soil fertility. Disponible en: [http://www.canola-council.org/chapter9.aspx#ch9\\_sec1](http://www.canola-council.org/chapter9.aspx#ch9_sec1) Último acceso: julio de 2009.
- CETIOM (1995). Centre Technique Interprofessionnel des Oléagineux Métropolitains. Colza de printemps. Brochure technique. París. 4pp
- Ciampitti IA & FO García (2007). Requerimientos nutricionales. Absorción y extracción de macronutrientes y nutrientes secundarios. I. Cereales, oleaginosos e industriales. Archivo agronómico N°11. Informaciones Agronómicas del Cono Sur 33:13-16.
- Díaz-Zorita M (2004). Requerimientos nutricionales del cultivo de soja. En: Manual práctico para la producción de soja. M Díaz-Zorita & GA Duarte. Editorial Hemisferio Sur. Buenos Aires, Argentina. pp 79-95.
- Dreccer MF, RA Ruiz, GA Maddonni & EH Satorre (2003). Bases ecofisiológicas de la nutrición en los cultivos de grano. En: Producción de Granos. Bases funcionales para su manejo. EH Satorre, RL Benech Arnold, GA Slafer, EB de la Fuente, DJ Miralles, ME Otegui & R Savín (Ed.). Editorial Facultad de Agronomía, Buenos Aires, Argentina. pp 481-497
- Figueroa MM (1998). Colza–canola. En: La fertilización de cultivos y pasturas. R Melgar & M Díaz-Zorita (Ed.). Editorial Hemisferio Sur, Buenos Aires, Argentina. pp 147-152.
- Galarza C, V Gudlej & P Vallone (2001). Fertilización del cultivo de soja. En: Soja: resultados de Ensayos de la Campaña 2000/2002 (Tomo 2). Información para Extensión N°69. INTA Marcos Juárez. Septiembre de 2001. Disponible en <http://www.elsitioagricola.com/articulos/galarza/Fertilizacion%20del%20Cultivo%20de%20Soja.asp> Último acceso: septiembre de 2001.
- García FO & A Berardo (2006). Trigo. En: Fertilidad de suelos y fertilización de cultivos. HE Echeverría & FO García (Ed.). Ediciones INTA. Buenos Aires, Argentina. pp 233-253.
- García FO & IA Ciampitti (2009). CalcReq2009. Planilla de cálculo para estimar requerimientos nutricionales de cultivos de cereales, oleaginosos, forrajeras e industriales. IPNI Cono Sur. International Plant Nutrition Institute. Disponible en: [http://www.inpofos.org/ppiweb/ltams.nsf/87cb8a98bf72572b8525693e0053ea70/573a3bba6ef828e903256960006dcfc7/\\$FILE/CalcReq2009.xls](http://www.inpofos.org/ppiweb/ltams.nsf/87cb8a98bf72572b8525693e0053ea70/573a3bba6ef828e903256960006dcfc7/$FILE/CalcReq2009.xls) Último acceso: octubre de 2009.
- Grant CA & LD Bailey (1993). Fertility management in canola production. Canadian Journal of Plant Science 73:615-670.
- Gutiérrez Boem FH & JD Scheiner (2006). Soja. En: Fertilidad de suelos y fertilización de cultivos. HE Echeverría & FO García (Ed.). Ediciones INTA. Buenos Aires, Argentina. pp 283-300.
- Melgar R (1998b). Soja. En: La fertilización de cultivos y pasturas. R Melgar & M Díaz-Zorita (Ed.). Editorial Hemisferio Sur, Buenos Aires, Argentina. pp 139-146
- Melgar R (1998a). Trigo. En: La fertilización de cultivos y pasturas. R Melgar & M Díaz-Zorita (Ed.). Editorial Hemisferio Sur, Buenos Aires, Argentina. pp 71-91
- Ron M & T Loewy (2004). Exploración de bases intercambiables y microelementos a través del dosaje en suelos y granos. Actas XIX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo (CD Rom)
- Togay Y, N Togay, F Cig, M Erman & AE Celen (2008). The effect of sulphur applications on nutrient composition, yield and some yield components of barley (*Hordeum vulgare* L.) African Journal of biotechnology 7: 3255-3260.

Valetti OE (1996). El cultivo de colza canola. Serie Materiales de Divulgación N°2. Chacra Experimental Integrada Barrow. Convenio INTA – Centro Regional Buenos Aires Sur – Ministerio de Asuntos Agrarios de la Provincia de Buenos Aires. 17pp.

