

**“CARACTERIZACIÓN DEL USO DE LA TIERRA EN SISTEMAS DE PRODUCCIÓN DEL PARTIDO DE PERGAMINO MEDIANTE INDICADORES DE IMPACTO AMBIENTAL POR EL USO DE AGROQUÍMICOS”**

Trabajo Final de Grado  
de la alumna



**Escuela de Ciencias Agrarias, Naturales y Ambientales.  
Universidad Nacional del Noroeste de la Provincia de Buenos Aires.**

6 de julio de 2018

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

Trabajo Final de Grado

de la alumna

**VIRGINIA TALLONE BIRELLO**

Aprobada por el Tribunal Evaluador

XXXXXXXXXX  
**Evaluador**

XXXXXXXXXX  
**Evaluador**

XXXXXXXXXX  
**Evaluador**

Dr. Silvina M. Cabrini  
**Director**

**Escuela de Ciencias Agrarias, Naturales y Ambientales,  
Universidad Nacional del Noroeste de la Provincia de Buenos Aires**

Pergamino, 6 de julio 2018

Índice	
Resumen	5
Introducción	6
Uso de agroquímicos en región pampeana argentina .....	7
Reglamentación sobre el uso de agroquímicos .....	11
Reglamentaciones municipales.....	11
Provincial .....	12
Nacional.....	13
Internacional.....	13
Medición del impacto ambiental de agroquímicos en sistemas de producción .....	14
Limitantes del EIQ .....	19
Objetivo	20
Objetivos específicos	20
Hipótesis	20
Materiales y métodos	21
Resultados	26
Figura 9. Relación valor privado de la producción y EIQ. ....	36
Figura 9. Relación valor social de la producción y EIQ.....	36
Tabla 6. Relación entre los niveles de eco-eficiencia y las características de las empresas.....	37
Discusión y conclusiones	37
Bibliografía	38

## Figuras

Figura 1. Evolución de la superficie sembrada con maíz, trigo y soja en partidos del noroeste de la provincia de Buenos Aires. ....	8
Figura 2. Porcentaje de los tipos de plaguicidas utilizados durante Enero-Diciembre 2013. ....	10
Figura 3. Localización del área de relevamiento de información, cinco subcuencas dentro del partido de Pergamino, Norte de la Provincia de Buenos Aires, Argentina.....	22
Figura 4. Distribución porcentual de variedad de agroquímicos utilizados por las empresas.....	28
Figura 5. Clases toxicológicas de los insecticidas.....	30

Figura 6. Clases toxicológicas de los herbicidas y fungicidas. ....	31
Figura 7. Proporción de cultivos. ....	32
Figura 8. Eco-eficiencia de las diferentes actividades productivas.....	35
Figura 9. Relación valor social de la producción y EIQ. ....	36
Figura 10. Relación valor privado de la producción y EIQ.....	36

## **Tablas**

Tabla 1. Precio de los granos y precio de INML para el período 2009-2012....	25
Tabla 2. Descripción de los establecimientos encuestados, Partido de Pergamino. ....	27
Tabla 3. Clasificación toxicológica de los agroquímicos empleados por las empresas agropecuarias para las campañas 2009/10, 2010/11 y 2011/12. ....	29
Tabla 4. Rendimiento, EIQ y Valor de producción de los cultivos. ....	33
Tabla 5. EIQ por empresa agropecuaria. ....	34
Tabla 6. Relación entre los niveles de eco-eficiencia y las características de las empresas.....	37

## Resumen

El impacto por el uso de agroquímicos se ha convertido en un tema controversial en la búsqueda de la sustentabilidad de la producción agropecuaria pampeana. Municipios y gobiernos provinciales y nacionales se han visto obligados a actualizar leyes para atender dicha problemática. En el siguiente trabajo, se caracterizan los sistemas de producción de establecimientos agropecuarios del partido de Pergamino, en el norte de la Provincia de Buenos Aires, en base a indicadores de riesgo de impacto ambiental de los fitosanitarios empleados. Para ello se utilizaron datos de 18 empresas agropecuarias de cinco subcuencas ubicadas en la cuenca alta del arroyo Pergamino, que brindaron datos sobre el manejo realizado de las campañas 2009/2010, 2010/2011 y 2011/2012.

Mediante el EIQ (coeficiente de impacto ambiental) se describen los paquetes de agroquímicos utilizados por los diferentes establecimientos para cada cultivo, obteniéndose los valores generales de dicho indicador por cultivo y establecimiento. A partir de los rendimientos, también se calculan los valores económicos de la producción que se relacionan para lograr una medida de eco-eficiencia, con respecto al uso de pesticidas. Finalmente, se estudia la relación de la eco-eficiencia del sistema de producción con la superficie operada y el nivel de diversificación de la producción para cada establecimiento encuestado.

Los resultados muestran que, dentro de las actividades agrícolas, el cultivo que presenta mayor valor de impacto ambiental es el maíz convencional, seguido por el maíz pisingallo, el doble cultivo trigo/soja y la soja de primera, en ese orden. En contraposición se ubica la actividad ganadera, mientras que la soja de segunda queda en una situación intermedia. Los valores de EIQ por empresa demuestran ser altamente variables, incluso para rotaciones similares. A nivel de eco-eficiencia, 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 una relación significativa entre los niveles de eco-eficiencia y características de las empresas como la diversificación de la producción, la proporción de soja de primera dentro de la rotación ni la superficie del establecimiento.

## Introducción

Uno de los temas centrales en el estudio de la sustentabilidad de la producción agropecuaria pampeana es, desde hace un tiempo, 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).

Si bien recientemente ha aumentado la preocupación acerca de este tema, 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 AgroEcolIndex 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 gran 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). En este estudio se propone caracterizar los sistemas de producción de las empresas agropecuarias del Partido de Pergamino mediante el EIQ. Se comenzó por la descripción de los paquetes de agroquímicos empleados y cálculo de EIQ por cultivo y establecimiento. También, se estudió la relación entre el valor ambiental y el económico a través de un indicador de eco-eficiencia asociado al uso de agroquímicos por cultivo y establecimiento. Se exploró la relación de este último con la diversificación de la producción, concentración de soja de primera y tamaño de la empresa en términos de superficie.

