

INDICADORES DE SUSTENTABILIDAD EN LAS UNIDADES AGROECOLÓGICAS DE LA CUENCA DEL RÍO QUEQUÉN GRANDE (ARGENTINA)

SUSTAINABILITY INDICATORS IN THE AGRO-ECOLOGICAL UNITS OF THE QUEQUÉN GRANDE RIVER BASIN (ARGENTINA)

Patricia Vazquez

Dra. en Ciencias Agrarias, Lic. en Diagnóstico y Gestión Ambiental
CIISAS, Facultad de Agronomía y CESAL-Nodo CONICET, Facultad de Ciencias Humanas
Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires
patriciavazquez11@gmail.com

Laura Zulaica

Dra. en Geografía, Lic. en Diagnóstico y Gestión Ambiental
Investigadora Asistente de CONICET – Instituto del Hábitat y del Ambiente
Facultad de Arquitectura, Urbanismo y Diseño
Universidad Nacional de Mar del Plata
laurazulaica@conicet.gov.ar

Mónica Sacido

Dra. en Agronomía, Ing. Agrónoma
Facultad de Ciencias Agrarias
Universidad Nacional de Rosario
msacido@faa.unicen.edu.ar

Resumen

El ordenamiento territorial (OT) de cuencas agropecuarias de la región pampeana (Argentina) implica un proceso de gestión ambiental tendiente a mitigar o revertir los impactos del proceso de agriculturización. Los indicadores de sustentabilidad aportan información sintética y cuantitativa para medir los impactos de las actividades agroproductivas. Tomando como base estudios antecedentes realizados en la región, el presente trabajo analiza los problemas ambientales en seis unidades agroecológicas de la Cuenca del río Quequén Grande (CrQG) a partir de indicadores de sustentabilidad (Riesgo de Contaminación por Plaguicidas -RCP-, Riesgo de Intervención del Hábitat -RIH- e Impacto Sobre el Ecosistema -ISE-) en tres momentos (1988, 1998 y 2008). Los indicadores presentan valores más elevados en la unidad de Sierras y elevaciones del Sistema de Tandilia (UAE1), en tanto que los porcentajes de incremento registran las situaciones más críticas en la unidad correspondiente a lomas planas recortadas por numerosas vías de escurrimiento (UAE3). Estadísticamente, los indicadores evidencian una correlación positiva muy alta ($r \cong 1$) que demuestra que las soluciones aplicadas a la problemática ambiental medida por alguno de los indicadores, tendrán decididamente incidencia en el resto. Este análisis temporal permitirá identificar tendencias y propuestas alternativas de OT.

Palabras clave: Ordenamiento territorial. Proceso de agriculturización. Riesgos ambientales. Gestión ambiental. Desarrollo sustentable.

Abstract

The territorial ordering (TO) of agricultural basins in the Pampas (Argentina) is a process of environmental management aimed at mitigating or reversing the impacts of agriculturization. Sustainability indicators provide synthetic and quantitative information to measure the impacts of agricultural production activities. Based on background studies in the region, this paper analyzes the environmental problems in six agroecological units of the Quequén Grande River Basin (QGrB) based on sustainability indicators (Pesticide Contamination Risk -PCR-, Habitat Intervention Risk -HIR-, and Ecosystem Impact -EI-) in three periods (1988, 1998 and 2008). The indicators show higher values in the Hills and elevations of the Tandilia System unit (AEU1), while the increase percentages display the most critical situations in the unit of flat hillocks cut by numerous runoff routes (AEU3). Statistically, the indicators show a high positive correlation ($r \cong 1$), which shows that the solutions applied to the environmental problems as measured by any of the indicators, will strongly impact on the rest. This temporal analysis will identify trends and alternative proposals of TO.

Keywords: Territorial ordering. Agriculturization process. Environmental risks. Environmental management. Sustainable development.

Introducción

Gómez Orea (2002) plantea que el ordenamiento territorial (OT) de actividades respaldadas por políticas sociales, económicas, culturales y ambientales de una sociedad, pretende dar una respuesta a problemas asociados con desequilibrios territoriales, degradaciones ecológicas, superposiciones e incompatibilidades de usos de suelo, dificultades para dotar de equipamientos y servicios públicos a la población, exposición a situaciones de riesgo, procesos de contaminación, entre otros.

Pujadas y Font (1998), sostienen que ordenar el territorio implica un proceso de elección entre alternativas y destacan que la ordenación del territorio, mantiene estrechas vinculaciones con numerosas disciplinas científicas que aportan criterios objetivos sobre qué instrumentos o acciones resultarán más apropiados para la resolución de los problemas territoriales planteados.

De acuerdo con Gómez Orea (2007), los objetivos de protección ambiental debieran ser incorporados en un plan de OT. Entre sus fines se destacan: prevenir degradaciones ambientales, corregir el comportamiento de actividades que pueden

generar impactos, remediar degradaciones ambientales y, cuando sea posible, potenciar las fortalezas del ambiente.

Haciendo referencia específica a las cuencas rurales, las pautas para el OT incorporan un proceso de gestión ambiental. De esta manera se define al ordenamiento como el conjunto de acciones encaminadas a lograr la máxima racionalidad en la toma de decisiones relativo a la conservación, defensa o protección y mejora del medio ambiente. La gestión en una cuenca está orientada a determinar el cómo hacer, a vincular sistemáticamente los criterios naturales, tecnológicos y socioeconómicos, para darle una dimensión espacio temporal a las decisiones que mejor contribuyan a definir las estrategias y políticas de la región (MONTICO, 2004). Además, las planificaciones del manejo de cuencas, podrán estructurarse según los programas y proyectos subsumidos en cada una de ellas, respondiendo a objetivos generales y específicos, y enmarcados en la escala de tiempo (corto-mediano-largo plazo) y espacio (grande a chica) que corresponda, según la estrategia de desarrollo elaborada.

Las cuencas hidrográficas de la región pampeana, Argentina, tienen un carácter netamente agropecuario y en los últimos tiempos, respondiendo a los mercados externos, han manifestado significativas transformaciones como consecuencia del proceso denominado “agriculturización”. Este proceso de transformación productiva, se define como el uso creciente y continuo de las tierras para cultivos agrícolas en lugar de usos ganaderos o mixtos (MANUEL-NAVARRETE *et al.*, 2005).

Los cambios sustanciales en los sistemas agrícolas pampeanos generados por la agriculturización, obedecen fundamentalmente a la rápida expansión del cultivo de soja y, asociado con ella, a la instalación masiva del procedimiento de siembra directa. En pocas décadas, el mosaico productivo de la tierra pampeana, que incluía una variedad de cultivos y ganadería, se transformó en una extensa área altamente homogénea (SZPEINER *et al.*, 2007).

Como resultado de este proceso, entre 1990 y 2006 la superficie de Argentina destinada a agricultura experimentó un incremento del 45% y la diversidad de cultivos sufrió una caída superior al 20%; al final de dicho período, la soja llegó a ocupar la

mitad de la superficie cultivada en una clara tendencia a la homogeneización del paisaje agrícola (AIZEN *et al.*, 2009).

Lo anterior, conduce a una simplificación estructural y funcional de los sistemas productivos (VIGLIZZO, 2007) que, si bien permite aumentar la productividad y rentabilidad actual, también aumenta los costos ambientales en términos de degradación del suelo, contaminación del agua y del aire, pérdida de diversidad biológica y deterioro de servicios ecológicos esenciales (FAO, 2007; VIGLIZZO, 2008; HOOPER *et al.*, 2005).

Una propuesta de OT de las cuencas agropecuarias de la región, no puede dejar de lado los problemas emergentes de las transformaciones agroproductivas. Es por ello, que el dimensionamiento de los problemas ambientales constituye un desafío apremiante.

A partir de lo expuesto, resulta necesario desarrollar instrumentos conceptuales y metodológicos que permitan evaluar los impactos de las actividades agroproductivas en el territorio y la sustentabilidad de las mismas. Entre estos instrumentos se encuentran los indicadores. Si bien los indicadores han sido utilizados por organismos internacionales desde hace tiempo, en comparación con los indicadores de desarrollo económico y social, los indicadores ambientales y de desarrollo sustentable son un fenómeno relativamente nuevo (SEGNSTAM, 2002). En relación con ello, Quiroga (2001) destaca que es a partir de la Cumbre de Río de Janeiro (1992) y de los compromisos asumidos por los gobiernos en la Agenda 21, cuando el desarrollo de indicadores comienza a cobrar fuerza en el ámbito de las políticas públicas y en la agenda de los políticos y diplomáticos en los países.

Los indicadores sustentabilidad reflejan la evolución del estado del ambiente y permiten monitorear los progresos realizados en función de objetivos definidos previamente; así, se han convertido en instrumentos indispensables para la toma de decisiones (SPANGENBERG y BONNIOT, 1998), que de acuerdo con Smeets y Weterings (1999), pueden utilizarse con tres propósitos: 1) brindar información acerca de los problemas actuales a fin de valorar su gravedad; 2) establecer prioridades en la gestión de los problemas identificados; y 3) evaluar el efecto de las políticas implementadas. Los indicadores cumplen también con un objetivo social, que es el de mejorar la comunicación y establecer comparaciones (HAMMOND *et al.*, 1995). Además, permiten

establecer umbrales ambientales (SREBOTNJAK *et al.*, 2010), es decir, puntos de inflexión relevantes en la implementación de políticas tendientes a la sustentabilidad.