## Anexo 6

### Descripción del modelo de Kovach *et al.* (1992) para el cálculo del Coeficiente de impacto ambiental de plaguicidas (EIQ: environmental impact quotient of pesticides)

La Figura 1 muestra los componentes involucrados en el modelo para la determinación del impacto ambiental de los distintos plaguicidas.



**Figura 1:** Diagrama que muestra los factores individuales evaluados en el desarrollo del modelo del coeficiente de impacto ambiental de plaguicidas (EIQ).

El **impacto para el trabajador rural** se define como la suma de la exposición del aplicador ( $DT * 5$ ) más la exposición del cosechador ( $DT * P$ ) multiplicado por la toxicidad crónica ( $C$ ). La toxicidad crónica de un plaguicida específico se calcula como la media de las calificaciones de los diversos ensayos de laboratorio a largo plazo realizados con pequeños mamíferos. Estas pruebas están diseñadas para determinar los posibles efectos reproductivos (capacidad de producir descendencia), efectos teratogénicos (malformaciones en las crías por nacer), efectos mutagénicos (cambios permanentes en el material hereditario, como los genes y los cromosomas), y los efectos oncogénicos (crecimiento tumoral). Dentro del componente de los trabajadores agrícolas, la exposición del aplicador se determina multiplicando la toxicidad dérmica ( $DT$ ) para mamíferos pequeños de laboratorio (conejos o ratas) por 5 en función del alto riesgo asociado con la manipulación de plaguicidas concentrados. La exposición del cosechador es igual a la toxicidad dérmica

(DT) multiplicado por el factor asignado al producto según su potencial de vida media en la superficie de las planta (el tiempo necesario para degradar la mitad del producto). Este factor tiene en cuenta la degradación de los plaguicidas que se produce en los sistemas agrícolas y los días de carencia o restricción de aplicación de ciertos plaguicidas previo a la cosecha.

El **componente del consumidor** es la suma del potencial de la exposición del consumidor ( $C * ((S + P) / 2) * SY$ ) más los efectos sobre las aguas subterráneas (L). Los efectos sobre el agua subterránea se colocan en el componente de consumo, ya que se consideran más un problema de salud humana (por contaminación de la fuente de agua que se utilizará para bebida) que una cuestión de vida silvestre. La exposición del consumidor se calcula como toxicidad crónica (C) multiplicada por el promedio del potencial de vida media del plaguicida en el suelo y en la superficie de la planta (ya que las raíces y otras partes de plantas pueden ser consumidas) y multiplicado a su vez por la capacidad sistémica del pesticida (capacidad del pesticida para ser absorbidos por las plantas).

El **componente ecológico** del modelo se forma por los efectos acuáticos y terrestres y es la suma de los efectos de los productos químicos en los peces ( $F * R$ ), aves ( $D * ((S + P) / 2) * 3$ ), las abejas ( $Z * P * 3$ ) y artrópodos benéficos ( $B * P * 5$ ). El impacto medioambiental de los plaguicidas en los sistemas acuáticos se determina multiplicando la clasificación por la toxicidad para los peces por el potencial de escurrimiento superficial del plaguicida específico (el potencial de escurrimiento tiene en cuenta la vida media de la sustancia química en el agua superficial).

El impacto de los plaguicidas en los sistemas terrestres se determina mediante la suma de los efectos tóxicos de las sustancias químicas para las aves, abejas y artrópodos benéficos. Debido a que los organismos terrestres tienen más probabilidades de encontrarse en entornos agrícolas comerciales que los peces, se da más peso a los efectos de los plaguicidas sobre estos organismos terrestres. Los efectos sobre las aves se calculan multiplicando por tres la calificación de toxicidad para las aves por el promedio de vida media en la superficie de las plantas y el suelo. Los efectos sobre las abejas se calculan tomando la calificación de toxicidad de los plaguicidas para las abejas por la vida media en las superficies vegetales multiplicado por tres. El efecto sobre los artrópodos benéficos se determina tomando la puntuación de toxicidad de los plaguicidas para los enemigos naturales benéficos por la vida media en superficies vegetales multiplicándolo por cinco. Debido a que los enemigos naturales artrópodos pasan casi toda su vida en las comunidades del agroecosistema (mientras que los pájaros y las abejas sólo en forma transitoria), su exposición a los plaguicidas, en teoría, es mayor. Para el ajuste de este aumento de la exposición es que el impacto de los plaguicidas sobre los artrópodos

benéficos se multiplica por cinco. La toxicidad para la fauna de mamíferos no está incluida en el componente terrestre de la ecuación porque la exposición de mamíferos ya está incluida en el componente trabajador agrícola y el componente consumidor, y estos efectos en la salud son los resultados de las pruebas realizadas en pequeños mamíferos como ratas, ratones, conejos, y perros.