### *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- superaba a las oleaginosas prácticamente en un 50%. Sin embargo, 40 años más tarde, esta situación se revertía, superando el 60% la siembra de oleaginosas (Aparicio *et al.*, 2015). En cuanto a la superficie

sembrada, en la campaña 1970/71 fueron 19,4 millones de hectáreas (Aparicio *et al.*, 2015), mientras que para la última campaña 2017/18, habría superado las 37 millones de hectáreas (Bolsa de Comercio de Rosario). 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.

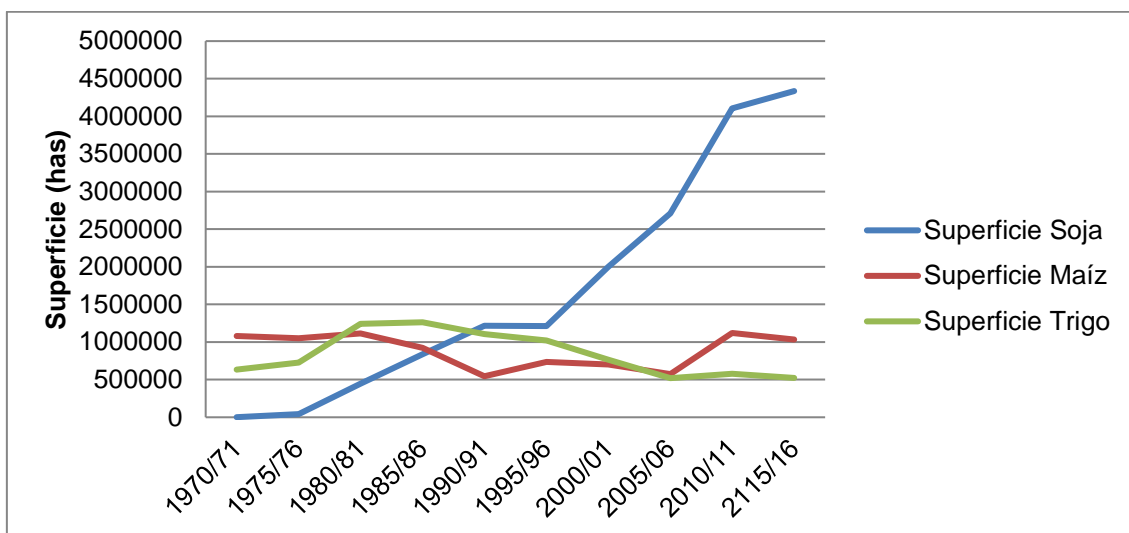


Figura 1. Evolución de la superficie sembrada con maíz, trigo y soja en partidos del norte de la provincia de Buenos Aires.

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, Salliqueló, 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, como sus dos eslabones más importantes (Aparicio *et al.*, 2015). La aparición de la semilla de soja resistente a glifosato en 1996 marcó un antes y un después en diversos aspectos de la producción agrícola nacional, haciendo que en los sistemas de siembra directa se realicen barbechos químicos para controlar problemas de



malezas, descartando la posibilidad de labrar la tierra como técnica alternativa de control.

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. La superficie sembrada con soja aumentó en más de 20 millones de hectáreas en dicho intervalo de tiempo. 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 los agro-ecosistemas que son altamente dependientes de estos productos. En particular, en las últimas campañas ha sido muy importante –e incluso más que el caso del glifosato- 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), el 41% correspondía a los barbechos, el 36% a aplicaciones sobre soja, el 10% sobre maíz y el 13% restante sobre los demás cultivos. Sobre un total de 281.652.245 litros de plaguicidas, el glifosato representa el 65%, el 22% restante otros herbicidas y el sobrante se distribuye entre coadyuvantes, insecticidas, fungicidas, insecticidas y curasemillas (Figura n° 2).

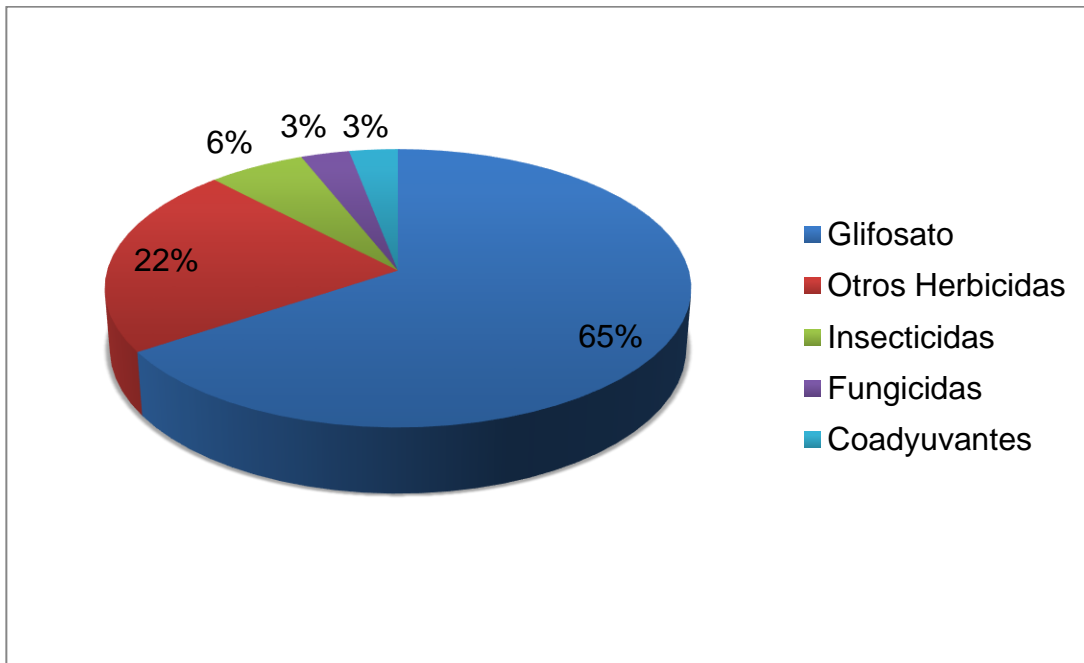


Figura 2. Porcentaje de los tipos de plaguicidas utilizados durante enero-diciembre 2013.