Quiroga (2007), define al indicador como un signo, típicamente medible, que puede reflejar una característica cuantitativa o cualitativa, y que es importante para emitir juicios sobre condiciones de un sistema actual, pasado o hacia el futuro; la formación de un juicio o decisión se facilita comparando las condiciones existentes con un estándar o meta prevista. En síntesis, son representaciones simbólicas (números, símbolos, gráficos, colores), diseñadas para comunicar (MOLDAN y DAHL, 2007). De esta manera, los indicadores de sustentabilidad deben ir más allá de una aproximación sectorial (COMISIÓN DE LAS COMUNIDADES EUROPEAS, 2000) y con ellos se deben buscar objetivos que respondan a los puntos débiles prioritarios, y a las metas alcanzables, coherentes y progresivas, para lo que es necesario que se revisen periódicamente (GONZÁLEZ GONZÁLEZ y DE LÁZARO Y TORRES, 2005).

La demanda por la definición y aplicación de indicadores ambientales y de desarrollo sustentable por parte de los organismos nacionales e internacionales, está creciendo rápidamente (GALLOPÍN, 1996), como así también las propuestas referidas a este tema, que muchas veces son criticadas (BELL y MORSE, 2008). El dimensionamiento de los problemas ambientales de las cuencas agropecuarias de la región a partir de indicadores, permitirá identificar impactos más acuciantes, las áreas más críticas, asegurar el seguimiento de las causas de los problemas y de esta forma, definir estrategias adecuadas de OT.

La Cuenca del río Quequén Grande (CrQG), inserta en la Región Pampeana Austral, evidencia un fuerte proceso de agriculturización (VAZQUEZ y ZULAICA, 2011a; 2011b, VAZQUEZ *et al.*, 2012a; 2012b) que se manifiesta de manera diferente en su territorio, dependiendo de las características ecológicas y del grado de avance del proceso mencionado.

Vazquez *et al.* (2013a) elaboraron una Zonificación Agroecológica (ZAE) preliminar de la Cuenca, definiendo distintas unidades espaciales a partir de la integración de sus aspectos ecológicos y del avance de la agricultura en dos períodos (1988-1998 y 1998-2008). Sobre la base de esas unidades, que las autoras denominaron

unidades agroecológicas (UAE), el presente trabajo intenta “medir” la evolución de los problemas ambientales de cada una de ellas mediante indicadores de sustentabilidad en tres momentos (1988, 1998 y 2008). Este análisis temporal de los indicadores permitirá definir tendencias y, a partir de ello, proponer escenarios alternativos de OT que den respuesta a los problemas ambientales derivados de la agriculturización. El análisis de los indicadores, contribuirá también a identificar ineficiencias en las prácticas, fijar prioridades para intervenciones futuras, evaluar su efectividad, corregir desvíos y tendencias, medir mejoras e informar progresos.

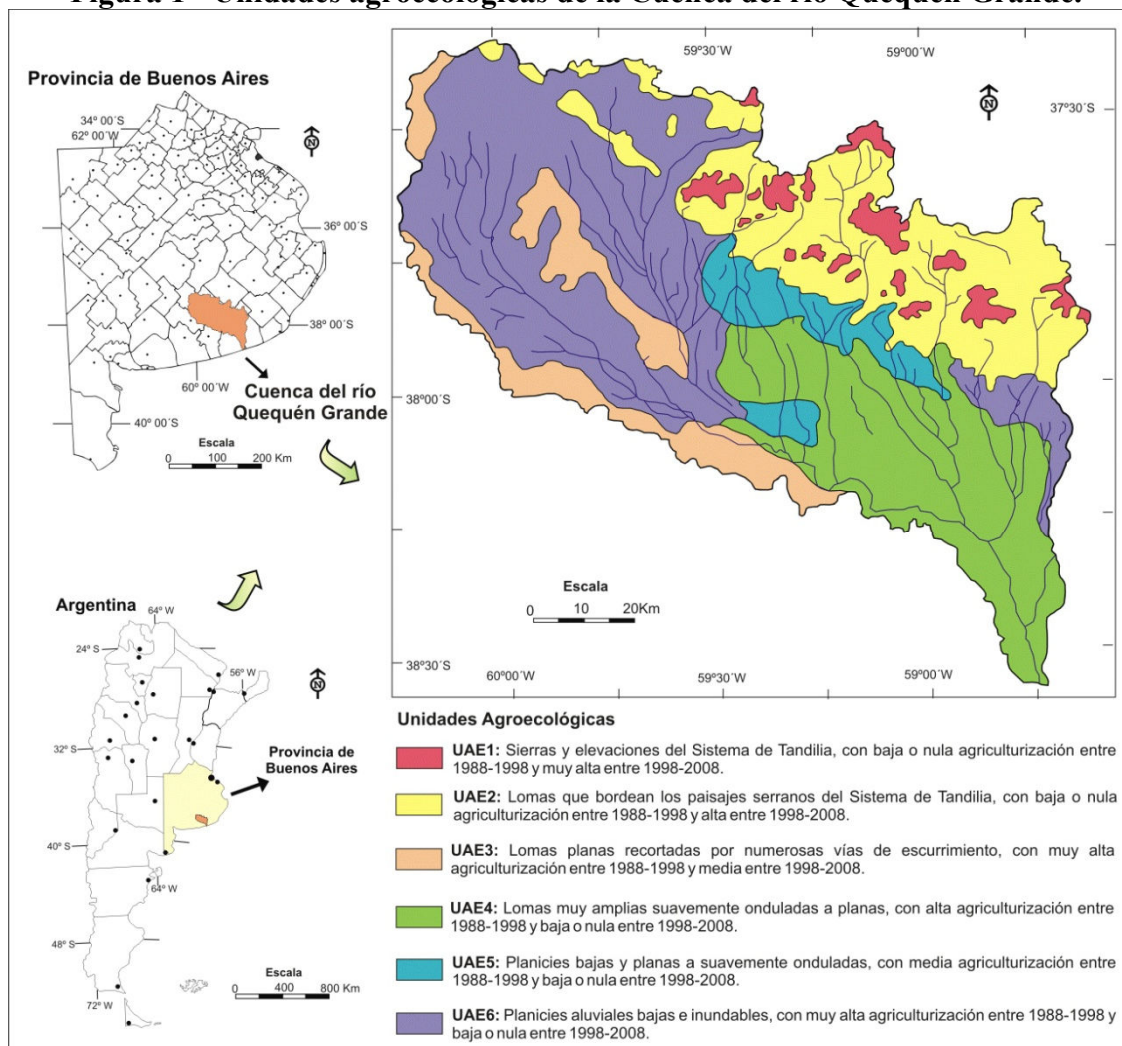
Unidades agroecológicas de la Cuenca del río Quequén Grande

La CrQG, ocupa una superficie de 9.944 km² y se halla ubicada al sudeste de la provincia de Buenos Aires, en la porción sur de la región pampeana de Argentina. Integra los partidos de Adolfo Gonzáles Chaves, Benito Juárez, Lobería, Necochea, San Cayetano y Tandil. Biogeográficamente, y de acuerdo con la clasificación propuesta por Cabrera y Willink (1973), pertenece a la Provincia Pampeana (Dominio Chaqueño, Región Neotropical), más precisamente al Distrito Pampeano Austral, que se extiende por el sur de Buenos Aires, desde las Sierras Septentrionales (Olavarría, Tandil y Balcarce) hasta Bahía Blanca, incluyendo las Sierras Australes.

El río que da nombre a la Cuenca, nace en el Sistema de Tandilia, el cual define una red hidrográfica de alcance regional, y desemboca en el puerto del núcleo urbano Necochea-Quequén. La red de avenamiento de la Cuenca se conforma bajo un diseño dendrítico (CAMPO DE FERRERAS y PÍCCOLO, 2002). Asimismo, en la CrQG, una secuencia sedimentaria del Cuaternario - Terciario Superior constituye un acuífero libre, el pampeano, principal acuífero de la zona y único explotado para todo tipo de usos (MARTÍNEZ *et al.*, 2004).

Vazquez *et al.* (2013a), partiendo de los ambientes geomorfológicos definidos por Teruggi *et al.* (2004) y Martínez (2007), realizaron una zonificación agroecológica (ZAE) de la Cuenca, diferenciando seis unidades agroecológicas (UAE) que se presentan en la Figura 1, en la que también se exhibe la localización de la Cuenca en el contexto regional.

Figura 1 - Unidades agroecológicas de la Cuenca del río Quequén Grande.



Fuente: Elaboración propia sobre la base de Vazquez *et al.* (2013a).

El procedimiento utilizado para la definición de esas unidades, parte de la aplicación de los conceptos y metodologías de la FAO (1997), adaptados por las autoras al caso de estudio en función de la disponibilidad de información viable de adquirir y procesar. Las UAE de la CrQG surgen de la integración de Unidades Ecológicas (UEc) y Unidades de Agriculturización (UAg) en dos períodos seleccionados (1988-1998 y 1998-2008).

Tal como se indica en ese trabajo, las UEc surgen de la integración de distintos aspectos ecológicos (geformas, alturas, pendientes, aspectos hidrológicos, drenaje superficial e interno y suelos), en tanto que las UAg parten de los valores correspondientes a los porcentajes de incremento de la superficie agrícola en los dos períodos seleccionados.

Estas últimas obedecen a la configuración espacial obtenida a partir de la clasificación de los porcentajes de incremento del área agrícola por *cortes naturales*, que permitió establecer distintas categorías para cada período. Entre 1988 y 1998 los intervalos fueron: -12,9% a 0,1% (agriculturización baja o nula); 0,1% a 13,5% (agriculturización media); 13,5% a 36,3% (agriculturización alta); y 36,3% a 49,9% (agriculturización muy alta). Entre 1998 y 2008, dichos valores fueron agrupados de la siguiente forma: 3,0% a 4,6% (agriculturización baja o nula); 4,6% a 12,6% (agriculturización media); 12,6% a 25,0% (agriculturización alta); y 25,0% a 38,0% (agriculturización muy alta).

