

**Asociación Argentina de Economía Agraria
XLIX Reunión Anual de la AAEA, Santa Fe**

**EVALUACIÓN DE INDICADORES DE IMPACTO AMBIENTAL POR EL USO
DE AGROQUÍMICOS y ECOEFICIENCIA EN SISTEMAS DE PRODUCCIÓN
DEL PARTIDO DE PERGAMINO**

Septiembre, 2018

TRABAJO DE INVESTIGACIÓN

Tallone, Virginia¹

Silvina María Cabrini^{1,2}

cabrini.silvina@inta.gob.ar

¹UNNOBA, INTA EEA Pergamino. Av. Frondizi (Ruta 32) Km 4,5. Pergamino, Buenos Aires. Tel.: (02477) 439 000

² INTA EEA Pergamino. Av. Frondizi (Ruta 32) Km 4,5. Pergamino, Buenos Aires. Tel.: (02477) 439 000

EVALUACIÓN DE INDICADORES DE IMPACTO AMBIENTAL POR EL USO DE AGROQUÍMICOS y ECOEFICIENCIA EN SISTEMAS DE PRODUCCIÓN DEL PARTIDO DE PERGAMINO

Resumen

El impacto por el uso de agroquímicos es un tema controversial en la búsqueda de la sustentabilidad de la producción agropecuaria pampeana. En este estudio, se caracterizan sistemas de producción de Pergamino, norte de Buenos Aires, en base a indicadores de riesgo de impacto ambiental de los fitosanitarios empleados. Para ello se utilizaron datos del uso de agroquímicos de las campañas 2009/2010, 2010/2011 y 2011/2012, de 18 empresas ubicadas en la cuenca alta del arroyo Pergamino.

Se calculó el valor de EIQ (coeficiente de impacto ambiental) para cada cultivo en cada establecimiento. A partir de los rendimientos, también se calculan los valores económicos de la producción y la ecoeficiencia, con respecto al uso de pesticidas. Finalmente, se estudia la relación del EIQ y la ecoeficiencia con la superficie operada y el nivel de diversificación de la producción.

Los resultados muestran que el maíz presenta mayor EIQ, seguido por el maíz pisingallo, el doble cultivo trigo/soja y la soja 1ra y, por último, los verdeos para ganadera. Los valores de EIQ por empresa son altamente variables, incluso para rotaciones similares. A nivel de ecoeficiencia, se exhibe una amplia ventaja de la ganadería frente a la agricultura, y dentro de ésta última, las mejores alternativas son el maíz pisingallo y el doble cultivo trigo/soja. Finalmente, no se encontró relación significativa entre la ecoeficiencia y la diversificación de la producción, la proporción de soja 1ra, ni la superficie del establecimiento.

Palabras clave: *Agricultura pampeana, Impacto Ambiental de Pesticidas, Ecoeficiencia*

Abstract

The impact of the use of agrochemicals is a controversial issue in the search for the sustainability of agricultural production in the Pampas. In this study, production systems of Pergamino, North of Buenos Aires, are characterized, based on indicators of environmental impact of pesticides. The study is based on data on pesticides use for crop years 2009/2010, 2010/2011 and 2011/2012, from 18 companies located in the upper basin of the Pergamino river.

The EIQ value (environmental impact quotient) was calculated for each crop in each farm. Based on crop yields and market prices, the economic values of production and eco-efficiency with respect to the use of pesticides, are also calculated. Finally, the relationship of the EIQ and the eco-efficiency with the operated land and the production diversification are studied.

The results show that corn has a highest EIQ, followed by pop-corn, wheat/soybean and full-soybean, and annual winter forages. The EIQ values per company are highly variable, even for similar rotations. The eco-efficiency, is highest value is for annual winter forages, followed by pop-corn and the double crop wheat /soybean. Finally, no significant relationship was found between eco-efficiency and the diversification of production, the proportion of full season soybean 1ra, and farm area.

Key words: *Agriculture, Argentine Pampas, Environmental Impact Quotient, Eco-efficiency*

Introducción

Uno de los temas centrales en el estudio de la sustentabilidad de la producción agropecuaria pampeana es la evaluación de los efectos del uso de los agroquímicos en los ecosistemas, las poblaciones rurales y los consumidores de los alimentos. En los últimos años, impulsada por el aumento de la demanda mundial de commodities agrícolas, la producción agrícola argentina, se ha intensificado y expandido hacia áreas no cultivadas, lo que generó un aumento en el uso de los agroquímicos (Sarandón, 2002). Si bien este crecimiento de la producción agropecuaria representa un éxito productivo y económico, se ha profundizado la preocupación por los impactos de esta actividad en el medio ambiente (e.g. Cabrini *et al.*, 2013; Flores y Sarandón, 2002; Viglizzo *et al.*, 2006). En la actualidad el riesgo de contaminación por el uso inadecuado de agroquímicos se destaca como uno de los temas más sensibles, entre los problemas ambientales asociados a la producción agropecuaria pampeana (Cabrini *et al.*, 2014).

Ante este escenario y dado que la tierra cultivable es limitada, varios autores indican la necesidad de transformar los sistemas productivos actuales en busca de un balance entre la productividad y los efectos ambientales y sociales (e.g. Tilman *et al.*, 2002; Doré *et al.*, 2011; Tiftonell, 2016). Surge en los últimos tiempos las propuestas de intensificación sostenible, que se ha definido como el incremento de la producción a partir de la misma área de tierra al tiempo que se reducen los efectos negativos para el medio ambiente y se aumenta la contribución al capital natural y el flujo de servicios ambientales (Godfray *et al.* 2010). Las medidas de ecoeficiencia se proponen como herramientas para monitorear los procesos de intensificación sostenible. La ecoeficiencia es una eficiencia ecológica y económica que mide el impacto medioambiental causado por unidad monetaria ganada (Kicherer *et al.*, 2007).

Si bien recientemente ha aumentado la preocupación acerca de los efectos negativos, existen desde hace varios años estudios que han elaborado y propuesto herramientas de evaluación que permiten cuantificar el riesgo que los fitosanitarios representan para el medioambiente y los seres vivos en diferentes regiones del mundo.

A nivel nacional, los indicadores propuestos se basan en la dosis letal media (DL50). Existe un modelo llamado AgroEcoIndex desarrollado para facilitar el diagnóstico e interpretación de procesos críticos en los agroecosistemas de la región pampeana mediante la utilización de varios indicadores, entre los que se incluye un indicador para el riesgo de contaminación por plaguicidas (Viglizzo *et al.*, 2006). Además de la DL50 del producto, éste indicador considera dosis, solubilidad en agua, capacidad de adsorción y vida media de cada agroquímico analizado. Más recientemente, la Cátedra de Cerealicultura de la Universidad de Buenos Aires, propone el “Ripest” (Riesgo de Pesticidas) para estimar el riesgo ecotoxicológico de un paquete de agroquímicos, considerando los efectos sobre dos grupos de organismos: insectos y mamíferos. Mide el efecto de los fitosanitarios en términos de “unidades de toxicidad”, que obtiene relacionando dosis aplicada y DL50 para cada producto empleado (Ferraro *et al.*, 2003). El Ripest, permite calcular la toxicidad por lote y campaña al integrar los indicadores obtenidos para cada agroquímico con su correspondiente dosis en que fue aplicado durante el transcurso del año agrícola.

Un indicador de mayor difusión es el EIQ (Environmental Impact Quotient - Coeficiente de impacto ambiental), desarrollado por la Universidad de Cornell, New York, EE.UU; en el marco de un programa de manejo integrado de plagas. Este coeficiente promedia los valores de riesgo considerando tres componentes: 1- Trabajador agrícola, 2- Consumidor y 3- Ecología (Kovach *et al.*, 1992).

El objetivo de este trabajo es caracterizar los diferentes usos de la tierra encontrados en campos de productores del partido de Pergamino en base a un indicador del impacto ambiental de los paquetes de agroquímicos utilizados en cultivos agrícolas y recursos forrajeros durante las campañas 2009/10, 2010/11, 2011/12.

Se calculó el valor de EIQ (coeficiente de impacto ambiental) para cada cultivo en cada establecimiento. A partir de los rendimientos, también se calculan los valores económicos de la producción y la ecoeficiencia, con respecto al uso de pesticidas. Finalmente, se estudia la relación del EIQ y la ecoeficiencia con la superficie operada y el nivel de diversificación de la producción.

Uso de agroquímicos en región pampeana argentina

El modelo de producción en Argentina, y particularmente en la región pampeana, se ha ido modificando con el paso del tiempo. La rotación agrícola-ganadera predominante hasta los '60, en la que se alternaban períodos de cultivos de granos con períodos de pasturas para ganadería, se fue transformando hacia un sistema de agricultura continua. Hacia inicios de la década del '70, la tendencia a la siembra de los cereales –maíz y trigo- Esta tendencia de la producción nacional, puede observarse también en los partidos del norte de la Provincia de Buenos Aires, en la Figura n° 1.