Para simplificar la interpretación de los datos, la toxicidad del ingrediente activo de cada plaguicida y el efecto sobre cada componente ambiental evaluados fueron agrupados en categorías de baja toxicidad, media o alta y clasificados en una escala de 1 a 5, considerando 1 al que tiene un impacto mínimo sobre el medio ambiente o de una baja toxicidad y 5 al que es altamente tóxico o que tiene un importante efecto negativo sobre el medio ambiente.

La Tabla 1 muestra las puntuaciones específicas de los factores individuales evaluados. Todos los plaguicidas se evaluaron usando los mismos criterios excepto por el modo de acción y la persistencia en la superficie de la planta. A todos los herbicidas se les dio un valor de 1 para la actividad sistémica. Además, dado que la persistencia en la superficie de la planta sólo es importante para herbicidas post-emergentes y no para los pre-emergentes, a todos los herbicidas post-emergentes se les asignó un valor de 3 y a los pre-emergentes un valor de 1, para este factor.

**Tabla 1.** Sistema de clasificación utilizado para desarrollar el modelo de coeficiente de impacto ambiental de los plaguicidas (EIQ) (1 = menos tóxicas o nocivas, 5 = más tóxico o dañino).

<b>Modo de acción</b> no sistémico: 1 todos los herbicidas: 1 sistémico: 3	<b>Toxicidad para los peces (LC50 - 96 h)</b> > 10 ppm: 1 1-10 ppm: 3 <1 ppm: 5
<b>LD50 dérmica aguda para Conejos / Ratas (mg/kg)</b> > 2000: 1 200 – 2000: 3 0 – 200: 5	<b>Toxicidad para las aves (LC50 - 8 días)</b> > 1000 ppm: 1 100-1000 ppm: 3 1-100 ppm: 5
<b>Efectos a largo plazo para la salud</b> poco o ninguno: 1 posible: 3 definido: 5	<b>Toxicidad para las abejas</b> relativamente no tóxicos: 1 moderadamente tóxicos: 3 altamente tóxicos: 5
<b>Vida media en la superficie vegetal</b> 1-2 semanas: 1 2-4 semanas: 3 > 4 semanas: 5 herbicidas pre-emergentes: 1 herbicidas post-emergentes: 3	<b>Toxicidad para los organismos benéficos</b> bajo impacto: 1 impacto moderado: 3 impacto severo: 5
<b>Vida media en el suelo</b> T1/2 <30 días: 1 T1/2 = 30 a 100 días: 3 T1/2 > 100 días: 5	<b>Potencial de escorrentía y lixiviación a aguas subterráneas</b> pequeña: 1 mediano: 3 grande: 5

**Anexo 7****Características de los plaguicidas utilizados en las distintas secuencias de cultivos. Valores utilizados para la evaluación del impacto ambiental.****Tabla 1:** Valores asignados a los distintos componentes del Coeficiente de impacto ambiental (EIQ) para evaluar el impacto de su uso, de acuerdo al modelo propuesto por Kovach *et al.* (1992), Valores actualizados según Eshenaur *et al.* (2015).