La UAE1, correspondiente a Sierras y elevaciones del Sistema de Tandilia, presenta condiciones físicas/naturales que la definen como vulnerable ante un importante avance de los cultivos, debido fundamentalmente a las fuertes pendientes (mayores al 50%) que la exponen a procesos de erosión hídrica. En esta unidad se encuentran las cabeceras de la Cuenca que, en general, se presentan entre los 300 y 400 m de altura exhibiendo cursos de régimen temporario en valles estrechos. Presenta baja a nula agriculturización entre 1988 y 1998, lo que se condice con su aptitud: la capacidad de uso predominante varía entre IV y VIII dependiendo de las pendientes, profundidad del suelo y presencia de rocas y el índice de productividad es inferior a 36. En contraposición, en el segundo período seleccionado (1998-2008) se observa un muy alto proceso de agriculturización, principalmente en las pendientes medias y bajas de la unidad.

La UAE2, relativa a las lomas que bordean los paisajes serranos del Sistema de Tandilia, muestra como en el caso anterior, baja o nula agriculturización en el primer período (1988-1998), mientras que en el segundo período seleccionado (1998-2008), la unidad presenta una disminución del proceso de agriculturización, aunque aún continúa siendo alto. Si bien agrupa tierras aptas para cultivos (capacidad de uso II y IV e índice de productividad cercano a 50) ya que cuentan con favorable textura y estructura superficial, alta saturación con bases intercambiables, adecuada retención de humedad y fertilidad natural (*argiudoles típicos* y *hapludoles petrocálcicos*), es importante mencionar que existe cierta susceptibilidad a la erosión hídrica, en especial en las áreas en contacto con la UAE1 donde las pendientes son mayores.

La UAE3 está comprendida por las lomas planas (pendientes de 0,1%) recortadas por numerosas vías de escurrimiento. El drenaje superficial e interno es generalmente imperfecto y asocia cursos de agua permanentes con valles profundos y lagunas. Los suelos que caracterizan las áreas altas y bien drenadas son los *argiudoles típicos*, que presentan capacidad de uso II. En las áreas donde el drenaje adquiere limitaciones, pueden encontrarse *argiudoles ácuicos* y *natracuoles típicos*, con capacidades de uso III y VI, respectivamente. Los mayores condicionantes para el desarrollo de cultivos son el drenaje y la sodicidad característica de algunos suelos (*natracuoles típicos*). El proceso de agriculturización es muy diferente a las unidades anteriores ya que, en el primer período seleccionado (1988-1998), presenta alta intensidad y en el segundo (1998-2008) media.

La UAE4, definida por lomas muy amplias onduladas a planas (pendientes aproximadas de 0,2%), como en el caso anterior (UAE3) presenta un proceso de agriculturización muy alto en el primer período, mientras que en segundo, el proceso disminuye a bajo o nulo. Esta unidad, en la que se asienta el Puerto Necochea-Quequén, integra cursos de agua permanentes pertenecientes al cauce principal del río Quequén en sus tramos medio e inferior. De acuerdo con Pícolo y Perillo (1997), en general, el ancho del río Quequén es poco variable, de 150 a 200 m aproximadamente, llegando a unos 400 m en la zona portuaria; el caudal medio alcanza unos 11,3 m³/s (SALA, 1975). Los suelos de esta unidad son en general bien drenados (*argiudoles típicos*), presentando en ocasiones problemas de drenaje y sodicidad (*natracuoles típicos*). La capacidad de uso está condicionada por las pendientes (susceptibilidad a erosión) y la sodicidad, variando entre II y VI. Los índices de productividad en esta unidad son los más altos alcanzados para Cuenca (54-74).

La UAE5, representada por planicies bajas y planas a suavemente onduladas, muestra características diferentes del proceso de agriculturización respecto de casos mencionados anteriormente: el proceso es medio en el primer período y bajo o nulo en el segundo. Esto puede deberse a las características propias de la unidad que asocia cursos de agua temporarios y lagunas de escasas dimensiones, presentando un drenaje imperfecto y pobre. Los suelos presentan limitaciones severas (drenaje y sodicidad) que

los hacen inadecuados para el laboreo. Las capacidades de uso predominantes son VI (*natracuoles típicos*) y VII (*natracualfes típicos*) con un índice de productividad de 32.

Por último, la UAE6 integrada por planicies aluviales bajas a inundables, presenta cursos de agua de tipo temporario en valles encauzados. De la misma manera que en el caso anterior, los suelos van de imperfectamente drenados a pobremente drenados, predominando el régimen *ácuico* de humedad con severas limitaciones para el cultivo (drenaje y sodicidad). La agriculturización se caracteriza como alta en el primer período, mientras que en el segundo es baja o nula, restringida a los sectores mejor drenados de la unidad en los que se presentan *argiacuoles típicos*.

Como puede observarse de la lectura de las unidades, en la ZAE de la Cuenca propuesta por Vazquez *et al.* (2013a), el clima no fue considerado porque no se evidencian diferenciaciones internas importantes en la Cuenca. Tampoco se incorporó la vegetación dado que no se dispone de estudios específicos del área que permitan evaluar su composición y estado en la escala de trabajo propuesta (1: 250.000).

No obstante lo mencionado, cabe destacar que el clima que caracteriza a las distintas unidades es templado y húmedo con veranos suaves y precipitaciones todo el año; la temperatura media anual ronda los 14°C, siendo julio el mes más frío con un valor mínimo medio cercano a los 3°C, mientras que en los meses de verano la temperatura máxima media mensual supera los 27°C (LASTRA *et al.*, 2008). Respecto de la flora, se puede decir que dada la baja aptitud para el desarrollo de actividades productivas, en general, las unidades UAE1, UAE5 y UAE6, presentan áreas con escasos signos de intervención en las que se presentan relictos la vegetación originaria, caracterizada por la pseudoestepa de gramíneas con dominancia de los géneros *Stipa* y *Piptochaetium* (CABRERA, 1976).

Métodos, técnicas e instrumentos

Tomando como base las UAE definidas previamente, estudios antecedentes (VAZQUEZ y ZULAICA, 2011b; 2012; 2013a; 2013b; VAZQUEZ *et al.*, 2012b; 2013b) realizados en la región y el Software Agro-Eco-Index desarrollado por VIGLIZZO (2003), se evaluaron tres indicadores de sustentabilidad con la finalidad de evaluar el impacto del proceso de agriculturización en cada unidad en los tres años

seleccionados (1988, 1998 y 2008): riesgo de contaminación por plaguicidas (RCP), riesgo de intervención del hábitat (RIH) e impacto sobre el ecosistema (ISE).

Riesgo de contaminación por plaguicidas (RCP)

El impacto específico referido al riesgo de contaminación por plaguicidas, se estimó mediante el cálculo de un indicador obtenido del Software Agro-Eco-Index, desarrollado por VIGLIZZO (2003), con modificaciones realizadas a partir de los datos disponibles (VAZQUEZ *et al.*, 2012b). Para ello, sobre la base de la información aportada por las imágenes de satélite y entrevistas a informantes calificados, se determinaron los principales plaguicidas utilizados en 1988, 1998 y 2008. Posteriormente, se utilizó la siguiente ecuación para estimar el riesgo relativo de los compuestos:

$$RCP = \frac{\left(\frac{1000}{DL \cdot 50} \left[\frac{K_{sp} + R}{2} + K_{oc} + T^{1/2} \right] \times C \times S \right)}{10000000000}$$

Donde: **DL 50**, es el promedio de la dosis letal de los principales plaguicidas utilizados, que determina la toxicidad de los compuestos; **K_{sp}**, es el promedio de la solubilidad en agua de los principales plaguicidas utilizados; **R**, expresa la permeabilidad del suelo en las capas superficiales; **K_{oc}**, es el promedio de coeficientes de adsorción de los compuestos por la fase orgánica del suelo; **T^{1/2}**, es el promedio de la vida media de los productos utilizados; **C**, expresa la cantidad de producto aplicada por unidad de superficie; y **S**, es la superficie total en la cual se aplica el producto (en este caso, corresponde a las áreas agrícolas de la Cuenca). Dado que el indicador de riesgo de contaminación se calculó considerando un espacio regional, la ecuación se ajustó dividiendo luego el resultado final, para evitar números extensos.

Riesgo de intervención de hábitat (RIH)

A fin de evaluar las consecuencias de las transformaciones agroproductivas sobre el hábitat, se utilizó otro de los indicadores de sustentabilidad obtenido, como el caso anterior, del Software Agro-Eco-Index (VIGLIZZO, 2003). Dicho indicador,

denominado riesgo de intervención del hábitat, fue calculado para las principales actividades desarrolladas en la Cuenca y modificado para efectuar el análisis temporal a escala regional (VAZQUEZ *et al.*, 2012b).

De acuerdo con el Manual correspondiente al programa, el cálculo de este indicador apunta a generar un índice relativo que valore el impacto negativo que impone un proceso productivo sobre la biodiversidad del lugar donde se realiza. Mediante el uso de determinados coeficientes, el indicador compara la vegetación actual con la vegetación potencial del mismo (la vegetación que se supone que habría si el hombre no hubiese intervenido en el proceso sucesional). La comparación se realiza a través de “Puntos de Impacto”, donde las mayores puntuaciones pueden ser entendidas como mayores efectos negativos sobre la flora nativa y la biodiversidad. Los coeficientes utilizados para lograr esta comparación se presentan en la Tabla 1.