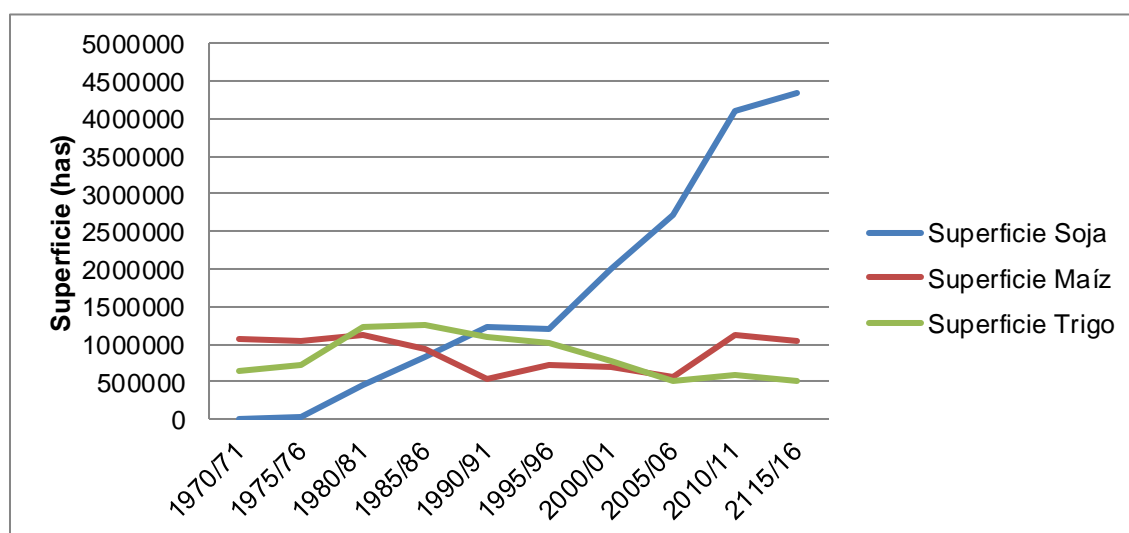


Figura 1. Evolución de la superficie sembrada con maíz, trigo y soja en partidos del norte de la provincia de Buenos Aires.

Fuente: Estimaciones Agrícolas, Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca.

Nota: Los partidos del norte de la Provincia de Buenos Aires incluyen: Alberti, Arrecifes, Baradero, Bolívar, Bragado, Cañuelas, Capitán Sarmiento, Carlos Casares, Carlos Tejedor, Carmen de Areco, Chacabuco, Chivilcoy, Colón, Daireaux, Exaltación de la Cruz, Florentino Ameghino, General Arenales, General Las Heras, General Paz, General Pinto, General Viamonte, General Villegas, Hipólito Yrigoyen, Junín, Leandro N. Alem, Lincoln, Lobos, Mercedes, Monte Navarro, 9 de Julio, Pehuajó, Pellegrini, Pergamino, Ramallo, Rivadavia, Rojas, Roque Pérez, Saliqueló, Salto, San Andrés de Giles, San Antonio de Areco, San Nicolás, San Pedro, San Vicente, 25 de Mayo, Trenque Lauquen, Tres Lomas, Zárate.

Los cambios ocurridos dentro de la zona núcleo agrícola argentina tienen su base en la adopción de un nuevo modelo de producción que involucra a la siembra directa y a la semilla genéticamente modificada (Aparicio *et al.*, 2015). Por un lado, la adopción de siembra directa fue clave para frenar un proceso de erosión hídrica que estaba ocurriendo en algunas zonas de la región pampeana, pero por el otro generaron un incremento en las aplicaciones de pesticidas. Según el Observatorio Socio-Ambiental de la Soja (OSAS) hasta 1996 se aplicaban 30 millones de litros de agroquímicos en soja al año en la Argentina, mientras que

hacia 2013 esta cifra superaba los 180 millones de litros. Si bien, los productos químicos con mayor riesgo de toxicidad se han ido prohibiendo en los últimos años, se percibe una preocupación por el aumento de las cantidades de agroquímicos utilizados. En particular, en las últimas campañas ha sido muy importante el aumento de otros principios activos debido a la aparición de malezas resistentes tales como rama negra (*Conyza bonariensis*), yuyo colorado (*Amaranthus quitensis*), entre otras.

En cuanto a la distribución de las aplicaciones, según un reporte de INTA en 2013 (Aparicio *et al.*, 2015), sobre un total de 281.652.245 lts de plaguicidas, el glifosato representa el 65%, el 22% restante otros herbicidas y el sobrante se distribuye entre coadyuvantes, insecticidas, fungicidas, insecticidas y curasemillas. El aumento en el uso de herbicidas, ubica a la Argentina en el segundo lugar del ranking establecido por la FAO en mayor utilización de herbicidas por hectárea (Aparicio *et al.*, 2015). Sin embargo, no se reflejan subas paralelas en los rindes por hectárea, como sí lo hacen países como EE.UU., Francia, Alemania o Dinamarca, donde la eficiencia en producción de granos por volumen de herbicida empleado es mayor.

Reglamentación sobre el uso de agroquímicos

Las siguientes secciones describen la reglamentación vigente, en base a ordenanzas municipales, leyes provinciales, nacionales y de otros países; como así también a trabajos dedicados a analizarlas en profundidad.

Reglamentaciones municipales

Los municipios situados dentro de la Región Pampeana, han dado importancia a la regulación de las aplicaciones en sus territorios y, en muchos casos promulgado sus ordenanzas (Ferrer y Cabrini, 2016). Cabrini *et al.* (2014) en un trabajo sobre percepción de los problemas ambientales reportan que los productores entrevistados pusieron especial interés en los efectos sobre trabajadores que manipulan agroquímicos, las comunidades cercanas a las zonas de cultivo, los riesgos de contaminación de acuíferos y alimentos; pero sin dejar de considerar la importante necesidad de controlar las plagas. Las opiniones acerca de los agroquímicos son contrapuestas; están aquellos que suelen denominarlos “agrotóxicos” y que los altamente tóxicos riesgosos para la salud humana. Mientras que también hay quienes creen que los agroquímicos no representan un problema, e indican que los de alta toxicidad ya han sido, o están siendo, eliminados del mercado para reemplazarlos con otros más “amigables” (Ferrer y Cabrini, 2016).

Los plaguicidas se clasifican en cuatro bandas toxicológicas según la clasificación de la OMS (Organización Mundial de la Salud) en base a los riesgos, tomando la DL50 aguda (ratas), como parámetro. Banda verde (IV) corresponde a aquellos productos que normalmente no ofrecen peligro, banda azul (III) a los poco peligrosos, banda amarilla (II) a los moderadamente peligrosos y banda roja (Ia y Ib) a los sumamente peligrosos. Las restricciones para el uso de los agroquímicos establecidas en ordenanzas y leyes se basan en el color de las etiquetas propuestas por la clasificación anteriormente mencionada.

Como ejemplo, se mencionan los casos de los partidos de Junín y Pergamino. Desde 2013, en Junín, rige la ordenanza N° 6425/13 de creación “franja verde” que regula al uso de agroquímicos en zonas periurbanas. La misma delimita una distancia de 500 metros desde áreas urbanizadas, 300 metros desde establecimientos educativos rurales y entre 25 a 500 metros desde cursos y espejos de agua; prohibiéndose el uso, sobre dicha franja, de productos

clases I, II y III, limitándose a la clase IV, cuya aplicación solo puede realizarse con equipos terrestres.

Por su parte, en Pergamino, se aprobó en 2014 la ordenanza N° 8126/14 de similares características a la anteriormente mencionada, excepto en un punto clave: prohíbe la aplicación de cualquier clase de fitosanitario en los primeros 100 metros de campo que limiten con un sector urbano. Este aspecto de la ordenanza ha dado lugar a opiniones que la consideran excesiva, ya que, manteniendo ciertos recaudos a la hora de realizar las aplicaciones, los daños provocados a la salud y el medio ambiente son prácticamente nulos, y otras que no, porque señalan que las aplicaciones no siempre se llevan respetando las pautas correspondientes y entonces pueden presentarse problemas (Ferrer y Cabrini, 2016). Kaufmann y Ferreyra (2016) dimensionaron que la superficie involucrada por la franja de exclusión de 100 m, representa alrededor de 1000 ha, donde la mayor parte de los suelos corresponden a la Clase I, cuya aptitud de uso agrícola es óptima.