Fuente: tomado de Aparicio et al., 2015.

Según el OSAS, en la campaña 1996-97 se aplicaron 3 litros de glifosato por hectárea con soja resistente a glifosato y, ya para 2012-13, la cifra ascendía a 12 litros. Este inadecuado manejo de los transgénicos, donde se aplica un mismo producto sobre una misma superficie en numerosas oportunidades, genera fallas en el control de las plagas y con ello se incrementan las dosis y vuelven a utilizarse productos que habían caído en desuso.

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 volúmen 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 respectivas ordenanzas (Ferrer y Cabrini, 2016). La relevancia adquirida por este tema queda reflejada en los testimonios presentados por Cabrini *et al.* (2014) en un trabajo sobre percepción de los problemas ambientales donde los productores entrevistados pusieron especial interés – entre otras cuestiones- en la afección que sufren los 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. No obstante, las opiniones acerca de los agroquímicos son contrapuestas; están aquellos que suelen denominarlos “agrotóxicos” y que, tal como lo indica la palabra, los consideran altamente tóxicos y generadores de posibles riesgos sobre la salud humana. Mientras que también hay quienes creen que los productos –de menor toxicidad comparados con los usados años atrás- 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.

Desde el mes noviembre de 2013, en la ciudad de 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 fitosanitarios de las clases I, II y III, limitándose únicamente a la clase IV, cuya aplicación solo puede realizarse con equipos terrestres.

Por su parte, en la ciudad de Pergamino, el Concejo Deliberante aprobó en diciembre de 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 (Agrositio, 2018). 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.

## Internacional

Los problemas por el uso de agroquímicos y su efecto en el ambiente también han sido una cuestión tratada en el resto del mundo.

Dentro de Latinoamérica, por ejemplo, Chile fija para aplicaciones aéreas zonas buffer de 100 m en predios que colinden con casas y las prohíbe en predios que limiten con zonas urbanas o que estén insertos en ella. Brasil, en cambio, establece para las aplicaciones aéreas una restricción de 500 m a poblaciones, ciudades, villas, barrios y cursos de agua para abastecimiento de la población y las restringe a 250 m respecto a cursos de agua, viviendas unifamiliares y agrupaciones de animales para aplicaciones terrestres. No obstante, el estado de Mato Grosso redujo a 90 m la distancia para aplicaciones terrestres. Uruguay,

por su parte, fija restricciones para las aplicaciones aéreas de 500 m y terrestres de 300 m desde cualquier zona urbana o suburbana y centros poblados, sumando una zona buffer de 30 m a cursos y fuentes de agua (MAGyP, 2013).

En Europa, algunas normas no difieren en mucho respecto a las vigentes en Latinoamérica. Tal es el caso de España, que fija 100 m de distancia buffer a zonas urbanas para las aplicaciones aéreas. En cambio, Reino Unido ha hecho una distinción entre productos a fin de separar aquellos más peligrosos para ser aplicados con equipos terrestres con zonas de amortiguamiento mayores a 5 m (MAGyP, 2013).

Australia, por ejemplo, evalúa aplicar una regulación determinada por las características del producto y la velocidad del viento.

El objetivo de comentar la situación legislativa actual en torno al uso de agroquímicos en Argentina y el resto del mundo, es demostrar la relevancia que ha tomado el tema en los últimos años. Debido a la preocupación de los ciudadanos en el impacto que el inadecuado uso de los fitosanitarios puede generar en el ambiente, los gobernantes han tenido que tomar cartas en el asunto. No obstante, también entendemos que hay trabajos que han demostrado que la situación no es tan alarmante como la población supone. Para el caso puntual del glifosato, según un reporte de la FAO y la OMS (2013), se concluyó que el mismo es poco probable que sea genotóxico, ni que tampoco represente un riesgo carcinógeno, por exposición en la dieta alimentaria. Es más, ni siquiera consideraron necesario establecer una dosis aguda de referencia para la exposición a glifosato o sus metabolitos, debido a su baja toxicidad aguda.

#### *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, siendo el EIQ un indicador ampliamente utilizado en los mismos. En los siguientes párrafos se mencionan los resultados de dichos 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 (resistente a insectos) transgénicos, tuvieron menor impacto ambiental que los planteos para los mismos cultivos pero convencionales (no modificados genéticamente).

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 (2013), 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. Su objetivo fue cuantificar, caracterizar y analizar el uso de los pesticidas según la actividad realizada (ya sea agricultura extensiva como intensiva y ganadería), el cultivo y el modelo productivo en distintas regiones y épocas del año. 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. Con estas herramientas arribó a conclusiones coincidentes con otros trabajos donde sí se utilizó al EIQ. 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.



No obstante, también hubo trabajos que analizaron el impacto ambiental de situaciones problemáticas puntuales. Tal es el caso de Carrizo *et al.* (2015), quien utilizó el EIQ como cuantificador del impacto ambiental de diferentes estrategias fitosanitarias para el control de *Cydia pomonella*, la polilla de la pera y la manzana, una de las principales plagas de la producción frutal de la provincia Catamarca. Por este motivo, el estado ha impulsado un “Programa Nacional de Supresión de Carpocapsa” utilizando insecticidas de amplio espectro. Luego de analizar dosis, método, momento y número de aplicaciones, se conoció que el EIQ devolvió valores relativamente bajos en prácticamente todas las fincas analizadas, excepto en una de ellas donde el insecticida utilizado fue un órgano-fosforado.

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 basándose en las estrategias de control para los cultivos de soja y maíz consultadas a técnicos de seis zonas agrícolas: NEA, NOA, Sur y Norte de Córdoba y Centro y Sudeste de Buenos Aires. 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. De cualquier forma, 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 en el análisis.