Tabla 1 - Coeficientes utilizados para estimar el Riesgo Parcial de Intervención del Hábitat.

Cantidad de especies
Este es el coeficiente que se considera de mayor importancia relativa, y se asignan 10 puntos de impacto si existe un cambio significativo (tanto pérdida como ganancia de especies) en la cantidad de especies debido a la intervención humana y 0 puntos si no hay cambio.
Origen
Se asignan 7,5 puntos de impacto si una proporción significativa de las especies presentes en la vegetación actual son introducidas a un determinado ecosistema. Se parte del supuesto que la vegetación nativa, al haber coexistido con la fauna nativa, tiene mayor capacidad de servirle de hábitat que la vegetación exótica
Periodicidad
Referida a la vegetación dominante. Si la vegetación potencial era perenne y es reemplazada por especies anuales (aún si fueran nativas), se asignan al potrero correspondiente 5 puntos de impacto. Lo mismo sucede si la vegetación potencial era mayoritariamente anual y pasa a ser perenne.
Organización en estratos verticales
Se asume que una mayor cantidad de estratos se corresponde con una mayor disponibilidad de sitios para su utilización como hábitats naturales. Por consiguiente, un cambio en este número determina un cambio en la capacidad de provisión de refugio y alimento de los ecosistemas. Se asignan 2,5 puntos de impacto cuando esto ocurre.
Organización en sub-estratos verticales
Tiene un nivel de importancia relativa menor e incluye los cambios en la cantidad de sub-estratos dentro de alguno (o algunos) de los estratos principales.

Fuente: Vazquez y Zulaica (2013b).

Para obtener el valor del indicador de riesgo de intervención sobre el hábitat en la Cuenca, en primera instancia, se suman los coeficientes obtenidos para cada actividad y se divide dicha sumatoria por 26 (para obtener un valor de cero a uno). Este procedimiento permite estimar el “riesgo parcial de intervención del hábitat” (RPIH), denominado así en este presente trabajo siguiendo los antecedentes de Vazquez y Zulaica (2011b). El RPIH queda expresado como se muestra a continuación:

$$RPIH = \frac{Ce + Or + Pe + Oev + Osv}{26}$$

Donde: **RPIH**, es el indicador de riesgo parcial de intervención del hábitat; **Ce**, es el coeficiente relativo a la cantidad de especies; **Or**, indica el coeficiente referido al origen; **Pe**, expresa el coeficiente de periodicidad; **Oev**, es el coeficiente de organización de estratos verticales; y **Osv**, corresponde al coeficiente de estratos subverticales.

Posteriormente, los valores obtenidos para cada actividad (riesgo parcial de intervención del hábitat) se multiplican por un coeficiente de ponderación que expresa la superficie ocupada por cada actividad en el Partido. De esta manera, la sumatoria de los valores obtenidos expresa el riesgo de intervención del hábitat, el cual queda representado de la siguiente forma:

$$RIH = \sum cpSupAc * RPIH$$

Donde: **RIH**, es el indicador de riesgo de intervención del hábitat; **cpSupAc**, es el coeficiente de ponderación que indica la proporción de la superficie de la Cuenca ocupada por la actividad; y **RPIH**, es el indicador de riesgo de intervención del hábitat.

El indicador fue calculado para 1988, 1998 y 2008 a partir de los datos aportados por la clasificación supervisada de las imágenes de satélite de esos años.

Impactos sobre el ecosistema (ISE)

Por último, el indicador de Impacto Sobre el Ecosistema (ISE), modificado de VIGLIZZO (2003), se utiliza para evaluar el nivel de afectación de los ecosistemas a partir de los procesos productivos que degradan el ambiente. Dentro de tales procesos,

se destacan dos características por la importancia de impacto sobre el ecosistema: la intervención del hábitat (o impacto negativo que impone un proceso productivo sobre la biodiversidad) y los agroquímicos aplicados. Dentro de los establecimientos se utiliza la siguiente ecuación para calcular el indicador de impacto sobre el hábitat.

$$I = P * (L + A)$$

Donde: el factor **P** corresponde a la proporción del uso del suelo destinado a la agricultura, sobre el total de la Cuenca. Por otro lado, tanto el factor **L** como el **A**, corresponden respectivamente a las modificaciones en la biodiversidad debido al proceso productivo imperante, y en cada caso se utiliza para estimar este indicador, el **RIH**; finalmente, el factor **A** corresponde al uso de agroquímicos, y en cada caso se utiliza para estimar éste al indicador de **RCP**, ambos calculados anteriormente.

En el análisis del proceso de agriculturización y la evaluación de los indicadores mencionados, se tomaron como referencia los datos aportados por la clasificación supervisada de las imágenes de satélite, datos de campaña en terreno y las metodologías desarrolladas en los trabajos citados al principio.

Relaciones entre los indicadores

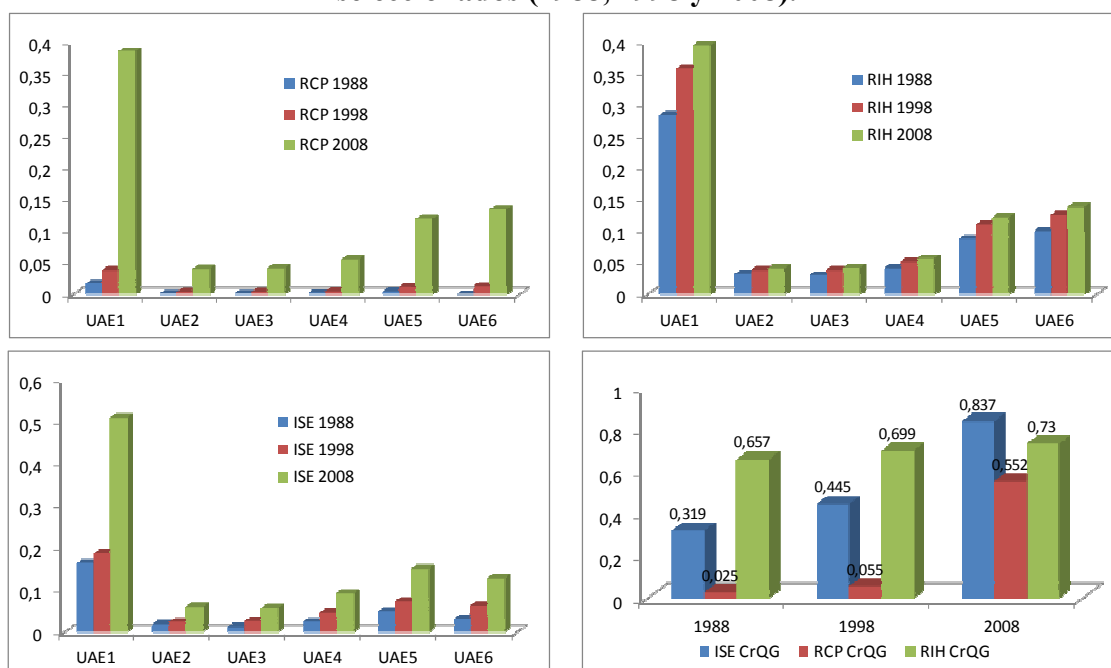
Una vez obtenidos los indicadores de sustentabilidad, se analizó el grado de intensidad de la relación entre ellos. Con esa finalidad se calculó el coeficiente correlación lineal o *r* de *Pearson*. Posteriormente se elaboraron gráficos de dispersión que muestran las relaciones entre los indicadores.

Resultados

A partir de los resultados obtenidos del cálculo de los indicadores para los tres años seleccionados (Figura 2), es posible afirmar que el RCP, el RIH y el ISE, se ven incrementados para todas las unidades de la Cuenca en estudio.

A continuación se presenta el análisis de cada indicador para la superficie total de la Cuenca y las distintas UAE. Posteriormente, se incluye una discusión general del conjunto de indicadores para las unidades de referencia espacial.

Figura 2 - Indicadores de sustentabilidad (RCP, RIH e ISE): valores obtenidos para las distintas unidades agroecológicas (UAE) y la Cuenca (CrQG) en los años seleccionados (1988, 1998 y 2008).



Fuente: Elaboración propia.

Riesgo de contaminación por plaguicidas (RCP)

El cálculo del indicador de RCP, revela un incremento del 2108% entre 1988 y 2008 en su valor. Los incrementos más significativos se verifican en la UAE2 (3900%) y en la UAE3 (4000%). Lo mencionado se asocia directamente con el proceso de agriculturización descrito al principio y se verifica a partir de lo expresado por Viglizzo *et al.* (2002), quienes confirman que la implementación de la técnica siembra

directa, si bien conforma el mejor sistema para evitar la erosión del suelo, exige mayor control químico, en especial de malezas, que se refleja en un incremento de la cantidad de productos aplicados por unidad de superficie a lo largo del año.

Además, si se analizan los resultados arrojados por períodos, el indicador de riesgo de contaminación aumentó entre 1988-1998, 120%, mientras que entre 1998-2008, lo hizo en un 903,6% (Tabla 2). En el primer período, el incremento del indicador fue superior (300%) en la UAE2 y en la UAE3, mientras que en el segundo, el aumento más significativo (1000%) corresponde a la UAE5. Los resultados obtenidos nuevamente permiten verificar que el primer período se caracteriza por una intensa expansión agrícola sobre las áreas destinadas a pastoreo; mientras que en el segundo período, se produce una fuerte intensificación de la agricultura, con la introducción de innovaciones tecnológicas y doble cultivo al año. Esto se justifica fundamentalmente por el cambio en las prácticas productivas, entre ellas, el tipo de labranza convencional al traspaso de la labranza no convencional o siembra directa (VIGLIZZO *et al.*, 2002).