Provincial

A nivel provincial rige, desde 1988, la Ley N° 10699 de Agroquímicos y Fertilizantes de la Provincia de Buenos Aires. Pese a continuar vigente, no se instrumenta ni tampoco atiende las cuestiones controversiales que rodean a las aplicaciones de agroquímicos en estos tiempos, motivo por el cual una parte importante de los municipios bonaerenses han dictado sus propios mecanismos regulatorios. Por este motivo, hoy se trabaja en una actualización a la mencionada ley.

Un proyecto de ley, desarrollado en 2016, fue rápidamente aprobado en la Cámara de Senadores e ingresó en la Comisión de Asuntos Agrarios de Diputados, donde fue modificado en algunos puntos clave como las distancias de aplicación y su control, como también se incorporó un capítulo para la actividad fruti-hortícola, que no había sido considerada en el proyecto original. Tras un arduo debate, se aprobó y ahora resta su paso por otra comisión, para finalmente ser tratado sobre tablas.

Nacional

A nivel nacional, el gobierno, a través del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable y de Agroindustria, firmó en los primeros días de 2018 una resolución sobre políticas públicas para la aplicación de fitosanitarios que busca crear un grupo de trabajo para adoptar Buenas Prácticas Agrícolas (BPA) en el manejo de estos productos químicos (<http://www.redbpa.org.ar/>). Ambos Ministerios intentan regular la aplicación de los agroquímicos fundamentalmente en las zonas de amortiguamiento adyacentes a espacios que necesitan un mayor cuidado por su naturaleza y ubicación.

Medición del impacto ambiental de agroquímicos en sistemas de producción

En diferentes partes del mundo se han realizado estudios en los cuales se intenta identificar y cuantificar los efectos de la utilización de agroquímicos sobre el ambiente y los seres vivos. El EIQ es un indicador ampliamente utilizado en estos estudios.

Varios de los trabajos realizados con el EIQ corresponden a comparaciones de impacto ambiental de los agroquímicos entre cultivos convencionales y transgénicos. Tanto Nillesen et al. (2006) como Knox et al. (2011) hallaron que los planteos productivos para el maíz (resistentes a glufosinato de amonio y a insectos) y el algodón transgénicos (resistente a

insectos) respectivamente, tuvieron menor impacto ambiental que los planteos para los cultivos pero convencionales. Stewart et al. (2011), por su parte, analizó el riesgo ambiental que representaban diversos programas de control de malezas en un cultivo de soja resistente a glifosato. Los mismos alternaban entre aplicaciones únicas de glifosato -u otro herbicida- a combinaciones de herbicidas en pre y post-emergencia (temprana y tardía) del cultivo. Tras calificar al riesgo ambiental de los herbicidas en: muy bajo (EIQ < 5), bajo (EIQ < 20) y medio (EIQ < 45), pudo realizar las comparaciones pertinentes. Las aplicaciones de pre-emergencia tuvieron valores bajos de impacto ambiental, encontrándolas 1/2 a 2/3 menores que las aplicaciones en post-emergencia. Otra conclusión a la que arribó fue que dos aplicaciones secuenciales de glifosato presentaban valores de EIQ similares a una aplicación de glifosato seguida de otro herbicida. Información a la que también concluyó Soltani et al. (2010) en un estudio de las mismas características, pero en maíz resistente a glifosato. En este último caso, las mezclas en tanque de glifosato junto a otros productos arrojaron valores muy cercanos a los casos donde se hicieron dos aplicaciones consecutivas de dicho herbicida. Ambos trabajos, ayudaron a sugerir que diferentes estrategias de control pueden presentar valores similares de EIQ.

En el país existen antecedentes de estudios en los que se ha utilizado el EIQ como indicador del impacto ambiental de los agroquímicos. La mayor parte de estos se ha realizado dentro de evaluaciones económico-ambientales de los sistemas de producción. Cabrini y Calcaterra (2016), emplearon el EIQ para evaluar el uso de agroquímicos en el norte de provincia de Buenos Aires. Los autores indican que la ganadería extensiva representa una opción de uso de la tierra que se realiza con muy bajos valores de EIQ en contraposición a los modelos de producción agrícola actual. En este estudio se resalta que los modelos mixtos (agricultura y ganadería) realizan un uso más equilibrado de la tierra combinando los buenos indicadores ambientales de la ganadería con los altos indicadores económicos de la agricultura. Para el sudoeste de la Provincia de Buenos Aires, Manchado et al. (2012), analizaron los conflictos en planteos productivos representativos, mediante una matriz compromiso, de atributos económicos, técnico-ambientales y ambientales. En este estudio se indica que el EIQ es el atributo ambiental más difícil de compatibilizar con la maximización del resultado económico. Mientras tanto, en INTA Paraná un trabajo con diferentes planteos de producción de maíz para un estudio de sustentabilidad observó una relación positiva entre la eficiencia económica y la ambiental (Engler et al., 2010), donde uno de los parámetros utilizados fue el EIQ.

Un informe de la Defensoría del Pueblo y la Universidad Nacional de La Plata, (2015) realizó un relevamiento de la utilización de agroquímicos en la provincia de Buenos Aires.. A diferencia de los estudios mencionados anteriormente, en este informe no utilizó el EIQ sino que elaboró sus propios indicadores. Para hacerlo se basó en las clases toxicológicas, dosis y superficies aplicadas. La agricultura intensiva -horticultura y floricultura- resultó ser la actividad con mayor índice de agresividad seguida por la producción de granos, debido al uso de una mayor cantidad de productos químicos y de mayor toxicidad. Por el contrario, la ganadería al desarrollarse en buena parte sobre pastizales naturales tiene menores valores de índices de riesgo por el uso de agroquímicos. Dentro de la producción de granos, los cultivos estivales resultaron potencialmente más “peligrosos” que los invernales; y fueron, fundamentalmente, los herbicidas quienes hicieron el mayor aporte a esta serie de coeficientes con los que trabajaron. No obstante, la conclusión más importante a la que llegaron durante este informe solicitado por la Defensoría del Pueblo, fue que no es el cultivo en sí mismo lo que se asocia a la liberación de agroquímicos, sino el modelo productivo utilizado.

Un trabajo a cargo de la REM (Red de conocimiento de Malezas Resistentes) analizó el impacto ambiental de las malezas resistentes y tolerantes. Marzetti et al. (2017), consideraron el uso diferencial de herbicidas que requieren las malezas difíciles y midieron el impacto ambiental mediante el EIQ. Hallaron incrementos en el impacto ambiental que, en promedio, se ubicaron en torno al 30% respecto de situaciones donde el manejo químico fue el habitual. En cuanto a los cultivos, el maíz presentó los peores valores ambientales, debido a que sus estrategias de control suelen incluir el uso de herbicidas como la atrazina, el metolaclor y el acetoclor, los cuales tienen un valor de EIQ muy elevado. Las aplicaciones realizadas dentro del barbecho (largo y corto) constituyeron el 51% de total, lo cual sugirió que la inclusión de cultivos invernales o cultivos de cobertura podrían reducir el impacto ambiental.

Marzetti et al. (2017) tomó como base un trabajo anterior al suyo, acerca de la estrategia sustentable al manejo de malezas que representan los cultivos de cobertura, de Baigorria et al. (2016). Este último, evaluó dos alternativas en las que se utilizó al triticale como cultivo de cobertura precedente a la siembra de soja, pero que difirieron en el método utilizado para su secado. En una de ellas se lo realizaba mediante el rolado del mismo, mientras que en la otra se lo hacía con una aplicación de herbicidas. Ambas propuestas fueron más “amigables” ambientalmente respecto de la situación testigo donde se sembró soja sin cultivo de cobertura como antecesor. La diferencia en el EIQ fue significativa. Siempre a favor de los cultivos de cobertura, se obtuvieron reducciones en el impacto ambiental de 55,9% para el tratamiento con rolado y de 32,9% en el tratamiento con herbicidas contra la situación sin cultivo de cobertura, destacando que no hubo reducciones en los rendimientos de soja.

Principiano y Acciaressi (2017), en una línea de investigación que midió el impacto ambiental y económico del control de malezas en diferentes secuencias de cultivos para el noroeste de la provincia de Buenos Aires, llegaron a resultados coincidentes con los de Baigorria et al. (2016) y Marzetti et al. (2017). En primera instancia, encontraron una relación positiva entre el costo ambiental y económico. Mientras que, por otro lado, aquellas secuencias de cultivos que incluyeron cultivos invernales o de cobertura devolvieron los menores valores de impacto ambiental; situación totalmente opuesta al monocultivo de soja. Sin embargo, cabe destacar, que como no era objetivo de estudio, el análisis costo/beneficio presentado por los autores no incluye el costo del cultivo de cobertura, ni sus posibles beneficios adicionales en el análisis.