Hasta aquí se han citado trabajos que fundamentalmente utilizan al EIQ para evaluar el impacto ambiental de estrategias de manejo enfocadas en diversas áreas de la producción agropecuaria. Sin embargo, es interesante el concepto de eco-eficiencia que surge al integrar los aspectos ambientales a los económicos. La eco-eficiencia es una eficiencia ecológica y económica que mide el impacto medioambiental causado por unidad monetaria ganada (Kicherer *et al.*, 2007). Y tal como lo plantea Ribal *et al.* (2009) en su medición de ecoeficiencia en la producción de cítricos, este concepto se relaciona al de sostenibilidad.

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 las 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 que puede ser muy útil.

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.

## **Objetivo**

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 ganaderos durante las campañas 2009/10, 2010/11, 2011/12.

## **Objetivos específicos**

- Caracterizar los sistemas de producción de los establecimientos encuestados.
- Describir los paquetes de agroquímicos que se utilizan en los campos de productores para cada cultivo.
- Calcular EIQ por cultivo y por empresa.
- Determinar la relación entre el valor de la producción y el EIQ en los sistemas de producción de los establecimientos encuestados.
- Determinar el grado de relación entre la eco-eficiencia y las características de los establecimientos.

## **Hipótesis**

Los indicadores de impacto ambiental asociados al uso de agroquímicos, EIQ y eco-eficiencia en las empresas agropecuarias de Pergamino presentan alta

variabilidad dependiendo de los cultivos seleccionados y los paquetes tecnológicos implementados.

## **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 (Figura n° 3). 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.

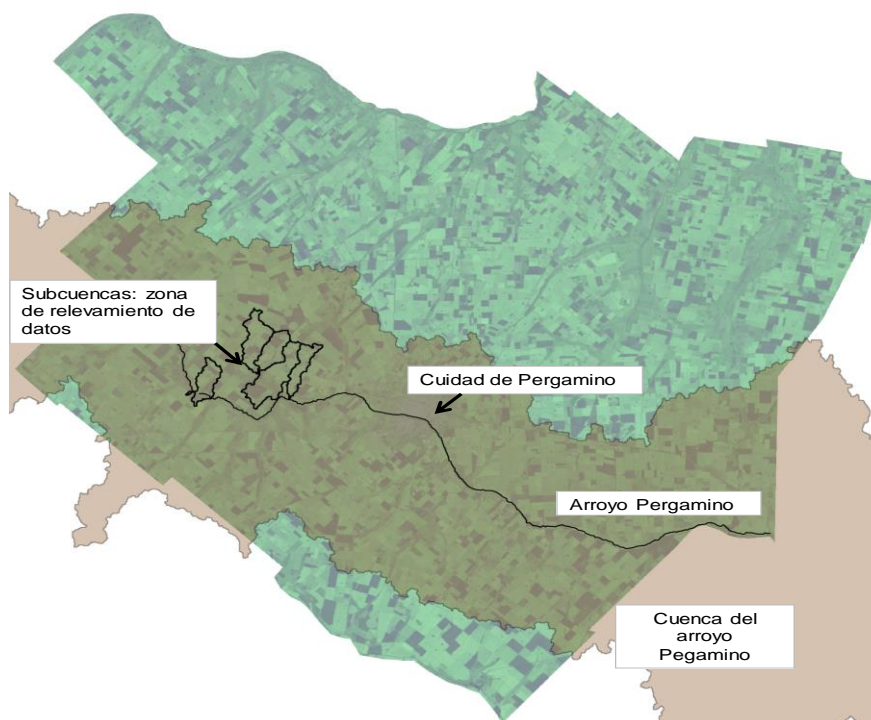


Figura 3. Localización del área de relevamiento de información, cinco subcuencas dentro del partido de Pergamino, Norte de la Provincia de Buenos Aires, Argentina.

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 (Parkin y Loria, 2010). 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. Su fórmula es la siguiente:

$$HH = \sum_{i=1}^n psc_i^2, \text{ donde } psc \text{ es porcentaje superficie asignada a cada cultivo [1]}$$

Los valores éste índice fueron tomados de Cano y Cabrini (2015), quién trabajó con los mismos establecimientos e incluyó en su análisis al índice de concentración (HH).

En las encuestas en donde los entrevistados no brindaron alguna información, se procedió de la siguiente manera. En los casos en que el responsable del establecimiento contestó haber usado la dosis de marbete, pero sin recordarla, se buscó la recomendación para la misma. Para los rendimientos ausentes, se reemplazaron por los promedios calculados para cada cultivo en particular, estimación que se realizó sobre el total de rendimientos presentes en las encuestas. Del total de establecimientos, el reemplazo de rendimientos debió hacerse por completo en cuatro establecimientos (103, 104, 106 y 107) y en otros cinco (105,108, 112, 113 y 118) sólo para algún cultivo puntual en alguna de las tres campañas.

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:

[2]  $EIQ =$

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

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.

En el Anexo I se muestra, a modo de ejemplo, la planilla de cálculo de EIQ para los cultivos realizados por cada establecimiento. Allí, se puede ver el aporte, en términos de EIQ, que cada tipo de producto (herbicida/insecticida/fungicida) hace al impacto ambiental final de cada cultivo.

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 Donadio 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).

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

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

Fuente: Bolsa de comercio de Rosario ( [www.bcr.com.ar](http://www.bcr.com.ar) )

\*Agricultores Federados Argentinos (AFA, [www.afascl.com](http://www.afascl.com) )

\*\*Información brindada por productor

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

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-. Luego, se trabajó de la misma manera que para los lotes agrícolas.

Finalmente se dividió el dato económico por el EIQ calculado para cada producción, obteniéndose así, una medida de eco-eficiencia asociada al impacto de pesticidas.

$$ECOEFI = \frac{VP}{EIQ} \quad [3]$$

Con el valor de eco-eficiencia calculado se realizó un análisis por cultivo, y a nivel establecimiento.