Tabla 2 - Riesgo de Contaminación por Plaguicidas en la Cuenca del río Quequén Grande en 1988, 1998 y 2008.

Plaguicidas	DL 50	Ksp	R	Koc	T1/2	C	S	RCP
Picloran (1988)	0,048	3	4	5	5			
Glifosato (1998, 2008)	0,086	5	4	1	3			
Paraquat (1988, 1998, 2008)	1,840	2	4	1	5			
Clorimurón (1988, 1998, 2008)	0,196	4	4	4	3			
2,4D sal amina (1988, 1998, 2008)	0,882	3	4	5	2			
<i>Herbicidas (1988)</i>							0,20	
<i>Herbicidas(1998)</i>							0,30	
<i>Herbicidas (2008)</i>							4,90	
Propiconazol (1988, 1998, 2008)	0,125	3	4	4	3			
Tebuconazole (1988, 1998, 2008)	0,063	2	4	2	2			
<i>Funguicidas (1988)</i>							0,15	
<i>Funguicidas (1998)</i>							0,20	
<i>Funguicidas (2008)</i>							0,30	
Cipermetrina (1988, 1998, 2008)	0,061	1	4	2	3			
Endosulfán (1988, 1998, 2008)	2,692	1	4	3	3			
Clorpirifos (1988, 1998, 2008)	2,152	1	4	3	3			
Metamidifós (1988, 1998, 2008)	50,000	5	4	5	1			
Aldrin (1988)	25,641	2	4	2	2			
DDT (1988)	8,850	4	4	5	1			
<i>Insecticidas (1988)</i>							0,10	
<i>Insecticidas (1998)</i>							0,10	
<i>Insecticidas (2008)</i>							0,20	
CrQG (1988)							465110	0,025
CrQG (1998)							586500	0,055
CrQG (2008)							649220	0,552

Referencias: *DL 50*: dosis letal 50 (ton/g); *Ksp*: solubilidad (g/g); *R*: permeabilidad (4 corresponde al valor establecido para la Pampa Austral); *Koc*: coeficiente de adsorción del compuesto por la fase orgánica del suelo (g/g); *T1/2*: vida media de los productos utilizados (días); *C*: cantidad de producto aplicada anualmente por hectárea (l/ha); *S*: superficie de áreas agrícolas en la Cuenca (ha); y *RCP*: Riesgo de contaminación por plaguicidas en cada año señalado.

Fuente: Elaboración propia a partir de Vazquez *et al.* (2012b; 2013b).

Pimentel (1992) y Matson *et al.* (1997), plantean que durante los últimos 50 años, los pesticidas (insecticidas, herbicidas y funguicidas) se han convertido en uno de los componentes principales de la agricultura y, aunque su uso es considerado económicamente rentable para la mayoría de los sistemas, los efectos secundarios que tienen sobre el ambiente son frecuentemente negativos (REGANOLD, 1989; PIMENTEL

y HEICHEL, 1991; DAILY y EHRLICH, 1992; LEHMAN, 1993; PIMENTEL y LEHMAN, 1993; LEVITAN *et al.*, 1995; BERGELSON y PURRINGTON, 1996; JASENIUK *et al.*, 1996; TILMAN, 1998). Lo mencionado conlleva a plantearse la urgente necesidad de lograr un uso responsable de los pesticidas, siendo esto una prioridad fundamental en la agenda de la investigación agrícola (NRC, 1999).

Igualmente es importante destacar en este análisis el cambio producido en el tipo de principios activos utilizados, ya que en el primer período (1988-1998) los compuestos químicos aplicados corresponden a agroquímicos de primera generación. Se observa que el año 1988, se utilizaban plaguicidas de altísima peligrosidad e impacto sobre el ambiente como es el caso del DDT (Dicloro Difenil Tricloroetano). Los agroquímicos utilizados en el segundo período (1998-2008), presentan valores inferiores de toxicidad respecto de los del período anterior, aunque hay que tener en cuenta en el caso de los herbicidas, es que pasan a utilizarse en forma exponencial respecto del período 1988-1998. Esto es consecuencia del incremento de la siembra directa, donde no hay remoción de la tierra y las malezas se eliminan sólo con herbicidas; además esto se da dos veces al año, debido al doble cultivo, principalmente cereal/oleaginosa.

Riesgo de intervención de hábitat (RIH)

Ahora bien, el indicador de RIH varía en función de las transformaciones agropecuarias generadas en la CrGQ, como consecuencia del importante incremento en el tiempo de la agricultura en detrimento de la ganadería. En este proceso, la vegetación nativa se ve fuertemente afectada, tal como lo demuestra el cálculo del indicador de RIH, cuyo valor se incrementa en un 11,11% entre 1988 y 2008. Dicho incremento adquiere mayor relevancia en la UAE3, UAE4, UAE5 y en la UAE6, donde los porcentajes de incremento son cercanos al 40%.

Entre 1988-1998 el RIH se incrementa en un 6,34% mientras que en el período 1998-2008 ese incremento es del 4,42% (Tabla 3). Esto se correlaciona con el aumento de la agricultura en desmedro de la ganadería ya que las áreas agrícolas se incrementaron un 26,1% entre 1988 y 1998, mientras que aumentaron en menor

proporción, 10,7%, entre 1998 y 2008. Este aumento se tradujo en una reducción del 26,2% y 13,7% de las áreas con pastizales y pasturas, respectivamente. La UAE2 correspondiente a áreas periserranas es la que muestra valores menos significativos en los porcentajes de incremento del indicador: entre 1988-1998 creció un 18,7%, mientras que entre 1998-2008 el aumento fue del 7,9%.

Tabla 3 - Riesgo de Intervención de Hábitat en la Cuenca del río Quequén Grande en 1988, 1998 y 2008.

Actividades	cpSupAc	Ce	Or	Pe	Oev	Osv	RPIH	RIH	
1988	Agrícolas	0,468	10	7,5	5	0	0	0,865	0,405
	Ganaderas	0,521	5	7,5	0	0	0	0,481	0,250
	Urbanas	0,002	10	7,5	5	2,5	1	1,000	0,002
	<i>Total</i>								0,657
1998	Agrícolas	0,59	10	7,5	5	0	0	0,865	0,511
	Ganaderas	0,384	5	7,5	0	0	0	0,481	0,185
	Urbanas	0,004	10	7,5	5	2,5	1	1,000	0,004
	<i>Total</i>								0,699
2008	Agrícolas	0,65	10	7,5	5	0	0	0,865	0,563
	Ganaderas	0,332	5	7,5	0	0	0	0,481	0,160
	Urbanas	0,008	10	7,5	5	2,5	1	1,000	0,008
	<i>Total</i>								0,730

Referencias

cpSupAc: coeficiente de ponderación que indica la proporción de la superficie de la cuenca ocupada por la actividad; *Ce*: coeficiente relativo a la cantidad de especies; *Or*: coeficiente referido al origen; *Pe*: coeficiente de periodicidad; *Oev*: coeficiente de organización de estratos verticales; y *Osv*: coeficiente de estratos subverticales; *RPIH*: indicador de riesgo parcial de intervención del hábitat; y *RIH*: indicador de riesgo de intervención del hábitat.

Fuente: Vazquez *et al.* (2012b).

Esto se condice con lo que expresado por Chapin *et al.* (2000); Norris *et al.* (2003), Hooper *et al.* (2005) y Schröter *et al.* (2005) quienes plantean que los problemas ambientales generados por la expansión e intensificación agrícola se incrementaron produciendo alteraciones a partir del reemplazo de bosques, pastizales y humedales por sitios agrícolas. Esto genera alteraciones en la biodiversidad global en todos los niveles, es decir, desde la diversidad genética dentro de poblaciones hasta la diversidad de ecosistemas en un paisaje, ya sea alterando la composición, riqueza y equitatividad,

como las interacciones entre organismos, y dispersión de la biota más allá de los límites geográficos naturales.

Tal como fue expresado anteriormente, los resultados comprueban que estos problemas son comunes a la expansión de los “agroecosistemas” en el mundo, siendo la característica central la partición de los hábitats naturales en “fragmentos” remanentes (Wilcox, 1980).

Asimismo, es importante destacar que los ambientes que conservan aún flora prístina en las unidades agroecológicas, son los que se desarrollan en los bordes de alambrados, márgenes de cursos de agua (ríos y arroyos), como también en los contornos de las lagunas, áreas con roca aflorante, entre otros; estas superficies son las que más se asemejan a los hábitats originales, donde es posible el desarrollo de corredores para la flora y fauna nativa en los agroecosistemas.

Impacto sobre el ecosistema (ISE)

El análisis del indicador ISE revela que en el primer período seleccionado (1988-1998), se produce un ascenso de 39,49%; y en el segundo período (1998-2008) continúa aumentando un 88,08% (Tabla 4). El ascenso total entre 1988 y 2008 del 162,38%. El crecimiento en los valores del ISE se da de manera diferente en las unidades. Así, entre 1988 y 1998, el ISE se incrementó notablemente en la UAE3 (100%), en la UAE6 (96,9%) y en la UAE4 (80%). Entre 1998 y 2008, el crecimiento en el valor del índice fue más importante en la UAE1 con un 172,7%. Cuando se analiza el período total (1988-2008) el ISE muestra un porcentaje de incremento superior al resto en la UAE3 (338,5%).