<b>Producto</b>	<b>EIQ</b> "trabajador rural"	<b>EIQ</b> "consumidor"	<b>EIQ</b> "ecológico"	<b>EIQ total</b>
<b>Productos usados en la cebada</b>				
2,4-D (éster)	8	3	35	15,33
Dicamba	12	8	59	26,33
Glifosato	8	3	35	15,33
Carbendazim	25	40,5	86	50,5
Thiram	20,25	8,63	58,95	29,28
<b>Productos usados en la colza</b>				
Trifluralina	12	5,5	73	30,17
Cipermetrina	13,8	5,9	89,35	36,35
Clorpirifós	6	2	72,55	26,85
Carbendazim	25	40,5	86	50,5
Thiram	20,25	8,63	58,95	29,28
Propaquizafop	12,64	4,45	73,31	30,13
Dicamba	12	8	59	26,33
Glifosato	8	3	35	15,33
<b>Productos usados en el trigo</b>				
Dicamba	12	8	59	26,33
Metsulfurón metil	8	6	54	22,67
2,4-D (éster)	8	3	35	15,33
Glifosato	8	3	35	15,33
Cipermetrina	13,8	5,9	89,35	36,35
Carbendazim	25	40,5	86	50,5
Thiram	20,25	8,63	58,95	29,28
Epoconazol	13,21	18,16	69,12	33,5
Kresoxim metil	9	4,5	31,7	15,07
<b>Productos usados en la soja</b>				
Glifosato	8	3	35	15,33
Cipermetrina	13,8	5,9	89,35	36,35

Eshenaur B, J Grant, J Kovach, C Petzoldt, J Degni & J Tette (2015). Environmental Impact Quotient: A Method to Measure the Environmental Impact of Pesticides. New York State Integrated Pest Management Program, Cornell Cooperative Extension, Cornell University. 1992 – 2015. Disponible en: [www.nysipm.cornell.edu/publications/EIQ](http://www.nysipm.cornell.edu/publications/EIQ) Último acceso: diciembre de 2015.

Kovach J, C Petzoldt, J Degni, J Tette. (1992) A method to measure the environmental impact of pesticides. Disponible en: <http://www.nysipm.cornell.edu/publications/EIQ/default.asp>. Último acceso: diciembre de 2012.



**Anexo 8****Datos obtenidos para los distintos indicadores de sustentabilidad ecológica antes de su estandarización.**

**Tabla 1:** Secuencia CEBADA/SOJA. Datos obtenidos para los distintos indicadores relativos al IMPACTO INTRAPREDIAL en los distintos modelos de producción en Tres Arroyos, provincia de Buenos Aires (Argentina), antes de su estandarización. El número entre paréntesis corresponde al valor asignado en la escala correspondiente.

Categoría/descriptor	Indicador/subindicador	Suelos someros		Suelos profundos	
		NTM	NTA	NTM	NTA
<b>Suelo</b>					
Prop. químicas	Balace de nutrientes (%)	57 (1)	73 (2)	52 (0)	68 (2)
Prop. físicas	Remoción del suelo (adimensional)	3 (3)	4 (4)	3 (3)	4 (4)
	Volumen y tipo de rastrojo (adimensional)	6348 (2)	8741 (3)	7989(3)	10381(4)
Prop. biológicas	Suministro de materia orgánica (kg.ha <sup>-1</sup> )	7233 (1)	9605 (3)	8914(3)	11286(4)
	Protección del hábitat Subindicador: Uso de plaguicidas (adimensional)	85,8 (4)	130,7(1)	85,8 (4)	130,7(1)
	Subindicador: Remoción del suelo (adimensional)	3 (3)	4 (4)	3 (3)	4 (4)
<b>Biodiversidad</b>					
Uso de plaguicidas	Impacto sobre la vida animal (adimensional)	85,8 (4)	130,7(1)	85,8 (4)	130,7(1)
	Impacto sobre la diversidad vegetal (adimensional)	2,36 (4)	4,28 (2)	2,36 (4)	4,28 (2)
<b>Agua</b>					
Uso del agua	Eficiencia de uso del agua (kg.ha <sup>-1</sup> .mm <sup>-1</sup> )	6,37 (2)	8,50 (3)	7,87 (3)	10,00 (4)

**Tabla 2:** Secuencia COLZA/SOJA. Datos obtenidos para los distintos indicadores relativos al IMPACTO INTRAPREDIAL en los distintos modelos de producción en Tres Arroyos, provincia de Buenos Aires (Argentina), antes de su estandarización. El número entre paréntesis corresponde al valor asignado en la escala correspondiente.