Es interesante la posibilidad de evaluar la relación entre el valor económico de la producción y el grado de impacto ambiental. Para esto se propone el concepto de eco-eficiencia que mide el impacto medioambiental causado por unidad monetaria ganada (Kicherer et al., 2007). Varios autores han utilizado el EIQ en términos de eco-eficiencia. Rao y Nagamani (2013), en su trabajo sobre manejo eco-eficiente de las malezas en arroz, presentaron este término para referirse a un manejo que se interesa por el uso eficiente y sustentable del manejo de la tierra y la producción agrícola. Es decir que una producción será más “eco-eficiente” si produce más con un impacto ambiental menor o igual, o produce menos “eco-eficientemente” si produce igual pero con mayor impacto ambiental. Para cuantificar la eco-eficiencia de los herbicidas, propusieron utilizar al EIQ, lo que se realizará en el presente trabajo pero para las tres clases de agroquímicos que se consideran: insecticidas, fungicidas y herbicidas.

Limitantes del EIQ

El gran número de trabajos que utilizaron al EIQ como herramienta de análisis denotan el aporte de este índice al estudio de los plaguicidas y su efecto sobre el ambiente. No obstante, una de las autoras mencionadas, Nillesen, ha planteado también algunas limitantes del EIQ.

Según Nillesen *et al.* (2006) es el sistema de puntaje que utiliza para calificar algunas de cualidades de los plaguicidas lo que condiciona su análisis. Se utilizan solo tres valores (1,3 y 5) para dar menor o mayor peso a cada uno de los tres componentes del EIQ de cada producto, lo que puede llevar a que un plaguicida 1000 veces más tóxico que otro apenas reciba un valor cinco veces más alto. Tampoco toma el valor 0 (cero) sino que el mínimo es el 1 (uno), haciendo que sustancias relativamente benignas no tomen una distancia considerable de aquellas extremadamente peligrosas.

En cuanto al componente del trabajador agrícola, el valor de toxicidad crónica es siempre multiplicado por el valor de toxicidad dermal, generando que productos de conocido efecto sobre la salud a largo plazo pero sin efectos dermales no sean considerados riesgosos para quienes estén en contacto con estos. Otra limitante se halla en la comparación entre persistencia y toxicidad. El EIQ analiza la toxicidad por exposición existiendo la posibilidad de que un pesticida no muy tóxico pero sí muy persistente reciba un valor más alto que otro más tóxico pero menos persistente. Y por último, se ignora que el efecto de los agroquímicos se encuentra muy relacionado con las condiciones ambientales y ecológicas (tipo de suelo, hidrología, cultivo, etc) presentes en donde se aplica.

De todas formas, si se utiliza esta herramienta considerando las limitantes que presenta, no hay dudas de su utilidad. Los continuos cambios en los sistemas de producción actual sumados al interés y la preocupación de la sociedad acerca del impacto de los plaguicidas sobre el ambiente, hacen que el riesgo de contaminación por agroquímicos se haya transformado en un aspecto clave a considerar en la medición de los resultados de los sistemas productivos.

Materiales y métodos

Los datos utilizados para llevar adelante este trabajo se obtuvieron de una encuesta realizada por el grupo de Economía de INTA Pergamino a productores de la misma localidad para las campañas 2009/10, 2010/11 y 2011/12. Se entrevistó a un total de 19 productores ubicados en cinco sub-cuencas (aproximadamente un total de 4000 has.), delimitadas por el relieve superficial, y ubicadas dentro de la cuenca alta del arroyo Pergamino, en el Norte de la Provincia de Buenos Aires. La información recabada permitió caracterizar a las empresas agropecuarias y a sus responsables, cuantificar la producción obtenida, el uso de los insumos y las formas de manejo. Del total de encuestas realizadas, se eliminó del estudio a una de ellas en la que el productor no estuvo dispuesto a brindar datos fundamentales sobre el uso de agroquímicos.

A cada uno de los establecimientos agropecuarios se los caracterizó según la superficie manejada, y la toma de decisiones en base al asesoramiento que presentó cada empresa. Para describir el uso del suelo se registró combinación de cultivos y actividades económicas (ganadería y agricultura), proporción de soja dentro de los planteos productivos y el nivel de diversificación de la producción. Para cada cultivo y cada empresa se registró el paquete de agroquímicos utilizados y se calculó el valor de EIQ por cultivo y establecimiento.

Respecto al asesoramiento, el mismo puede corresponder tanto a la presencia de uno o más ingenieros agrónomos entre los responsables de la misma como al servicio de uno externo al establecimiento. Y en cuanto a la diversificación, la misma se estimó en base al índice de concentración de Herfindahl-Hirschman (HH). El cual toma valores entre 0 y 10000 y se emplea para medir el grado de concentración de las actividades económicas. Se calcula como la sumatoria de los porcentajes al cuadrado de la superficie asignada a cada cultivo agrícola en base anual, donde el valor más elevado corresponde al uso de tierra con un único

cultivo y valores menores corresponden a mayores niveles de diversificación productiva. En las encuestas en donde los entrevistados no brindaron alguna información sobre dosis utilizadas, se utilizaron las dosis de marbete de los productos.

Para cada paquete de agroquímicos reportado por cultivo en cada campaña, se calcula un indicador del riesgo de contaminación. Se utiliza el Coeficiente de impacto ambiental - Quotient Impact Enviroment- (EIQ), que se calcula mediante el uso de su plataforma virtual (EIQ: <http://www.nysipm.cornell.edu/EIQCalc/input.php>) en las que se ingresa parte de los datos necesarios obtenidos de las encuestas realizadas anteriormente.

La fórmula propuesta por Kovach *et al.* (1992) integra tres componentes: el trabajador agrícola, el consumidor y el ambiente. Para determinar el primero de ellos -trabajador agrícola- considera la exposición al producto durante su aplicación mediante la toxicidad dermal y la exposición a largo plazo mediante la toxicidad crónica calculada en mamíferos. En cuanto al componente del consumidor se considera su exposición al producto por la posible presencia de residuos en el suelo y en la planta y el efecto potencial de las aguas subterráneas. Y por último, el ambiente, componente que abarca los efectos sobre el agua y la tierra como así también sobre los peces, las aves y los artrópodos benéficos. La fórmula tiene la siguiente forma:

$$EIQ = \frac{\{C \times [(DT \times 5) + (DT \times P)] + [(C \times \frac{S+P}{2}) \times SY] + (L)\} + [(F \times R) + (D \times (\frac{S+P}{2}) \times 3) + (Z \times P \times 3) + (B \times P \times 5)]}{3}$$

Donde, C: toxicidad crónica, DT: toxicidad dermal, P: vida media en la superficie de la planta, S: vida media en el suelo, SY: sistematicidad, L: potencial de lixiviación, F: toxicidad en peces, D: toxicidad en aves, R: potencial pérdida en superficie, Z: toxicidad en abejas, B: toxicidad en artrópodos benéficos.

Por último, afecta al valor final por la concentración del producto que se haya utilizado y la dosis aplicada.

Al trabajar en la plataforma virtual del EIQ se encontraron tres (3) productos para los cuales no existía un valor de dicho indicador: alfametrina, haloxifop y zetametrina. Los profesionales consultados a cargo de la mencionada plataforma, y informaron que los faltantes se debían a que no se trataba de productos utilizados con frecuencia en Estados Unidos. Por lo cual, los piretroides fueron reemplazados por otro insecticida del mismo grupo y banda de toxicidad: la cipermetrina. Mientras que para el haloxifop se utilizó un valor promedio de EIQ correspondientes a herbicidas tal como lo hizo Donadío de Gandolfi, *et al* (2009).

En este trabajo determinó la relación del valor económico de la producción y el EIQ mediante un indicador de eco-eficiencia. Se calcularon dos medidas de valor de la producción para los lotes con actividad agrícola: un valor “privado” que se calcula en base a los rendimientos obtenidos y los precios recibidos por los productores y un valor “social” en el que al valor privado se le suman los aportes por retenciones que constituyen un ingreso para el estado. Los precios de los granos se tomaron de la Bolsa de Comercio de Rosario, a excepción de la arveja y la manzanilla que se tomaron de AFA (Agricultores Federados Argentinos) y de información brindada por productores, respectivamente. En cualquier caso, se trabajó con un solo valor, promedio de las tres campañas (Tabla n° 1).

Para los establecimientos en los que se incluyó actividad ganadera, se consultó al Ing. Zoot. Jonatan N. Camarasa, M. Sc. Del Grupo Bovinos – Dpto. Producción Animal EEA INTA Pergamino, quién brindó los rendimientos estimados en Kg de carne por hectárea para cada recurso forrajero, considerando la capacidad agrícola que presentan los campos dentro de la cuenca en estudio. Se utilizó el Índice del Novillo del Mercado de Liniers (INML:

<http://www.mercadodeliniers.com.ar>) promedio para cada campaña (tomando los valores para el día 15 de cada mes entre julio y junio, afectado por la cotización del dólar para la misma fecha) como precio de la carne, la cual al no tener retenciones, presentó un único valor económico –sin distinción entre social o privado. En base a los valores de la producción se calculó la eco-eficiencia asociada al impacto de pesticidas, por cultivo, y a nivel establecimiento.