Coincidiendo con lo planteado por Oosterheld (2008), entre esos impactos se destaca la contaminación por uso de fertilizantes y plaguicidas como uno de los principales problemas. Adquieren relevancia además las manifestaciones de degradación del suelo, como pérdida de materia orgánica, nutrientes y erosión, y las pérdidas de diversidad. Los problemas mencionados se evidencian notablemente en los últimos 20 años, y por lo tanto aumenta el interés por el impacto que puede tener la expansión e intensificación agrícola sobre los ecosistemas.

Tabla 4 - Impacto sobre el Ecosistema en la Cuenca del río Quequén Grande en los años 1988, 1998 y 2008.

Actividades		P	A	L	Total
1988	Agrícolas	0,468	0,657	0,025	0,319
1998	Agrícolas	0,590	0,699	0,055	0,445
2008	Agrícolas	0,653	0,73	0,552	0,837

Referencias:

P: corresponde a la proporción del uso del suelo destinado a la agricultura, sobre el total de la cuenca; *A*: Riesgo de contaminación por plaguicidas; *L*: Riesgo de Intervención de Hábitat.

Fuente: Elaboración propia.

Es necesario tener en cuenta que los efectos de la agriculturización van más allá de la escala en la que se desarrolla la actividad y esto no está contemplado en el ISE. Tal como lo indica Oesterheld (2008), muchos efectos ambientales son poco significativos a escala de predio, pero, sumados, pueden tener repercusiones en otros ecosistemas como lagunas o estuarios, o en componentes de índole regional o global como el agua subsuperficial o la atmósfera.

Análisis integrado de los indicadores de sustentabilidad

Al hacer referencia específica a los tres indicadores utilizados en este trabajo, RCP, RIH e ISE (Tabla 3), se observó que todos presentan valores más elevados en la unidad de Sierras y elevaciones del Sistema de Tandilia (UAE1). No obstante, los porcentajes de incremento no han sido los más relevantes en comparación con el resto de las unidades. Continúan en el orden de importancia, los valores obtenidos para las planicies bajas y planas a suavemente onduladas (UAE5) y las lomas muy amplias suavemente onduladas a planas (UAE4).

Los valores absolutos obtenidos, permiten afirmar que los riesgos están mayormente focalizados en la UAE1, donde resulta inaplazable elaborar estrategias de planificación del uso de los recursos naturales, promoviendo la conservación de espacios nativos. Esto conforma un objetivo prioritario, dado que en esta unidad se encuentran la mayor parte de las nacientes de las vertientes de la CrQG.

La UAE5, que presenta niveles medios de RCP, RHH e ISE sería importante adoptar medidas tendientes a la conservación de suelos, dado que los mismos presentan

limitaciones muy graves que los hacen inadecuados para el laboreo y su aptitud queda reducida casi exclusivamente al pastoreo. Su uso agrícola implica la aplicación sostenida de agroquímicos que se traduce en problemas tales como la contaminación de napas y acuíferos por infiltración. A esto se suma el inconveniente de presentar pérdidas económicas considerables debido al manejo inadecuado de las tierras propicias a inundaciones y anegamientos.

Por último, la UAE4 caracterizada como el área triguera por excelencia, presenta escasas limitaciones agrícolas y las prácticas culturales son de fácil aplicación. Allí es donde la agriculturización muestra valores significativos que se reflejan fundamentalmente en el RIH y en el primer período. En esta unidad se destacan los problemas planteados por Altieri (1999): contaminación de suelos y aguas por el uso extensivo de agroquímicos, sustitución y simplificación de los ecosistemas nativos con pérdidas de biodiversidad, fragmentación extrema de los ecosistemas, pérdida de suelo, entre otros.

Así como plantean Ghera *et al.* (2002) y Giuffré (2008), los impactos ambientales potenciales ligados a la actividad agropecuaria son muy numerosos y de diversa índole, tal como se evidencian en los indicadores de sustentabilidad estimados en las distintas unidades agroecológicas.

Un aporte interesante al análisis integrado de los resultados obtenidos para los indicadores, surge de aplicar métodos cuantitativos (COLE, 1975; HAMMOND y MCCULLAGH, 1980; BOSQUE SENDRA y MORENO JIMÉNEZ, 1994; BUZAI y BAXENDALE, 2006) que permitan establecer relaciones entre los mismos. En este sentido, el coeficiente de correlación lineal o *r de Pearson*, es un estadístico que describe el grado de asociación entre los conjuntos de valores emparejados y permite, por lo tanto, obtener un indicador del grado de intensidad de la relación entre dos variables, entre caso indicadores de sustentabilidad.

La correlación es perfecta y positiva si una variante aumenta en la misma proporción que la otra (+1). Contrariamente, la correlación es perfecta y negativa si una variante disminuye en la misma proporción que aumenta la otra (-1). Los resultados obtenidos para los indicadores en cada año seleccionado revelan que existe una alta correlación positiva (muy cercana a uno) entre los indicadores RCP, RIH e ISE para los

tres años (Tabla 5). En términos generales, esto significa que los problemas ambientales evaluados por cada indicador guardan una estrecha relación entre sí y por lo tanto sus soluciones debieran abordarse de modo integrado en una propuesta de OT de la CrQG.

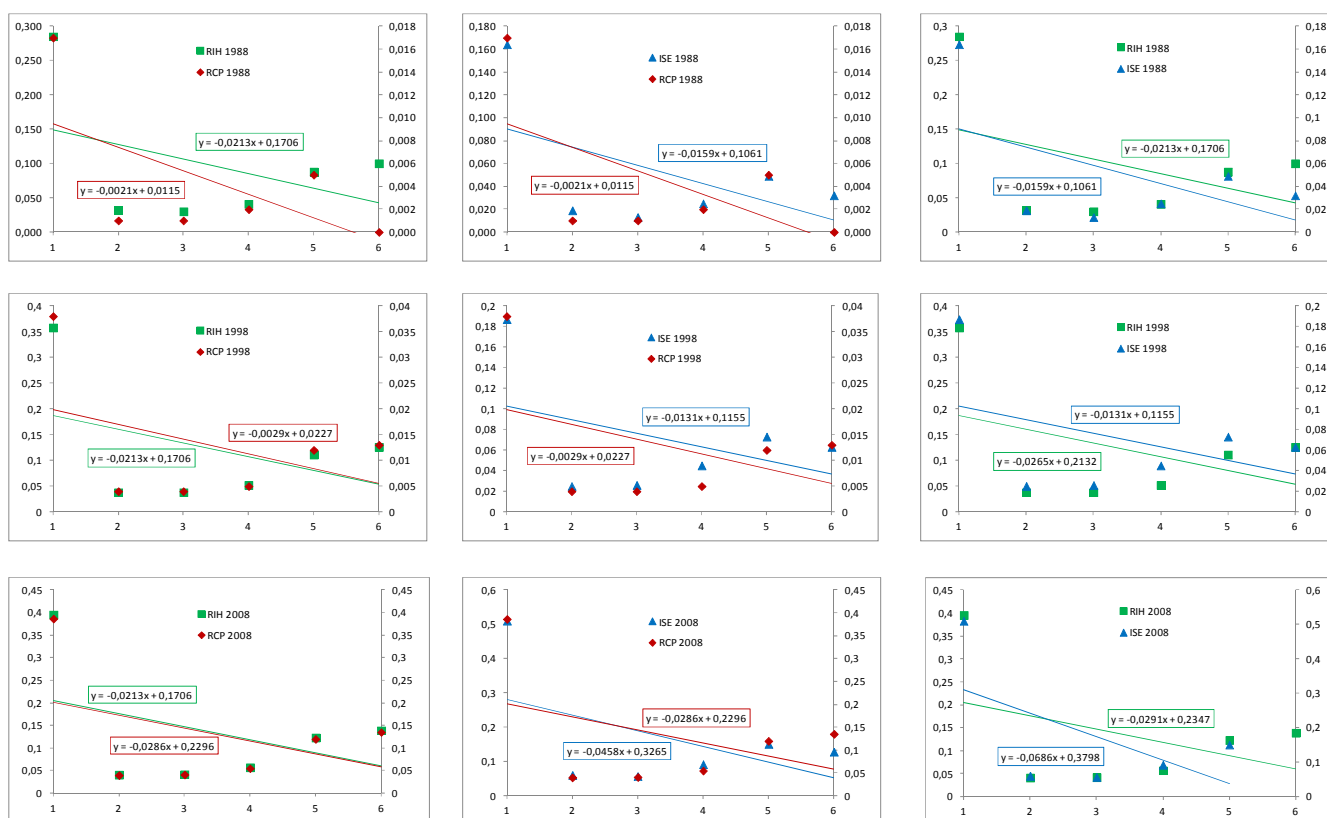
A fin de mostrar con más claridad la relación de los indicadores en cada UAE, se elaboraron gráficos de dispersión (Figura 3), que permiten verificar la existencia de una efectiva correspondencia de sus valores. Se muestran además, las rectas de regresión y sus respectivas ecuaciones, observándose que las mismas presentan pendientes semejantes.

Tabla 5 - Coeficientes de correlación lineal (r) entre los indicadores de sustentabilidad.

1988	r	1998	r	2008	r
RCP - RIH	0,99951372	RCP - RIH	0,99979474	RCP - RIH	0,99999641
RCP - ISE	0,99904074	RCP - ISE	0,99292579	RCP - ISE	0,99047698
RIH - ISE	0,98355269	RIH - ISE	0,99289098	RIH - ISE	0,99027804

Fuente: Elaboración propia.

Figura 3 - Indicadores de sustentabilidad (RCP, RIH, ISE): gráficos de dispersión por pares de indicadores para los años seleccionados (1988, 1998 y 2008) en las distintas unidades agroecológicas.



Fuente: Elaboración propia.