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 n° 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.

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

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

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 (Tabla n° 3). 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).

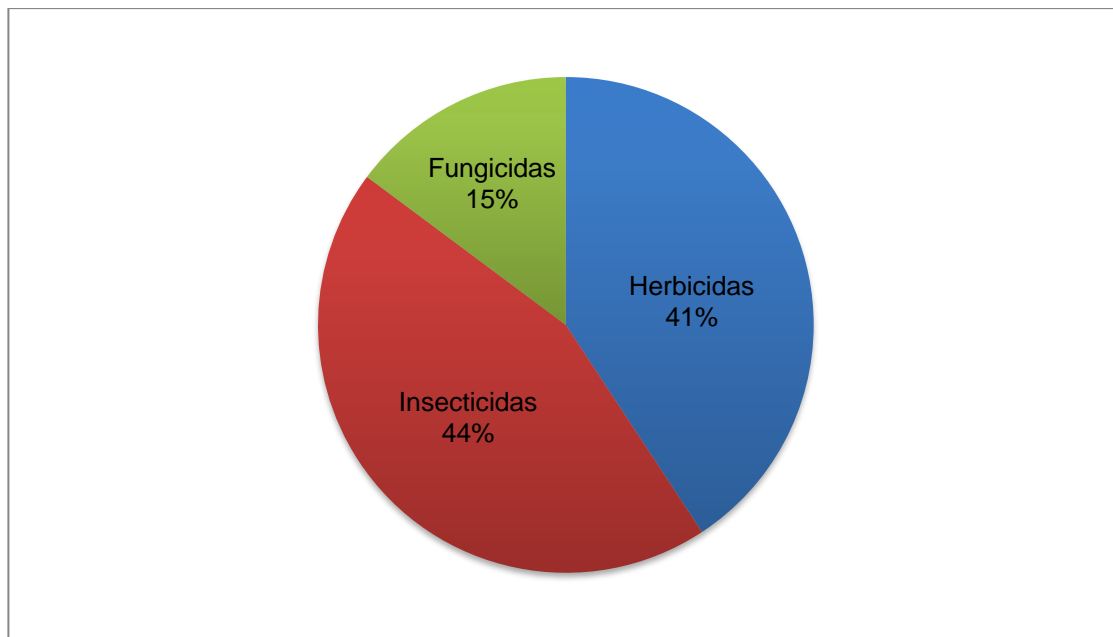


Figura 4. Distribución porcentual de variedad de agroquímicos utilizados por las empresas.

Tabla 3. Clasificación toxicológica de los agroquímicos empleados por las empresas agropecuarias para las campañas 2009/10, 2010/11 y 2011/12.

	Cuidado – IV	Cuidado - III	Nocivo - II	Nocivo - Ia y Ib
<b>Herbicidas</b>	Atrazina 90	Atrazina 90 + Smetolacloro 96	Atrazina 50	
	Glifosato 49 a 88	Metolaclor	2,4-D éster butílico/etil éster	
	Metsulfurón	S-metolacor	Haloxifop metil	
	Dicamba	2,4-D sal amina	Mesotrione	
	Clorimurón	Acetoclor		
	Glifosato 24 + Imazetapir 2	Dicamba 60 + Metsulfurón 57		
	Imazetapir			
	Diclosulam			
	Carfentrazone			
	Sulfosato			
Imazamox 4				
<b>TOTAL: 21</b>	<b>52%</b>	<b>29%</b>	<b>19%</b>	<b>0%</b>
<b>Insecticidas</b>	Clorantraniliprole	Gammacialotrina	Alfametrina	Lambdacialotrina 25
	Metoxifenocide	Gammacialotrina 15 + Tiametoxan 25	Avermectina	Imidacloprid 20 + Lambdacialotrina 10
	Clorpirifós 5	Clorpirifós 15	Zetametrina	Endosulfán 35 a 94
			Cipermetrina	
			Bifentrin	
			Dimetoato	
			Tiacloprid	
			Lambdacialotrina 5	
			Imidacloprid 25 + Bifentrin 5	
			Clorantraniliprole 4,3 + Avermectina 1,72	
			Tiametoxan 14,1 + Lambdacialotrina 10,6	
			Clorpirifós 50 + Cipermetrina 5	
			Tiametoxan 75 + Zetametrina 18	
			Clorpirifós 48	
		Profenofós 50 + Lufenurón 5		
<b>TOTAL: 24</b>	<b>12,5%</b>	<b>12,5%</b>	<b>62,5%</b>	<b>12,5%</b>
<b>Fungicidas</b>	Azoxistrobin 25	Ciproconazole 8 + Picoxystrobin 20	Azoxistrobin 20 + Ciproconazol 8	
	Tebuconazole 25 a 43		Pyraclostrobin 13,3 + Epoxiconazole 5	
	Carbendazin 50		Trifloxystrobin 5 + Tebuconazole 25	
	Trifloxystrobin 37,5 + Ciproconazole 16			
<b>TOTAL: 8</b>	<b>50%</b>	<b>13%</b>	<b>38%</b>	
<b>54</b>				

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).

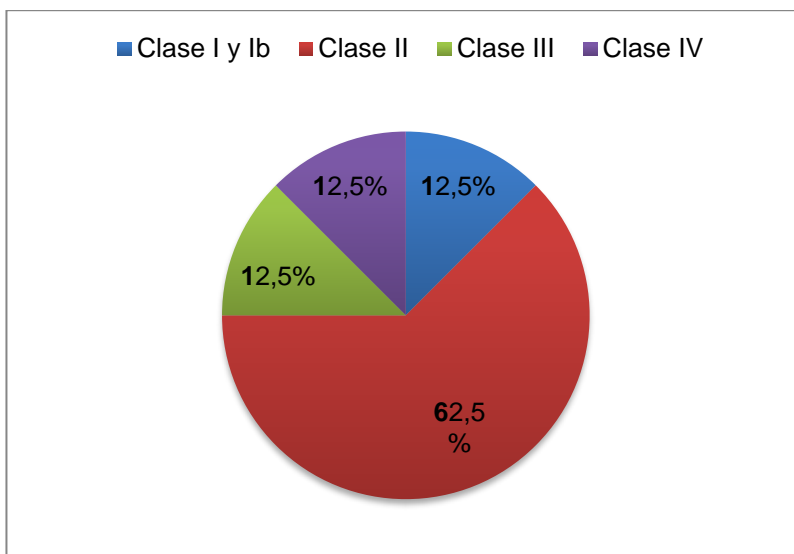


Figura 5. Clases toxicológicas de los insecticidas.