Tabla 1. Precio de los granos y precio de INML para el período 2009-2012.

PRECIO (US\$/qq o US\$/Kg carne)	
SOJA	29,2
MAÍZ	16,7
MAÍZ POP	49,3
TRIGO	15,13
CEBADA	19
ARVEJA(*)	24
MANZANILLA(**)	750
INML(***)	1,72

Fuente: Bolsa de comercio de Rosario (www.bcr.com.ar)

*Agricultores Federados Argentinos (AFA, www.afascl.com)

**Información brindada por productor

***Índice Novillo Mercado de Liniers (INML, <http://www.mercadodeliniers.com.ar>)

Por último, se realizó una prueba estadística de correlación entre los valores de eco-eficiencia privada y social y tres características de las empresas: tamaño del establecimiento (hectáreas), nivel de diversificación de la producción y proporción de soja de primera. La hipótesis nula (H_0) considerada fue la no existencia de relación entre las variables mencionadas.

Resultados

En la Tabla 2, se detallan las principales características de los 18 establecimientos seleccionados para realizar este estudio. Las superficies que manejan son muy variadas, desde 30 ha hasta 4000 ha, dentro y fuera de las sub-cuencas en estudio, con un promedio de 598 ha. Sólo se tomaron las parcelas dentro de la cuenca para caracterizar el uso de la tierra y calcular indicadores. Del total de empresas consideradas, solo una de ellas, no cuenta asesoramiento profesional para su manejo.

En lo que respecta al tipo de actividad, seis de los dieciocho establecimientos cuentan con ganadería, además de agricultura, en diferentes proporciones. La participación de esta actividad en los suelos agrícolas, que caracterizan a la zona de estudio, es muy baja. Mediante el índice de diversificación HH se observa que la elección de cultivos es variada, hallándose casos donde sólo se maneja una única alternativa ($HH = 10000$), a otros donde las opciones han sido mucho más amplias como la empresa 104 y 105. La proporción de soja de primera, presenta un promedio, elevado, de 0,8.

A partir de la información obtenida tras entrevistar a los representantes de las dieciocho empresas agropecuarias, se obtuvo la lista de productos agroquímicos que fueron utilizados

para las tres campañas. Entre herbicidas, insecticidas y fungicidas se emplearon un total de cincuenta y cuatro principios activos o mezcla comerciales de los mismos. La mayor variedad de productos aplicados correspondió a insecticidas y herbicidas, mientras que, por el contrario, los fungicidas aplicados por las empresas fueron apenas unos pocos (Figura n° 4).

Tabla 2. Descripción de los establecimientos encuestados, Partido de Pergamino.

Empresa	Superficie	Profesionalización de las decisiones	Ganadería	Proporción de soja 1ra	Índice HH
100	215	SÍ	NO	0,50	4412
101	60	SÍ	NO	0,17	3651
102	2500	SÍ	NO	0,90	6438
103	30	SÍ	NO	0,00	5000
104	350	SÍ	NO	0,00	2800
105	520	SÍ	SÍ	0,38	3304
106	96	SÍ	NO	0,67	6212
107	169	SÍ	SÍ	0,90	8337
108	4000	SÍ	NO	1	10000
109	1071	SÍ	SÍ	0,70	5804
110	60	SÍ	NO	0,70	6329
111	56	NO	SÍ	0,33	3740
112	370	SÍ	NO	0,33	5218
113	238	SÍ	NO	0,43	4286
114	464	SÍ	SÍ	0,70	6660
115	283	SÍ	SÍ	0,70	6041
117	45	SÍ	NO	0,50	5556
118	233	SÍ	NO	0,40	4005
Promedio	597,72			80%	5433
Mínimo	30			45%	2800
Máximo	4000			100%	10000

Respecto a clase toxicológica de los productos empleados, los insecticidas fueron los agroquímicos con mayor frecuencia de productos de las clases más peligrosas: más de la mitad fueron Clase II (banda amarilla), e inclusive presentaron casos de agroquímicos de las Clases Ia y Ib (banda roja) (Figura n° 5). Uno de éstos últimos fue el Endosulfán, cuya

fabricación, comercialización y uso se prohibió desde julio de 2013 (Resolución n° 511/11, SENASA), un año después de realizadas las encuestas de la última campaña (2011/12).

Por el contrario, los herbicidas y fungicidas (Figura n° 6) presentaron una situación más “amigable”, la mitad de cada grupo fue clase IV (banda verde). Y pese a que ninguno presentó productos Clase Ia y Ib, los fungicidas tuvieron más representantes de la Clase II (banda amarilla) que los herbicidas.

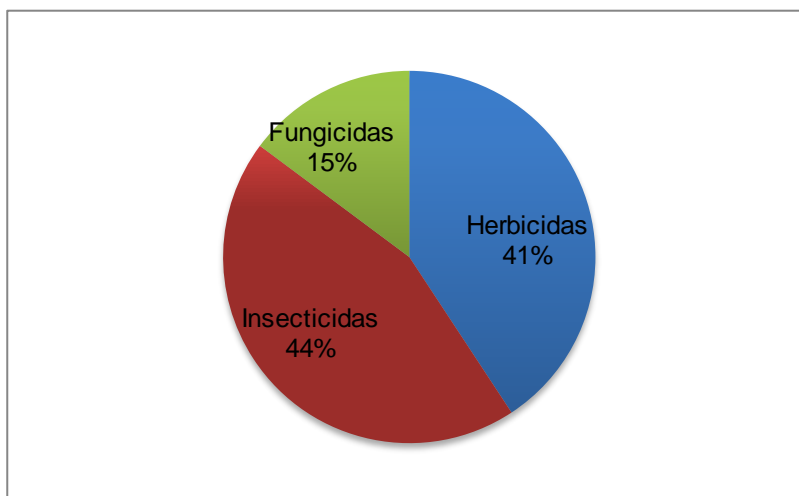


Figura 2. Distribución porcentual de variedad de agroquímicos utilizados por las empresas.

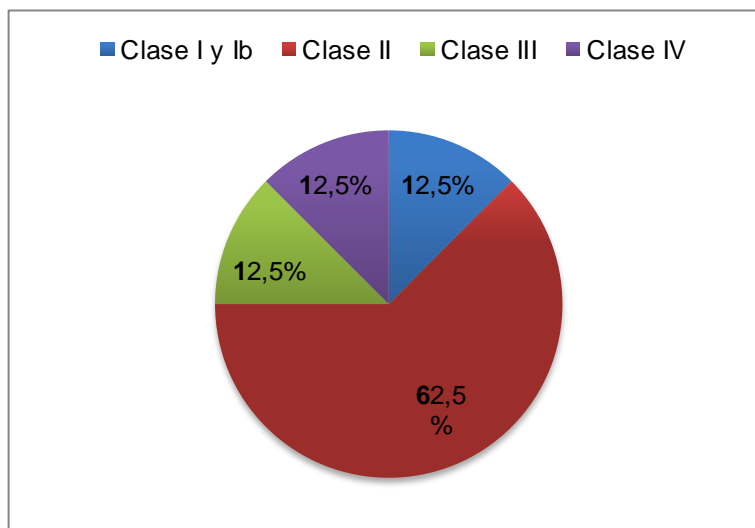


Figura 3. Clases toxicológicas de los insecticidas.

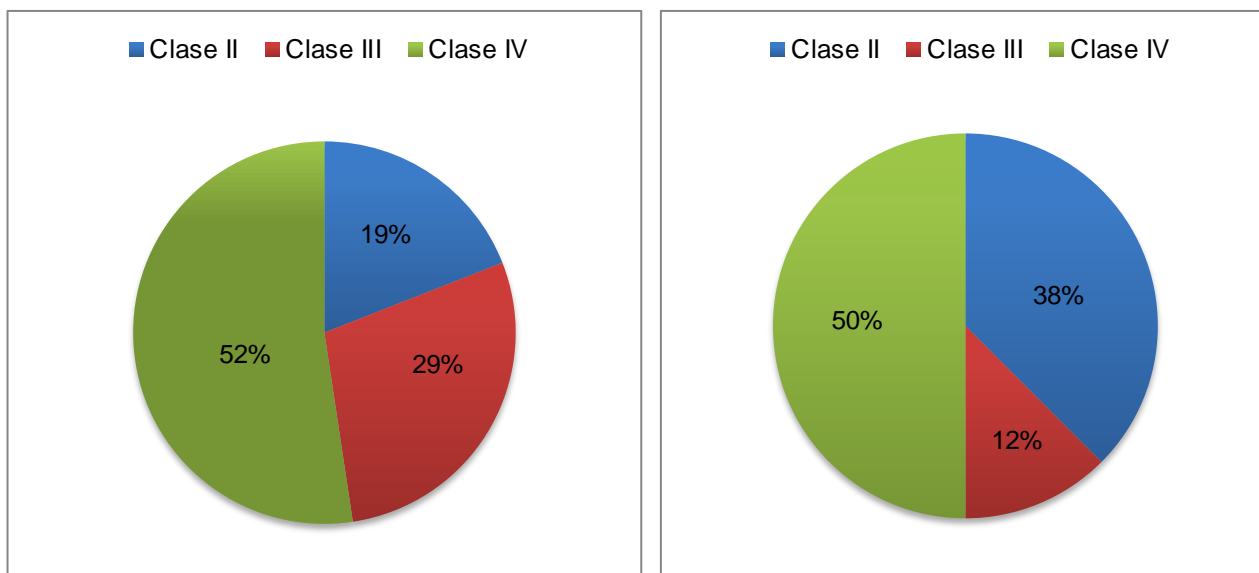


Figura 4. Clases toxicológicas de los herbicidas y fungicidas.