Consideraciones finales

Como se desprende del análisis de los resultados obtenidos y tomando lo expresado por Rueda (1999), los indicadores están dotados de significados, derivados de su propia configuración científica, que reflejan en forma sintética un interés social por el ambiente posible de ser incluido coherentemente en el proceso de toma de decisiones. Proveen información en forma concisa y científicamente válida, que pueden ser fácilmente comprendidas y utilizadas. Por ello, son herramientas necesarias para evaluar el estado de un sistema, en este caso las unidades agroecológicas de la CrQG, y su evolución en el tiempo (1988, 1998 y 2008).

Los indicadores de RCP, RIH e ISE, presentan valores más elevados en la unidad de Sierras y elevaciones del Sistema de Tandilia (UAE1). Continúan en el orden

de importancia, los valores obtenidos para las planicies bajas y planas a suavemente onduladas (UAE5) y las lomas muy amplias suavemente onduladas a planas (UAE4). En cuanto a los porcentajes de incremento de los valores de los indicadores, las situaciones más críticas se presentan en la unidad correspondiente a las lomas planas recortadas por numerosas vías de escurrimiento (UAE3).

Los resultados obtenidos, permiten afirmar que es necesario elaborar estrategias de OT que contemplen los problemas medidos por los indicadores de sustentabilidad, especialmente en las zonas de Sierras y elevaciones del Sistema de Tandilia (UAE1).

El OT de la CrQG, tal como expresa Montico (2004) para el manejo de cuencas rurales, implica la incorporación de la variable ambiental en el planeamiento regional; esto significa estudiar el efecto de las acciones antrópicas sobre las condiciones de vida y de trabajo de los diferentes actores sociales, sobre el funcionamiento de las empresas rurales y sobre las problemáticas tecnológicas vinculadas al uso de los recursos naturales. En este sentido, un plan de ordenamiento de las cuencas rurales debe apoyarse principalmente en instrumentos de índole socio-económicos-culturales. De esta manera, las posibilidades de implementación del OT en las cuencas rurales regionales, como es este caso, podrán jerarquizarse a partir de la creación de estructuras técnica-administrativas que orienten sobre la definición e instrumentación de las diferentes acciones.

Más allá de lo expresado, en el manejo integrado de cuencas, no todos los problemas serán resueltos al mismo tiempo ni las respuestas serán conjuntas. No obstante, los indicadores evaluados estadísticamente en este trabajo, evidencian una correlación positiva muy alta (cercano a 1) que demuestra que las soluciones aplicadas a la problemática ambiental medida por alguno de los indicadores, tendrán decididamente incidencia en el resto.

Referencias bibliográficas

AIZEN, M. A.; GARIBALDI, L. A. y DONDO, M. Expansión de la soja y diversidad de la agricultura argentina. *Ecología Austral*, Asociación Argentina de Ecología, N° 19, p. 45-54, 2009.

ALTIERI, M. Agricultura tradicional y la conservación de la biodiversidad. En: MATTEUCCI, S.; SOLBRIG, O.; MORELLO, J. y HALFFTER, G. (editores).

Biodiversidad y uso de la tierra; conceptos y ejemplos de Latinoamérica. Buenos Aires: EUDEBA, Col. C.E.A. 24, 1999, p. 71-83.

BELL, S. y MORSE, S. Sustainability Indicators, measuring immeasurable? London: Earthscan, Second Edition, 2008.

BERGELSON, J. y PURRINGTON, C. Surveying patterns in the cost of resistance in plants. *American Naturalist*, *American Society Naturalist*, N° 148, p. 536-558, 1996.

BOSQUE SENDRA, J. y MORENO GIMÉNEZ, A. Prácticas de Análisis Exploratorio y Multivariante de datos. Barcelona: OIKOS-tau, 1994.

BUZAI, G. y BAXENDALE, C. Análisis socioespacial con Sistemas de Información Geográfica. Buenos Aires: Lugar Editorial, 2006.

CABRERA, A. Regiones Fitogeográficas Argentinas. Buenos Aires: ACME, 1976.

CABRERA, A. y WILLINK, A. Biogeografía de América Latina. Washington: Secretaría General de la Organización de los Estados Americanos, 1973.

CAMPO DE FERRERAS, A. M. y PÍCCOLO, M. C. Hidroquímica de la cuenca del arroyo Pescado Castigado. En: *Actas III Jornadas Nacionales de Geografía Física*, Santa Fe, p. 97-103, 2002.

CHAPIN III, S.; ZAVALETA, E.; EVINER, V.; NAYLOR, R. y VITOUSEK, P. Consequences of changing biodiversity. *Nature*, N° 405, p. 234-242, 2000.

COLE, J. P. Una introducción al estudio de métodos cuantitativos aplicables en Geografía. Instituto de Geografía. México: Universidad Nacional Autónoma de México, 1975.

COMISIÓN DE LAS COMUNIDADES EUROPEAS. Hacia un perfil de la sostenibilidad local. Indicadores comunes europeos. Informe Técnico. Luxemburgo: Oficina de Publicaciones Oficiales de las Comunidades Europeas, 2000.

DAILY, G. y EHRLICH, P. Population, sustainability and Earth's carrying capacity. *Bioscience*, N° 42, p. 761-771, 1992.

FAO. Non-wood forest products: tropical palms. Bangkok: FAO, RAP Publication 10, 1997.

FAO. Agriculture, Food and Agriculture organization of de United Nations. Rome: Agriculture, Series N° 38, 2007.

GALLOPÍN, G. Environmental and sustainability indicators and the concept of situational indicators; A systems approach. *Environmental Modelling & Assessment*, N° 1, p. 101-117, 1996.

GHERSA, C. M.; FERRARO, D. O.; OMACINI, M.; MARTINEZ-GHERSA, M. A.; PERELMAN, S.; SATORRE, E. H. y SORIANO, A. Farm and landscape level variables as indicators of sustainable land-use in the Argentine Inland-Pampa. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, N° 93, p. 279-293, 2002.

GIUFFRÉ, L. Agroecosistemas: Impacto ambiental y sustentabilidad. Buenos Aires: Universidad de Buenos Aires, Editorial Facultad de Agronomía, 2008.

GONZÁLEZ GONZÁLEZ, M. J. y DE LÁZARO y TORRES, M. L. Indicadores básicos para la planificación de la sostenibilidad urbana local. *Biblio 3W, Revista Bibliográfica de Geografía y Ciencias Sociales*, Universidad de Barcelona, Vol. X, N° 586, 2005.

GÓMEZ OREA, D. Ordenación Territorial. Madrid: Ediciones Mundi-Prensa, 2002.

GÓMEZ OREA, D. Evaluación Ambiental Estratégica. Madrid: Ediciones Mundi-Prensa, 2007.

HAMMOND, R. y MCCULLAGH, P. Técnicas cuantitativas en Geografía. Madrid: Editorial Saltes, 1980.

HAMMOND, A.; ADRIAANSE, A.; RODENBURG, E.; BRYANT, D. y WOODWARD, R. Environmental Indicators: A Systematic Approach to Measuring and Reporting on Environmental Policy Performance in the Context of Sustainable Development. New York: World Resources Institute, 1995.

HOOPER, D.; CHAPIN III, S.; EWEL, J.; HECTOR, A. y INCHAUSTI, P. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecological Monographs*, Vol. 75, N° 1, p. 3-35, 2005.

JASENIUK, M.; BRULE-BABEL A. y MORRISON L. The Evolution and Genetics of Herbicides Resistance in Weeds. *Weed Science*, N° 44, p. 176-193, 1996.

LASTRA, G.; PEREYRA, M.; MARINO, B. y THOMAS, L. Análisis del uso del agua en la Cuenca del río Quequén Grande. EN: *Contribuciones Científicas, Congreso Nacional de Geografía, 69 Semana de Geografía, Sociedad Argentina De Estudios Geográficos*, Buenos Aires, p. 197-212, 2008.

LEHMAN, H. Values, ethics and the use of synthetic pesticides in agriculture. En: PIMENTEL, D. y LEHMAN H. (editores). *The Pesticides Question: Environment, Economics and Ethics*. New York: Chapman & Hall, 1993.

LEVITAN, L.; MERWIN, L. y KOVACH, J. Assessing the relative environmental impacts of agricultural pesticides: the quest for a holistic method. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, N° 55, p. 153-168, 1995.

MANUEL-NAVARRETE, D.; GALLOPÍN, G.; BLANCO, M.; DÍAZ-ZORITA, M.; FERRARO, D.; HERZER, H.; LATERRA, P.; MORELLO, J.; MURMIS, M.R.; PENGUE, W.; PIÑERO, M.; PODESTÁ, G.; SATORRE, E.H.; TORRENT, M.; TORRES, F.; VIGLIZZO, E.; CAPUTO, M.G. y CELIS, A. Análisis sistémico de la agriculturización en la pampa húmeda argentina y sus consecuencias en regiones extrapampeanas: sostenibilidad, brechas de conocimiento e integración de políticas. Santiago de Chile: Serie Medio Ambiente y desarrollo, División de Desarrollo Sostenible y Asentamientos Humanos, CEPAL, N° 118, 2005.

MARTÍNEZ, G. Mapeo geomorfológico con imágenes Landsat 7 y Radarsat 1 en la cuenca del río Quequén Grande, Provincia de Buenos Aires, Argentina. En: XII Congreso de la Asociación Española de Teledetección. Mar del Plata, 2007.