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.

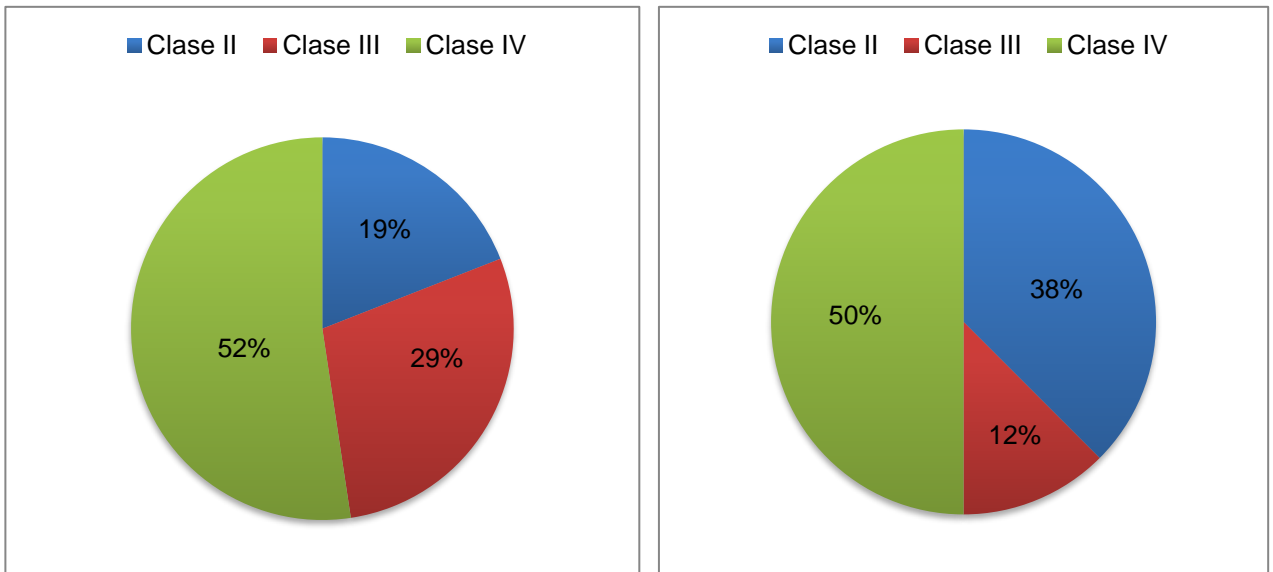


Figura 6. Clases toxicológicas de los herbicidas y fungicidas.

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).

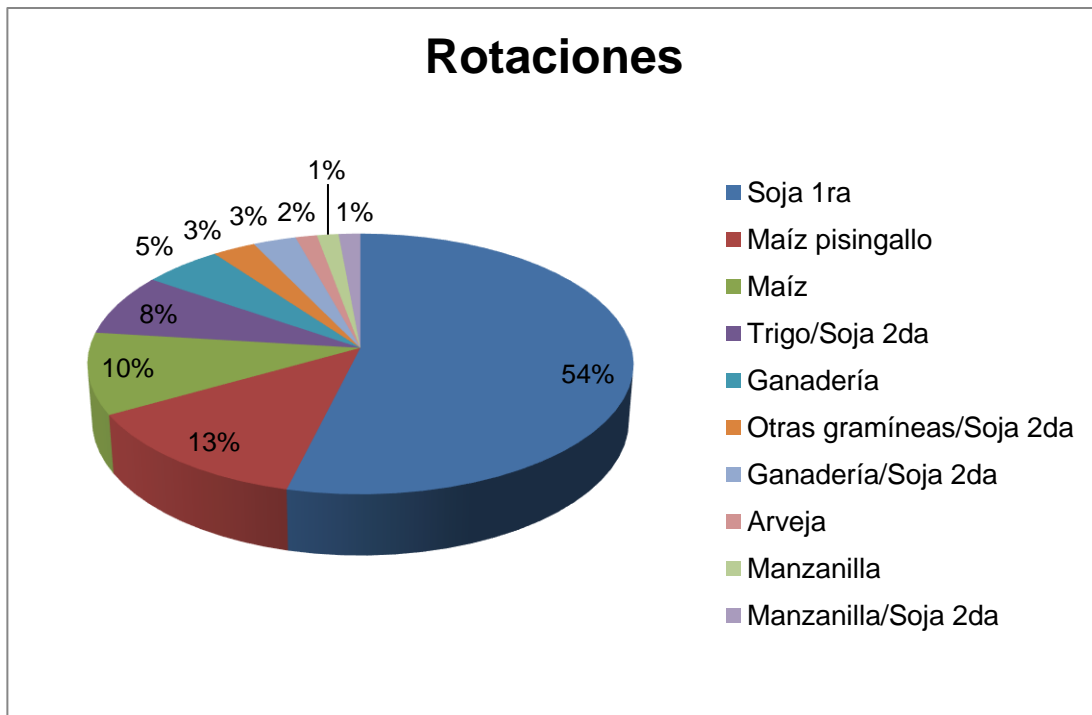


Figura 7. Proporción de cultivos.

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.

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.