Respecto a los cultivos presentes en los planteos productivos de las empresas, durante el verano, además de la soja, también eligieron al maíz convencional y al maíz pisingallo, pero en mucha menor proporción. Por el contrario, durante el invierno, los cultivos fueron mucho más variados, pudiendo hallar desde especies forrajeras como el raigras y la avena, y granos de cosecha como trigo, cebada, y arveja, etc; e inclusive un cultivo poco frecuente como la manzanilla. Claro que, casi en todos los casos, a la rotación le siguió soja de segunda (Figura n° 7).

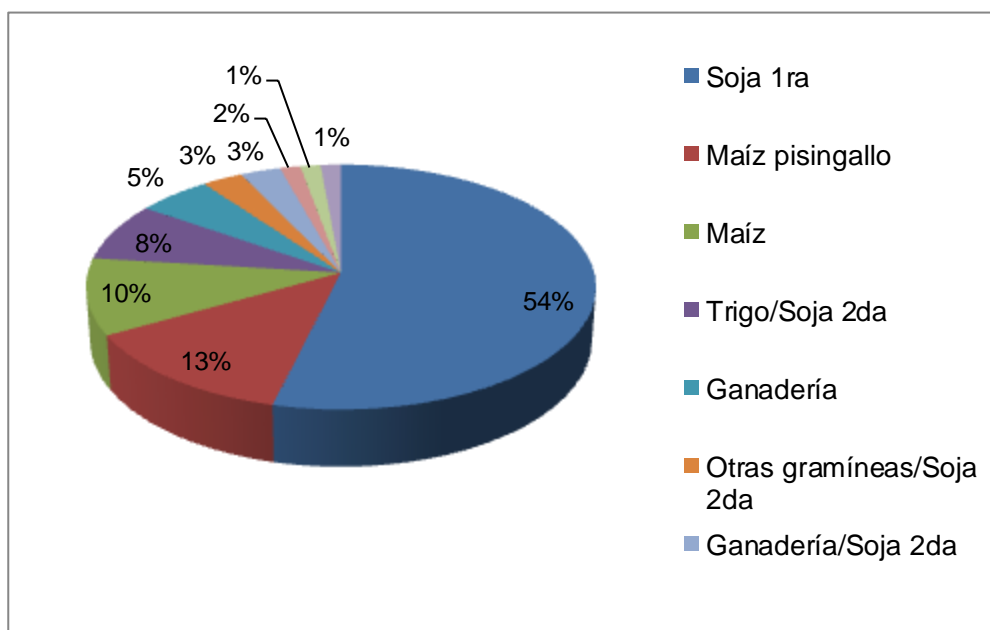


Figura 5. Proporción de cultivos.

El predominio de la soja, tanto en su siembra temprana (soja de primera) como tardía (soja de segunda), fue claro frente al resto de los cultivos; ya sea acompañando a una alternativa invernal o como único cultivo en la campaña.

Tabla 3. Rendimiento, EIQ y valor de producción de los cultivos.

Cultivo/actividad	n	Rendimiento (qq/ha ó kg carne/ha)		EIQ/ha		Valor de producción privado (US\$)	
		Promedio	Desvío	Promedio	Desvío	Promedio	Desvío
Soja 1°	114	34,52	0,76	61,54	2,40	1008,74	20,10
Trigo-Soja 2°	16	-	-	62,96	5,68	1492,55	90,07
Trigo	16	49,04	3,88	24,53	3,24	748,55	43,62
Soja 2° (trigo antecesor)	16	25,57	2,72	40,40	3,62	744,00	58,84
Maíz convencional	21	78,85	5,21	86,40	8,93	1314,52	82,46
Maíz pop	27	22,58	3,39	67,93	3,74	1567,79	149,60
Manzanilla	3	44,00	8,00	41,95	0,77	3520,00	640,00
Arveja	3	21,33	3,67	37,40	16,15	512,00	88,00
Ganadería	11	341,18	33,98	23,79	6,34	539,57	50,95

En la Tabla n° 4, se presentan los valores rendimiento, de EIQ y el valor económico de la producción para los cultivos más frecuentes de nuestra región y dos opciones, no tan usuales, pero que representan otra alternativa a los sistemas de producción habituales. Se observa que el maíz convencional fue la alternativa de mayor impacto ambiental seguido del maíz pisingallo, la soja de primera y el doble cultivo trigo/soja; a diferencia de la ganadería, a quien le corresponde el menor valor de EIQ. Con valores intermedios, se ubicaron la soja de segunda, la manzanilla y la arveja. Respecto al valor de producción, entre las alternativas más frecuentes dentro de la cuenca: el maíz pop, el doble cultivo trigo/soja y el maíz convencional obtuvieron valores superiores. Fuera de dichas opciones, la manzanilla presentó un valor de la producción privado mayor.

Por otra parte, también se calcularon los valores de EIQ por establecimiento. Para ello se realizó un promedio de las actividades realizadas en cada empresa ponderado por la superficie asignada. Tal como se ve en la Tabla n° 5, los valores son altamente variables, en un rango que va desde el 33 a 105 (coeficiente de variación = 33,12 %). Existen diferencias entre diferentes empresas aun cuando la combinación de cultivos es similar.

Tabla 4. EIQ por empresa agropecuaria.

Empresa	EIQ promedio (EIQ/ha)	Cultivos en la rotación
100	78,14	T – S – M
101	105,96	Avc – S – M
102	34,80	T – S
103	42,46	T – S
104	86,55	T – Ar – S – M
105	68,64	T – C – Ca – Avv – R – Ar – S – Mp – So
106	93,12	T – S
107	41,19	S – M
108	73,08	S
109	63,84	S – Mp
110	49,82	Ar – S – M

111	52,27	S – M
112	80,80	T – S
113	72,99	R – C – S – Mp
114	97,74	S – M
115	33,74	T – S – M
117	64,92	Mz – S
118	73,51	T – S – M
Promedio	66,33	
Mínimo	33,74	
Máximo	105,96	
Desvío	21,97	

Nota: Ar (arveja) – Avv (avena verdeo) – Avc (avena cobertura) – C (cebada) – Ca (cebadilla) – M (maíz) – Mp (maíz pisingallo) – Mz (manzanilla) – S (soja) – So (sorgo) – R (raigrás) – T (trigo)

La medida de eco-eficiencia determinada a partir de los valores económicos y ambientales y los EIQ para cada actividad se observa en la Figura n° 8. A simple vista, se percibe una diferencia a favor de la ganadería. Dentro de la agricultura, la soja de primera y el maíz son las opciones menos eco-eficientes, con respecto a trigo/soja de segunda y del maíz pisingallo.

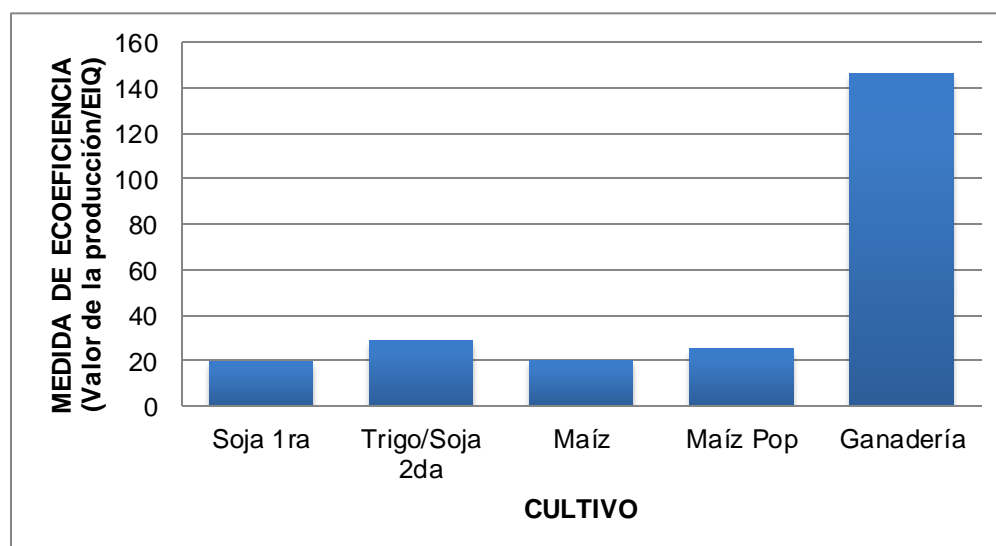


Figura 6. Eco-eficiencia de las diferentes actividades productivas.