Categoría/descriptor	Indicador/subindicador	Suelos someros		Suelos profundos	
		NTM	NTA	NTM	NTA
<b>Suelo</b>					
Prop. químicas	Balance de nutrientes (%)	49 (0)	96 (4)	45 (0)	82 (3)
Prop. físicas	Remoción del suelo (adimensional)	3 (3)	4 (4)	3 (3)	4 (4)
	Volumen y tipo de rastrojo (adimensional)	3002 (0)	3488 (0)	3488 (0)	4275 (0)
Prop. biológicas	Suministro de materia orgánica (kg.ha <sup>-1</sup> )	4800 (0)	5550 (0)	5550 (0)	6750 (1)
	Protección del hábitat Subindicador: Uso de plaguicidas (adimensional)	152,1(0)	164,3(0)	157,3(0)	164,3(0)
	Subindicador: Remoción del suelo (adimensional)	3 (3)	4 (4)	3 (3)	4 (4)
<b>Biodiversidad</b>					
Uso de plaguicidas	Impacto sobre la vida animal (adimensional)	152,1(0)	164,3(0)	157,3(0)	164,3(0)
	Impacto sobre la diversidad vegetal (adimensional)	2,78 (4)	5,87 (0)	2,85 (3)	5,87 (0)
<b>Agua</b>					
Uso del agua	Eficiencia de uso del agua (kg.ha <sup>-1</sup> .mm <sup>-1</sup> )	3,96 (0)	4,58 (0)	4,58 (0)	5,57 (1)

**Tabla 3:** Secuencia TRIGO/SOJA. Datos obtenidos para los distintos indicadores relativos al IMPACTO INTRAPREDIAL en los distintos modelos de producción en Tres Arroyos, provincia de Buenos Aires (Argentina), antes de su estandarización. El número entre paréntesis corresponde al valor asignado en la escala correspondiente.

Categoría/descriptor	Indicador/subindicador	Suelos someros		Suelos profundos	
		NTM	NTA	NTM	NTA
<b>Suelo</b>					
Prop. químicas	Balance de nutrientes (%)	57 (1)	78 (2)	46 (0)	63 (1)
Prop. físicas	Remoción del suelo (adimensional)	3 (3)	4 (4)	3 (3)	4 (4)
	Volumen y tipo de rastrojo (adimensional)	5250 (1)	7002 (2)	7284(2)	9599 (4)
Prop. biológicas	Suministro de materia orgánica (kg.ha <sup>-1</sup> )	6069 (0)	8038 (2)	8314(2)	10836(4)
	Protección del hábitat Subindicador: Uso de plaguicidas (adimensional)	76,0 (4)	135,5(1)	76,0 (4)	144,9(1)
	Subindicador: Remoción del suelo (adimensional)	3 (3)	4 (4)	3 (3)	4 (4)
<b>Biodiversidad</b>					
Uso de plaguicidas	Impacto sobre la vida animal (adimensional)	76,0 (4)	135,5(1)	76,0 (4)	144,9 (1)
	Impacto sobre la diversidad vegetal (adimensional)	2,04 (4)	4,36 (2)	2,04 (4)	4,36 (2)
<b>Agua</b>					
Uso del agua	Eficiencia de uso del agua (kg.ha <sup>-1</sup> .mm <sup>-1</sup> )	5,37 (1)	7,12 (2)	7,37 (2)	9,62 (4)

**Tabla 4:** Secuencia CEBADA/SOJA. Datos obtenidos para los distintos indicadores relativos al IMPACTO EXTERNO al predio en los distintos modelos de producción en Tres Arroyos, provincia de Buenos Aires (Argentina), antes de su estandarización. El número entre paréntesis corresponde al valor asignado en la escala correspondiente.

Categoría/descriptor	Indicador/subindicador	Suelos someros		Suelos profundos	
		NTM	NTA	NTM	NTA
<b>Agua</b>					
Agua superficial	Riesgo de contaminación por fertilizantes				
	Subindicador: Balance de N y P (%)	37,5 (1)	32,6 (2)	21,9(3)	21,1 (3)
	Subindicador: Remoción del suelo (adimensional)	3 (3)	4 (4)	3 (3)	4 (4)
	Riesgo de contaminación por plaguicidas (adimensional)	12,4 (4)	20,4 (3)	12,4 (4)	20,4 (3)
Agua subterránea	Riesgo de contaminación por nitratos (%)	37,5 (0)	9,7 (3)	21,9 (2)	8,8 (3)
	Riesgo de contaminación por plaguicidas (adimensional)	2,6 (4)	3,8 (1)	2,6 (4)	3,8 (1)
<b>Atmósfera</b>					
Emisión de gases invernadero	Uso de combustible (GJ.ha <sup>-1</sup> )	13,1 (3)	15,2 (1)	14,0 (2)	16,2 (1)
Captura de carbono	Producción de biomasa aérea (kg.ha <sup>-1</sup> )	12333(1)	16405(3)	15214(3)	19286(4)
<b>Energía no renovable</b>					
Energía proveniente de combustibles fósiles	Eficiencia energética (adimensional)	6,9 (1)	7,9 (3)	7,9 (3)	8,7 (4)
	Balance de energía (GJ.ha <sup>-1</sup> )	77,5 (1)	104,2 (3)	97,1 (2)	123,8 (4)