Tabla 4. 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
<b>Soja 1°</b>	114	34,52	0,76	61,54	2,40	1008,74	20,10
<b>Trigo-Soja 2°</b>	16	-	-	62,96	5,68	1492,55	90,07
<b>Trigo</b>	16	49,04	3,88	24,53	3,24	748,55	43,62
<b>Soja 2° (trigo antecesor)</b>	16	25,57	2,72	40,40	3,62	744,00	58,84
<b>Maíz convencional</b>	21	78,85	5,21	86,40	8,93	1314,52	82,46
<b>Maíz pop</b>	27	22,58	3,39	67,93	3,74	1567,79	149,60
<b>Manzanilla</b>	3	44,00	8,00	41,95	0,77	3520,00	640,00
<b>Arveja</b>	3	21,33	3,67	37,40	16,15	512,00	88,00
<b>Ganadería</b>	11	341,18	33,98	23,79	6,34	539,57	50,95

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 empresas aun cuando la combinación de cultivos es similar.

Tabla 5. 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
<b>Promedio</b>	66,33	
<b>Mínimo</b>	33,74	
<b>Máximo</b>	105,96	
<b>Desvío</b>	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.

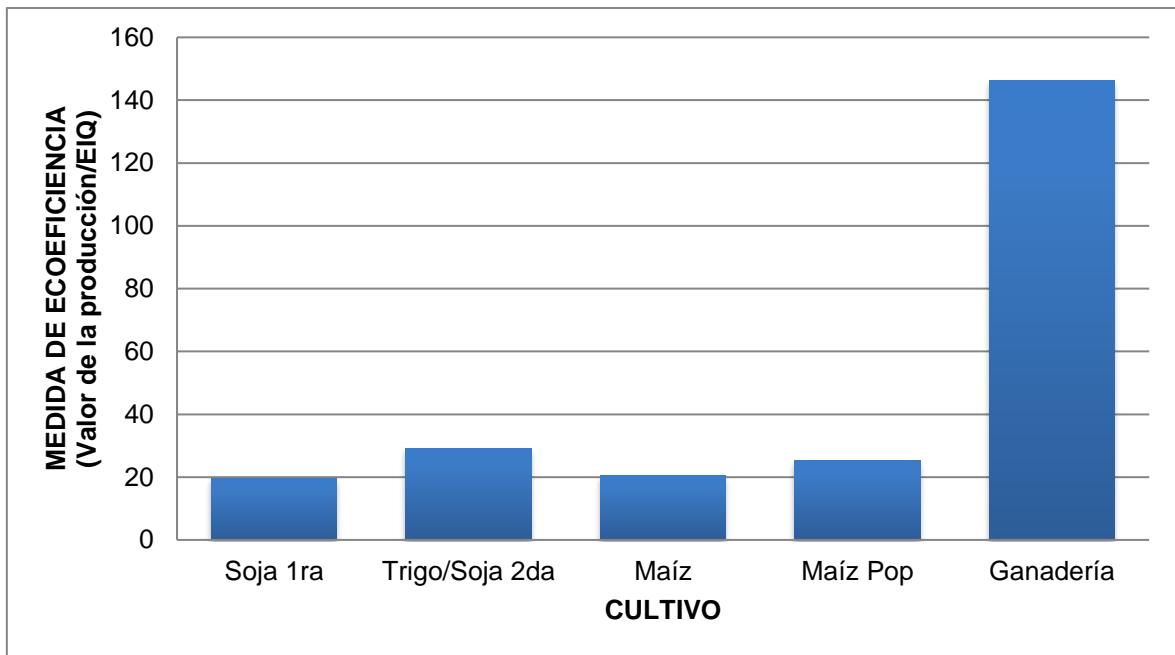


Figura 8. Eco-eficiencia de las diferentes actividades productivas.

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.

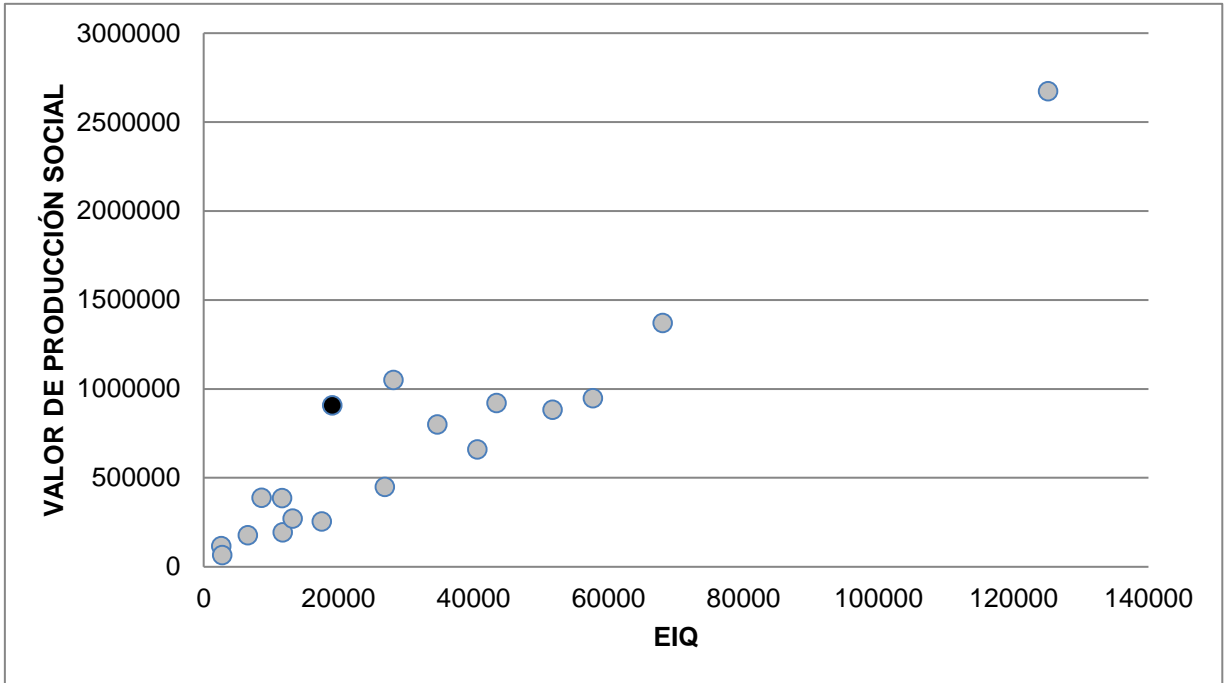


Figura 9. Relación valor social de la producción y EIQ.