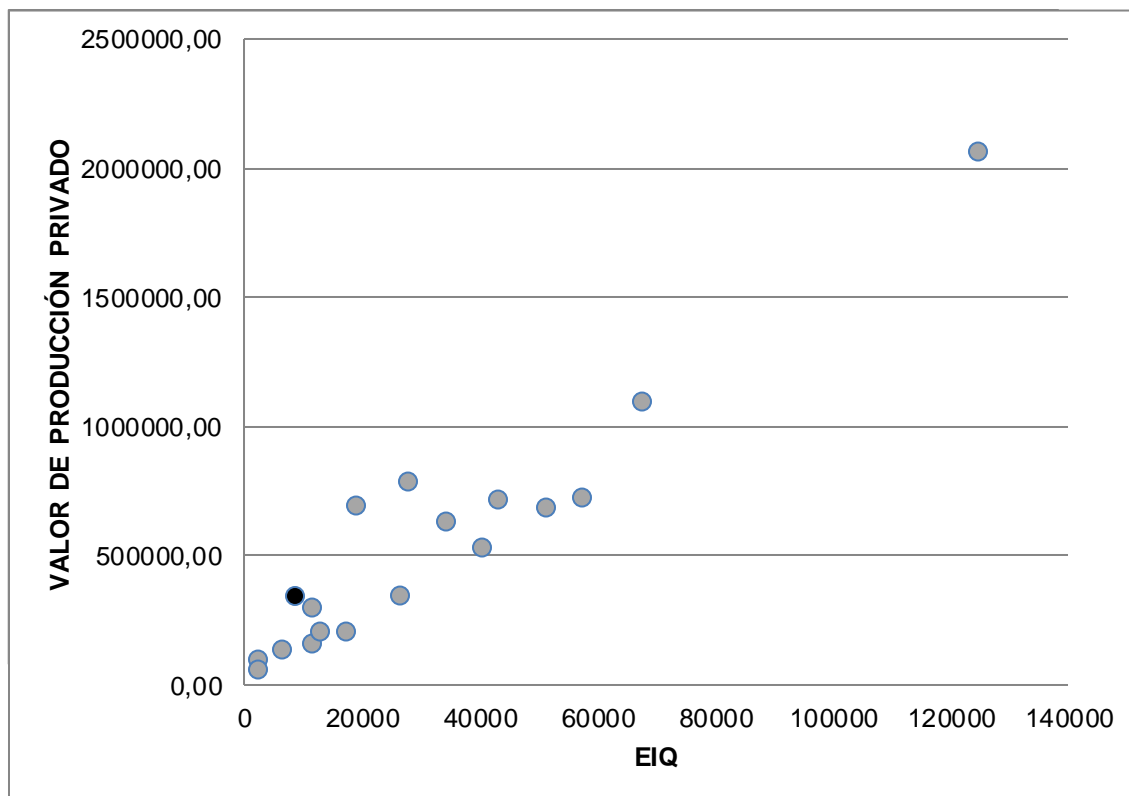


Figura 7. Relación valor privado de la producción y EIQ.

En las figuras 9 y 10, se presenta la relación entre el valor de producción (privado y social) y el EIQ de cada establecimiento, de los que resulta el valor de eco-eficiencia. Considerando que éste último indicador está representado por la pendiente de la recta que une cada punto de la figura con el origen, es evidente que dicho parámetro es variable. En ambas figuras se marcó el punto cuya pendiente fue la mayor, y por ende, representa el establecimiento que produce más eco-eficientemente. No obstante, no fue la misma empresa la que obtuvo el mayor valor de eco-eficiencia social y privada, n° 115 y n° 117 respectivamente. Diferencia que responde a que la empresa 117 incluyó a la manzanilla en su planteo productivo, cultivo de elevado valor comercial y que no posee retenciones.

En la Tabla 6 se determina el grado de relación entre la eco-eficiencia, privada y social, y algunas características de las empresas agropecuarias. Considerando la H_0 (hipótesis nula) de que no existe relación entre las variables, los valores p calculados para todos los casos fueron mayores al valor de significancia empleado de 5%. Los resultados indican que no se encontró relación entre las características de las empresas y su nivel de eco-eficiencia. Hecho que apoyan los coeficientes de correlación también calculados.

Tabla 5. Relación entre los niveles de eco-eficiencia y las características de las empresas.

	Superficie	Índice de concentración HH	Proporción de soja de primera en las rotaciones
Eco-eficiencia (VP privada/ EIQ)			
Coefficiente de correlación	-0,08	0,18	0,14
Valor - p	0,75	0,47	0,73
Eco-eficiencia (VP social/ EIQ)			
Coefficiente de correlación	-0,03	0,23	0,09
Valor - p	0,89	0,36	0,59

Discusión y conclusiones

De acuerdo a la hipótesis, los planteos de uso de la tierra fueron muy variables entre las empresas consideradas en este estudio, pero la presencia de soja de 1° dentro los mismos fue una característica común a diecisiete de dieciocho establecimientos. En la mayor parte de los casos, la proporción de soja de primera dentro del uso de la tierra fue predominante.

Los valores de EIQ calculados fueron muy variables tanto entre cultivos, como dentro de ellos. Evidentemente, el paquete de agroquímicos varía entre cultivos, como también dentro de un mismo cultivo entre las diferentes empresas. De esta manera, cada productor puede escoger un paquete de agroquímicos diferente para manejar un cultivo y, consecuentemente, generar un mayor o menor riesgo de impacto ambiental.

Los resultados obtenidos en este trabajo presentan similitudes con lo reportado por Cabrini y Calcaterra (2013) en un estudio de modelos de optimización con criterios económicos y ambientales para el Norte de la Provincia de Buenos Aires. Tal como plantearon los autores, el uso de la tierra que menor EIQ obtuvo fue la ganadería, seguida de soja 1ra, trigo/soja y maíz, en ese orden. Con respecto a los cultivos de soja y maíz, Marzetti *et al.* (2017) considerando únicamente aplicaciones con herbicidas para situaciones con malezas difíciles, coincidió con lo obtenido en este análisis: el cereal tuvo una estrategia de manejo de mayor impacto ambiental que la oleaginosa. Los valores obtenidos fueron de 158 para el maíz y de 141 para la soja, a diferencia de lo hallado en éste trabajo de 86,4 y 61,54 respectivamente. Estas diferencias muy amplias, se explican dado que Marzetti *et al.* (2017) solo contemplaron a los herbicidas para realizar el cálculo de EIQ.

Por otra parte, a diferencia de lo establecido por Principiano y Acciaresi (2017) y Baigorria *et al.* (2016) en sus trabajos sobre control y manejo de malezas empleando cultivos de cobertura y herbicidas, la inclusión de un cultivo invernal, ya sea de producción como de servicios, previo a la siembra de soja, no mostró reducciones en el impacto ambiental. En contraposición, el doble cultivo trigo/soja superó, levemente, en términos de impacto ambiental, a la soja de primera, siempre contemplando que únicamente se incluyeron herbicidas en ambos trabajos.

Considerando que los datos empleados en nuestro análisis fueron de las campañas 2009/2010, 2010/2011 y 2011/2012, y teniendo en cuenta los trabajos mencionados se realizaron con datos más actuales; no hay dudas de que la situación hoy se ha modificado. A partir del 1996, con el proceso de sojización, los sistemas de producción que se habían

caracterizado por la ausencia de labranza, escasas rotaciones y gran dependencia de glifosato como principal herbicida, propiciaron un escenario donde las malezas fueron tomando mayor importancia. Surgieron especies resistentes, y con ello, las aplicaciones con herbicidas aumentaron tanto en el número de aplicaciones, como en la dosis del principio activo. Por ello, es que estudios más actuales alcanzaron valores de EIQ mayores a los obtenidos para campañas anteriores.