MARTÍNEZ, D.; MASSONE, H.; MARTÍNEZ, G.; FERRANTE, A.; TERUGGI, L. y FARENGA, M. Hidroquímica y flujo subterráneo en la Cuenca del río Quequén, Provincia de Buenos Aires, Argentina. En: XXXIII Congreso Internacional de Hidrogeología, AIH-ALHSUD, Zacatecas, p. 18-23, 2004.

MATSON, P.; PARTON, W.; POWER, A. y SWIFT, M. Agricultural Intensification and Ecosystem Properties. *Science*, N° 277, p. 504-509, 1997.

MOLDAN, B. y DAHL, A. L. Challenges to sustainability indicators. En: HÁK, T.; MOLDAN B. y DAHL A. L. *Sustainability Indicators*, Washington: SCOPE, 2007, p. 1-24.

MONTICO, S. El manejo del agua en el sector rural de la Región Pampeana Argentina. *Revista THEOMAI, Estudios sobre Sociedad, Naturaleza y Desarrollo*, número especial, p. 1-10, 2004.

NORRIS, R.; CASWELL-CHEN E. y KOGAN M. Ecosystems biodiversity and IPM. En: NORRIS, R. F.; CASWELL-CHEN E. P. y KOGAN M. (editors). *Concepts in integrated pest management*. USA: Prentice Hall, 2003, p. 155-171.

NRC (NATIONAL RESEARCH COUNCIL). *Our Common Journey: A Tranestablecimiento on Toward Sustainability*. Washington: The National Academic Press, 1999.

OESTERHELD, M. Impacto de la agricultura sobre los ecosistemas. *Fundamentos ecológicos y problemas más relevantes*. *Ecología Austral*, Asociación Argentina de Ecología, N° 18, p. 337-346, 2008.

PÍCCOLO, M. C. y PERILLO, G. M. E. Geomorfología e hidrografía de los estuarios. En: BOSCHI, E. E. (editor). El Mar Argentino y sus recursos pesqueros. Mar del Plata: INIDEP-SAGPyA, 1997, p. 133-161.

PIMENTEL, D. Ecological effects of pesticides of Non-Target species in terrestrial ecosystems. En: TARDIFF, R. G. (editor). Methods to Assess Adverse Effects of Pesticides on Non-target Organisms. New York: John Wiley & Sons, 1992, p. 171-190.

PIMENTEL, D. y HEICHEL G. Energy Efficiency and Sustainability of Farming Systems. En: PIERCE, F. J. y LAL, R. (editores). Soil Management for Sustainability. Ankeny: Soil Water Conservation Society, 1991.

PUJADAS, R. y FONT, J. Ordenación y planificación territorial. Madrid: Síntesis, 1998.

QUIROGA, R. Indicadores de Sostenibilidad ambiental y de desarrollo sostenible: Estado del Arte y perspectivas. Santiago de Chile: CEPAL, Naciones Unidas, 2001.

QUIROGA, R. Indicadores ambientales y de desarrollo sostenible: avances y perspectivas para América Latina y el Caribe. Santiago de Chile: CEPAL, Naciones Unidas, 2007.

REGANOLD, J. Farming's organic future. New Scientist, N° 122, p. 49-52, 1989.

RUEDA, S. Modelos e indicadores para ciudades más sostenibles. Cataluña: Fundació Fòrum Ambiental, 1999.

SALA, J. M. Recursos hídricos. En: Relatorio del Congreso Geológico Argentino, p. 169-193, 1975.

SCHRÖTER, D.; CRAMER, W.; LEEMAN, R., PRENTICE, C. y ARAUJO, M. Ecosystem service supply and vulnerability to global change in Europe. Science, N° 310, p. 1333-1337, 2005.

SEGNESTAM, L. Indicators of Environment and Sustainable Development. Theories and Practical Experience. Washington: World Bank, 2002.

SMEETS, E. y WETERINGS R. Environmental indicators: Typology and overview. Copenhagen: European Environment Agency, 1999.

SPANGENBERG, J. H. y BONNIOT, J. O. Sustainability Indicators: A compass on the road towards sustainability. Wuppertal: Wuppertal Institute, 1998.

SREBOTNJAK, T.; POLZIN, C.; GILJUM, S.; HERBERT, S. y LUTTER, S. Establishing Environmental Sustainability Thresholds and Indicators, Final report. Ecologic Institute and SERI, 2010.

SZPEINER, A.; MARTINEZ-GHERZA, M. A. y GHERZA, C. M. 2007. Agricultura pampeana. Corredores biológicos y biodiversidad. *Ciencia Hoy*, Vol. 17. N° 101. p. 38-46, 2007.

TERUGGI, L. B.; MARTÍNEZ, G. A.; BILLI, P. y PRECISO, E. (2004): "Geomorphologic units and sediment transport in a very low relief basin: Río Quequén Grande, Argentina", *Geomorphological Processes and Human Impacts in River Basins (Proceedings of the International Conference held at Solsona, Catalonia, Spain, May 2004)*, IAHS Publ. 299, p. 154-160, 2004.

TILMAN, D. The greening of the green revolution. *Nature*, N° 396, p. 211-212, 1998.

VAZQUEZ, P. y ZULAICA, L. Cambios agroproductivos y problemas ambientales en la Cuenca del río Quequén Grande (Provincia de Buenos Aires, Argentina). *Revista Geografía, Associação de Geografia Teórica (AGETEO), Universidade Estadual Paulista*, Vol. 36, N° 2, p. 283-296. 2011a.

VAZQUEZ, P. y ZULAICA, L. Aplicación de sensores remotos al estudio de los cambios en el uso de la tierra y su incidencia sobre el hábitat en la Cuenca del río Quequén Grande (Provincia de Buenos Aires, Argentina). *Revista Geografía em Questão, Associação dos Geógrafos Brasileiros, Seção Local - Marechal Cândido Rondon*, Vol. 4, N° 2, p. 270-289, 2011b.

VAZQUEZ, P. y ZULAICA, L. Transformaciones agroproductivas e indicadores de sustentabilidad en el Partido de Tandil (Provincia de Buenos Aires) durante los periodos 1988-2002 y 2002-2010. *Revista Campo-Território, Revista de Geografia Agrária*, Vol. 7, N° 13, p. 5-39, 2012.

VAZQUEZ, P. y ZULAICA, L. Intensificación agrícola y pérdida de servicios ambientales en el Partido de Azul (Provincia de Buenos Aires) entre 2002 y 2011. *Revista Sociedade & Natureza, Uberlândia*, Vol. 25, N° 3, p. 543-556, 2013a.

VAZQUEZ, P. y ZULAICA, L. Agriculturization and impacts in a representative area of the Ecoregion of the Pampas, Argentina. *Brazilian Geographical Journal: Geosciences and Humanities research médium* (en prensa), 2013b.

VAZQUEZ, P.; SACIDO, M. y ZULAICA, L. Técnicas de análisis para el ordenamiento territorial de cuencas agropecuarias: Aplicaciones en la Pampa Austral, Argentina. *Scripta Nova, Revista electrónica de Geografía y Ciencias Sociales*. Universidad de Barcelona, Vol. 16, N° 392, 2012a.

VAZQUEZ, P.; SACIDO, M. y ZULAICA, L. Transformaciones agroproductivas e indicadores de sustentabilidad en la Cuenca del río Quequén Grande (Provincia de Buenos Aires, Argentina) durante los periodos 1988-1998 y 1998-2008. *Revista Cuadernos Geográficos de la Universidad de Granada*, N° 50, p. 88-119, 2012b.

VAZQUEZ, P.; SACIDO, M. y ZULAICA, L. Zonificación Agroecológica de la Cuenca del Río Quequén Grande Provincia de Buenos Aires, Argentina). Revista Electrónica Georaguaia, Universidad de Federal de Mato Grosso, Vol. 3, Nº 2, p. 26-45, 2013a.

VAZQUEZ, P.; ZULAICA, L. y FERREYRA, V. Expansión agrícola e impactos territoriales en la Cuenca Superior del Arroyo Languyú (Partido de Tandil, provincia de Buenos Aires, Argentina). Revista Geografia em Questão, Associação dos Geógrafos Brasileiros, Seção Local - Marechal Cândido Rondon (en prensa), 2013b.

VIGLIZZO, E. Manual AGRO-ECO-INDEX. Buenos Aires: Programa Nacional de Gestión Ambiental Agropecuaria-Proyecto de Eco-Certificación, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, 2003.

VIGLIZZO, E. Desafíos y oportunidades de la expansión agrícola en Argentina. En: MARTÍNEZ ORTIZ, U. (editor). Producción Agropecuaria y Medio Ambiente. Propuestas Compartidas para su Sustentabilidad. Buenos Aires: Fundación Vida Silvestre Argentina, 2007, p. 12-42.

VIGLIZZO, E. Agricultura, clima y ambiente en Argentina: tendencias, interacciones e impacto. En: SOLBRIG, O. T. y ADÁMOLI, J. (compiladores). Agro y ambiente: una agenda compartida para el desarrollo sustentable. Buenos Aires: Foro de la Cadena Agroindustrial Argentina, 2008.

VIGLIZZO, E. F.; PORDOMINGO, A. J.; CASTRO, M. G. Y LÉRTORA, F. A. La sustentabilidad ambiental de la agricultura pampeana ¿oportunidad o pesadilla?. Revista Ciencia Hoy, Asociación Civil Ciencia Hoy, Vol. 12, Nº 8, p. 38-51, 2002.

WILCOX, B. A. Insular ecology and conservation. En: SOULÉ, M. E. y WILCOX, B. A. (editores). Conservation Biology: an Evolutionary-Ecological Perspective. Sunderland, MA: Sinauer Associates, 1980, p. 95-117.

Recebido em 05/02/2014. Aceito para publicação em 21/07/2014.
--