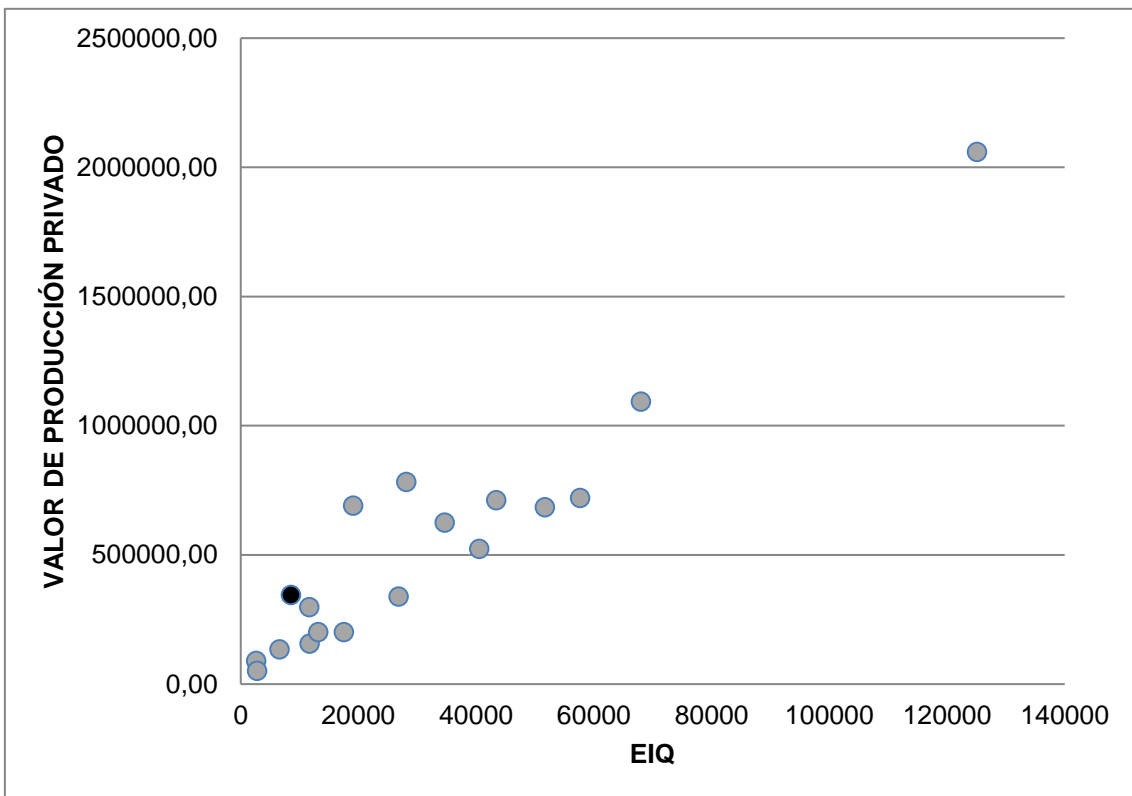


Figura 10. Relación valor privado de la producción y EIQ.

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

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

### Discusión y conclusiones

De acuerdo con la hipótesis, los planteos de uso de la tierra fueron muy variables entre las empresas consideradas en este estudio, pero la predominancia de soja de primera dentro los mismos fue una característica común a diecisiete de dieciocho establecimientos.

Los valores de EIQ calculados fueron muy variables. No obstante, solo se encontraron diferencias significativas entre ganadería y agricultura. Entre cultivos solo fueron estadísticamente diferentes la soja de primera frente al maíz convencional.

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.

En cuanto a la eco-eficiencia, pese a las diferencias observadas en los valores, estas no son estadísticamente significativas.

Probablemente, de realizarse hoy un estudio de las mismas características que el nuestro, los resultados en término de impacto ambiental variarían, debido a los cambios en los sistemas de producción. Esto indica 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 esta clase de estudios sirvan como herramienta para tomar conciencia de los efectos a mediano y largo plazo del manejo de la tierra.

## **Bibliografía**

Agrositio. El Gobierno nacional regula la aplicación de fitosanitarios (20 de febrero de 2018). Disponible en:

[http://www.agrositio.com/vertext/vertext.php?id=193046&se=.](http://www.agrositio.com/vertext/vertext.php?id=193046&se=)

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.

Cano, P. y Cabrini, S.M. (2015) "Determinación del Costo Ambiental Asociado a los Balances de Nitrógeno y Fósforo en Sistemas Agropecuarios del Partido de Pergamino" XLVI Reunión Anual de Economía Agraria. Tandil.

Carrizo, A., Carrasco, F., Aybar, S., Leiva, S., y Matías, A. (2015). "Estimación del Coeficiente de Impacto Ambiental (EIQ) en diferentes estrategias fitosanitarias en sistemas de pequeños productores de nogal, como una herramienta hacia la transición agroecológica en Catamarca, Argentina". V Congreso Latinoamericano de Agroecología-SOCLA (7 al 9 de octubre de 2015, La Plata).

Donadío de Gandolfi, Ma. C.; García, S. I.; Ghera, 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.

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.

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., Ghera C.M. y Sznaider 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 Nº 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., Scatista 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/>

Pesticides, A., & Authority, V. M. (2013). Joint FAO/WHO Meeting on Pesticide Residues. Geneva, 9–13 May 2016. Summary Report.

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 (pp. 78-87).

Ribal J., Sanjuan N., Clemente G. y Loreto Fenollosa M. (2009). “Medición De la ecoeficiencia en procesos productivos en el sector agrario. Caso de estudio sobre producción de cítricos”. Economía Agraria y Recursos naturales. ISSN: 1578-0732. Vol. 9, 1. pp 125-148.

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., Buschiazzi 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.

# **ANEXO I**