Teniendo en cuenta los resultados de eco-eficiencia para la ganadería y para el doble cultivo trigo/soja, surge que los sistemas mixtos o la inclusión de dos especies durante el ciclo agrícola (dobles cultivos), mejorarían este indicador. En principio, porque aumentan el valor de producción, y en segundo lugar porque intensificar las rotaciones permite mantener cubierto el suelo mayor cantidad de tiempo, reduciendo –generalmente– la aparición de malezas, cortando ciclos de enfermedades e insectos plaga, y en consecuencia, disminuyendo el uso de agroquímicos en los sistemas de producción.

Probablemente, de realizarse hoy un estudio de las mismas características que el nuestro, los resultados serían otros y el impacto ambiental probablemente diferente. Radica entonces, en este punto, la importancia de realizar un seguimiento periódico de estos indicadores que pueden identificar tendencias, cambios y consecuencias de los sistemas de producción. Es imprescindible que ésta clase de estudios sirvan como herramienta para tomar conciencia de los efectos a mediano y largo plazo del manejo de la tierra.

Bibliografía

Aparicio, V., De Gerónimo, E., Hernández Guijarro, K., Perez, D., Portocarrero, R., & Vidal, C. (2015). “Los plaguicidas agregados al suelo y su destino en el ambiente”. INTA Ediciones. Imprenta El Vikingo. Balcarce, Buenos Aires, Argentina.

Baigorria T., Álvarez C., Cazorla C., Belluccini P., Aimetta B., Pegoraro V., Boccolini M., Conde B., Faggioli V., Ortíz J. y Tuesca D. (2016). “Cultivos de cobertura: una estrategia sustentable al manejo de malezas en sistemas de siembra directa “. Actas XXIV Congreso de AAPRESID - Resiliar. Rosario.

Cabrini, S.M., C.P. Calcaterra (2016) “Modeling Economic-Environmental Decision Making For Agricultural Land Use In Argentinean Pampas” *Agricultural Systems* 143:183-194.

Cabrini S.M., Calcaterra C.P. y Lema D. (2013). “Costos ambientales y eficiencia productiva en la producción agraria del partido de Pergamino”. *Revista iberoamericana de Economía Ecológica* 20: 27-43.

Cabrini S.M., Cristeche E., De Prada J., Dupleich J., Engler P., Espósito M., Manchado J. C., Mathey D., Natinzon P., Schutz P., Tello D. y Vicente G. (2014). “Percepción sobre el Impacto Ambiental de la Producción Agropecuaria de la Región Pampeana Argentina”. Primer Congreso Latinoamericano de Conflictos Ambientales. Buenos Aires.

Donadio de Gandolfi, Ma. C.; García, S. I.; Ghersa, C. M. ; Haas, A. I. ; Larripa, I.; Marra, C. A. ; Ricca, A. (2009) Evaluación de la Información Científica vinculada al glifosato en su incidencia sobre la salud humana y el ambiente. Consejo Nacional De Investigaciones Científicas Y Técnicas. . Comisión Nacional de Investigación sobre Agroquímicos. Eds. Buenos Aires. Autor.

Doré, T., Makowski, D., Malézieux, E., Munier-Jolain, N., Tchamitchian, M., y Tiftonell, P. (2011). Facing up to the paradigm of ecological intensification in agronomy: Revisiting methods, concepts and knowledge. *European Journal of Agronomy*, 34(4), 197–210.

Engler P., Frezel J. y Vicente G. (2010). "Análisis de la sustentabilidad utilizando medidas de eficiencia: el caso del maíz". XXXVIII Reunión Anual de la Asociación Argentina de Economía. San Luis.

Godfray HCJ, Beddington JR, Crute IR, Haddad L, Lawrence D, Muir JF y Pretty J: Food security: the challenge of feeding 9 billion people. *Science* 2010, 327:812-818.

Kovach, J., C. Petzoldt, J. Degnil and J. Tette (1992) "A Method to Measure the Environmental Impact of Pesticides" *New York's Food and Life Sciences Bulletin*. 139.

Ferrer M. y Cabrini S.M. (2016). "Descripción del conflicto en torno al uso de agroquímicos en el área periurbana de localidades del norte de Buenos Aires." II Congreso Latinoamericano de Conflictos Ambientales, Costa Rica.

Ferraro D.O., Ghersa C.M. y Sznajder G.A. (2003). "Evaluation of environmental impact using fuzzy logic to assess the mixed cropping systems of the Inland Pampa, Argentina". *Agriculture, Ecosystem and Environment* 96: 1-18.

Flores C.C. y Sarandón S.J. (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 Facultad de Agronomía* 105(1): 52-67.

Informe de la Defensoría del Pueblo y la Universidad Nacional de La Plata (2015) Relevamiento de la utilización de agroquímicos en la provincia de Buenos Aires. Mapa de situación e incidencia sobre la salud. La Plata, Argentina.

Kaufman, I. y Ferreyra A. (2016). "Zonificación según ordenanza "Manejo sustentable de los productos fitosanitarios" en el partido de Pergamino". *Revista de tecnología agropecuaria (RTA)*. Vol. 10 N° 32, pág. 33-35. Diciembre 2016. Buenos Aires, Argentina.

Kicherer, A., Schaltegger, S., Tschochohei, H. y Ferreira, B. (2007). "Eco-efficiency. Combining life cycle assessment and life cycle cost via normalization". *International Journal of Life Cycle Assessment*, 12(7):537-543.

Knox, O. G., Walker, R. L., Booth, E. J., Hall, C., Crossan, A. N., y Gupta, V. V. (2011). "Capitalizing on deliberate, accidental, and GM-driven environmental change caused by crop modification". *Journal of experimental botany*, 63(2), 543-549.

Kovach J, Petzoldt C., Degnil J. y Tette J. (1992). "A method to measure the environmental impact of pesticides". *New York's Food and Life Sciences Bulletin*. Número 139: 139-146.

Manchado J.C., Natinzon P., Mosciaro M. y Tosi J.C. (2012). "Aplicación del análisis multicriterio al estudio de la sustentabilidad en sistemas de producción agropecuarios en el sudeste bonaerense". XLIII Reunión anual de la AAEA. Corrientes.

Marzetti, M; Coppiolo, A; Bertolotto, M. (2017). "Impacto ambiental de las malezas resistentes y tolerantes". *Rem. AAPRESID*. Disponible en: <http://www.aapresid.org.ar/rem/>

Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca (MAGyP) (2013). "Pautas sobre aplicaciones de productos fitosanitarios en áreas periurbanas".

Nillesen E., Scatasta S. y Wesseler J. (2006). "Bt and Ht corn versus conventional pesticide and herbicide use. Do environmental impacts differ?". *International Association of Agricultural Economists Conference*, Gold Coast, Australia.

Observatorio Socio-Ambiental de la Soja (OSAS). Fecha de consulta: 24 de abril de 2016. Disponible en: <http://observatoriosoja.org/>

- Principiano M. y Acciaresi H. A. (2017). “Costo financiero e impacto ambiental del control de malezas en diferentes secuencias de cultivos en el NO de la Provincia de Buenos Aires”. RTA / Vol 10 / N°33: 37-41.
- Rao, A. N., y Nagamani, A. (2013). Eco-efficient weed management approaches for rice in tropical Asia. In Proceedings of the 4th Tropical Weed Science Conference. Chiang Mai, Thailand: TWSC, 78-87.
- Sarandón S.J. (2002). “La agricultura como actividad transformadora del ambiente. El Impacto de la Agricultura intensiva de la Revolucion Verde”. En “AGROECOLOGIA: El camino hacia una agricultura sustentable”, S.J. Sarandon (Editor), Ediciones Científicas Americanas, La Plata. 1: 23-48. ISBN:987-9486-03-X
- Soltani, N., Van Eerd, L. L., Vyn, R. J., Shropshire, C., y Sikkema, P. H. (2010). Weed control, environmental impact and profitability with glyphosate tank mixes in glyphosate-tolerant corn. Canadian Journal of Plant Science, 90(1), 125-132.
- Stewart, C. L., Nurse, R. E., Van Eerd, L. L., Vyn, R. J., & Sikkema, P. H. (2011). Weed control, environmental impact, and economics of weed management strategies in glyphosate-resistant soybean. Weed Technology, 25(4), 535-541.
- Viglizzo E.F., Frank F., Bernardos J., Buschiazzo D.E. (2006). “A rapid method for assessing the environmental performance of commercial farms in the Pampas of Argentina”. Environmental Monitoring and Assessment 117: 109-134.
- Tilman, D., Cassman, K. G., Matson, P. a, Naylor, R., y Polasky, S. (2002). Agricultural sustainability and intensive production practices. Nature, 418(6898)
- Tittonell, P. (2016). Ecological intensification of agriculture — sustainable by nature ScienceDirect Ecological intensification of agriculture — sustainable by nature. Current Opinion in Environmental Sustainability, 8, 53–61.