**Tabla 5:** Secuencia COLZA/SOJA. Datos obtenidos para los distintos indicadores relativos al IMPACTO EXTERNO al predio en los distintos modelos de producción en Tres Arroyos, provincia de Buenos Aires (Argentina), antes de su estandarización. El número entre paréntesis corresponde al valor asignado en la escala correspondiente.

Categoría/descriptor	Indicador/subindicador	Suelos someros		Suelos profundos	
		NTM	NTA	NTM	NTA
<b>Agua</b>					
Agua superficial	Riesgo de contaminación por fertilizantes				
	Subindicador: Balance de N y P (%)	16,5 (3)	57,6 (0)	11,7 (4)	42,3 (1)
	Subindicador: Remoción del suelo (adimensional)	3 (3)	4 (4)	3 (3)	4 (4)
	Riesgo de contaminación por plaguicidas (adimensional)	38,5 (0)	28,4 (1)	40,0 (0)	28,4 (1)
Agua subterránea	Riesgo de contaminación por nitratos (%)	16,5 (2)	39,8 (0)	11,7 (2)	42,3 (0)
	Riesgo de contaminación por plaguicidas (adimensional)	3,1 (3)	4,4 (0)	3,2 (3)	4,4 (0)
<b>Atmósfera</b>					
Emisión de gases invernadero	Uso de combustible (GJ.ha <sup>-1</sup> )	11,4 (4)	14,7 (2)	12,2 (4)	16,5 (0)
Captura de carbono	Producción de biomasa aérea (kg.ha <sup>-1</sup> )	8000 (0)	9250 (0)	9250(0)	11250(1)
<b>Energía no renovable</b>					
Energía proveniente de combustibles fósiles	Eficiencia energética (adimensional)	6,8 (1)	6,1 (0)	7,3 (2)	6,6 (0)
	Balance de energía (GJ.ha <sup>-1</sup> )	65,8 (0)	74,7 (0)	77,3 (1)	92,7 (2)

**Tabla 6:** Secuencia TRIGO/SOJA. Datos obtenidos para los distintos indicadores relativos al IMPACTO EXTERNO al predio en los distintos modelos de producción en Tres Arroyos, provincia de Buenos Aires (Argentina), antes de su estandarización. El número entre paréntesis corresponde al valor asignado en la escala correspondiente.

Categoría/descriptor	Indicador/subindicador	Suelos someros		Suelos profundos	
		NTM	NTA	NTM	NTA
<b>Agua</b>					
Agua superficial	Riesgo de contaminación por fertilizantes				
	Subindicador: Balance de N y P (%)	5,0 (4)	36,0 (2)	0,0 (4)	2,1 (4)
	Subindicador: Remoción del suelo (adimensional)	3 (3)	4 (4)	3 (3)	4 (4)
	Riesgo de contaminación por plaguicidas (adimensional)	10,7 (4)	20,8 (3)	10,7 (4)	23,5 (2)
Agua subterránea	Riesgo de contaminación por nitratos (%)	5,0 (3)	0 (4)	0 (4)	0 (4)
	Riesgo de contaminación por plaguicidas (adimensional)	2,4 (4)	4,1 (1)	2,4 (4)	4,5 (0)
<b>Atmósfera</b>					
Emisión de gases invernadero	Uso de combustible (GJ.ha <sup>-1</sup> )	11,9 (4)	14,5 (2)	13,2 (3)	17,4 (0)
Captura de carbono	Producción de biomasa aérea (kg.ha <sup>-1</sup> )	10369(1)	13738(2)	14214(2)	18536(4)
<b>Energía no renovable</b>					
Energía proveniente de combustibles fósiles	Eficiencia energética (adimensional)	6,4 (0)	7,0 (1)	7,9 (3)	7,8 (2)
	Balance de energía (GJ.ha <sup>-1</sup> )	64,7 (0)	86,8 (1)	91,5 (2)	118,8 (4)