

EXPANSIÓN AGRÍCOLA E IMPACTOS TERRITORIALES EN LA CUENCA SUPERIOR DEL ARROYO LANGUEYÚ (PARTIDO DE TANDIL, PROVINCIA DE BUENOS AIRES, ARGENTINA)**EXPANSÃO AGRÍCOLA E IMPACTOS TERRITORIAIS NA BACIA SUPERIOR DO ARROIO LANGUEYÚ (PARTIDO DE TANDIL, PROVÍNCIA DE BUENOS AIRES, ARGENTINA)**Patricia VASQUEZ¹
Laura ZULAICA²
Victoria FERREYRA³

Resumen: En la región pampeana, Argentina, estudios antecedentes demuestran la existencia del proceso de agriculturización y de los problemas ambientales generados por el mismo. Ello motivó evaluar la expansión agrícola y sus impactos territoriales en un caso testigo: la Cuenca Superior del Arroyo Languyú (partido de Tandil, provincia de Buenos Aires). Se realizó una clasificación supervisada sobre imágenes Landsat con ajustes realizados a campo en tres cortes temporales (1988, 2002 y 2010) y se aplicaron indicadores de sustentabilidad para dimensionar los impactos. Los resultados muestran que en 1988-2002, los usos agrícolas aumentaron significativamente en la Cuenca (7,8% anual), mientras que los ganaderos disminuyeron. En el período 2002-2010, el incremento anual de la agricultura fue de 3%, también a expensas de la ganadería. Esta desaceleración en la tasa de expansión del segundo período se explica por la mayor intensificación agrícola cuyos efectos se manifiestan para los indicadores de riesgo de contaminación por plaguicidas, riesgo de intervención de hábitat e impacto sobre el ecosistema. Los resultados obtenidos sugieren la necesidad fortalecer el análisis integrado de la Cuenca mediante el uso de imágenes satelitales e indicadores de sustentabilidad, a fin de generar bases para el ordenamiento territorial de cuencas agropecuarias en la región pampeana.

Palabras clave: clasificación de imágenes; usos de la tierra; proceso de agriculturización; indicadores de sustentabilidad; ordenamiento territorial.

¹ Magister en Teledetección y SIG (Facultad de Agronomía, UNCPBA) y Licenciada en Diagnóstico y Gestión Ambiental (Facultad de Ciencias Humanas, UNCPBA). Actualmente, cursando el Doctorado en Ciencias Agraria (Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires, Facultad de Agronomía y de Ciencias Humanas, CESAL Nodo CONICET.

² Doctora en Geografía (Departamento de Geografía y Turismo, UNS), Magister en Gestión Ambiental (Facultad de Ingeniería y Ciencias Económico-Sociales, UNSL) y Licenciada en Diagnóstico y Gestión Ambiental (Facultad de Ciencias Humanas, UNCPBA). Docente e Investigadora Asistente de CONICET con lugar de trabajo en el Centro de Investigaciones Ambientales, Facultad de Arquitectura, Urbanismo y Diseño, Universidad Nacional de Mar del Plata.

³ Estudiante avanzada de la carrera de Licenciatura en Diagnóstico y Gestión Ambiental, Facultad de Ciencias Humanas, Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires.

Resumo: Na região pampeana, na Argentina, estudos anteriores mostram a existência do processo de agriculturização e dos problemas ambientais por ele gerados. Esses estudos têm motivado a avaliação da expansão agrícola e seus impactos territoriais num caso particular: a Bacia Superior do Arroio Languelyú (partido de Tandil, Provincia de Buenos Aires). Foi realizada uma classificação supervisionada por imagens Landsat ajustadas no campo, em três cortes temporais (1988, 2002 e 2010). À sua vez, foram aplicados indicadores de sustentabilidade para dimensionar os impactos territoriais. Os resultados mostram que entre 1988 e 2002 os usos agrícolas têm aumentado de forma significativa na Bacia (7,8% anual), enquanto os usos pecuários têm diminuído. No período 2002-2010 o incremento anual da agricultura foi de 3%, também à custa da pecuária. A desaceleração na taxa de expansão no segundo período é resultado da maior intensificação agrícola, e seus efeitos se manifestam nos indicadores de risco de poluição por praguicidas, risco de intervenção do hábitat e impacto no ecossistema. Os resultados obtidos sugerem a necessidade de fortalecer a análise integrada da Bacia mediante o uso de imagens de satélite e indicadores de sustentabilidade, a fim de gerar bases para o ordenamento territorial de bacias agropecuárias na região pampeana.

Palavras-Chave: classificação de imagens; usos da terra; processo de agriculturização; indicadores de sustentabilidade; ordenamento territorial.

Introducción

El ordenamiento territorial constituye un proceso de gestión que intenta definir aptitudes espaciales para la localización de actividades respaldadas por políticas sociales, económicas, culturales y ambientales de una sociedad; dicho proceso 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 (Gómez Orea, 2002). 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.

Al hacer referencia específica a la aplicación de este instrumento en cuencas hidrográficas, Lane (1995) señala que es fundamental para un buen manejo de las actividades agropecuarias, tal es el caso del presente estudio, la Cuenca Superior del Arroyo Languelyú (partido de Tandil, provincia de Buenos Aires, Argentina). Dicha Cuenca, se inserta en el paisaje pampeano, profundamente modificado durante las décadas finales del siglo XIX y las primeras del XX, cuando los pastizales naturales fueron sustituidos por un mosaico de cultivos agrícolas. En las recientes décadas, se produjo una nueva serie de cambios sustanciales en los sistemas agrícolas pampeanos, sobre todo por la rápida expansión del cultivo de soja y, asociado con ella, la instalación masiva del procedimiento de siembra directa. Según datos de las últimas campañas agrícolas, Argentina es la tercera productora mundial de soja. De este modo, en pocas décadas, el mencionado 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).

Así, el proceso de expansión denominado “agriculturización”, 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). 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).

En el contexto enunciado, Vazquez *et al.* (2012a) plantean que la elaboración de propuestas tendientes al ordenamiento territorial de los ecosistemas agroproductivos constituye una tarea prioritaria para asegurar la protección de los recursos naturales (agua, suelo, vegetación) que sustentan el desarrollo de las actividades. Luego, el estudio de cuencas agropecuarias a partir del uso de sensores remotos e indicadores de sustentabilidad, facilita la elaboración de diagnósticos para interpretar históricamente la realidad, es decir, la estructura y funcionamiento de las cuencas agropecuarias y sus tendencias, en la expectativa de elaborar planes ordenamiento territorial orientados principalmente a la resolución de los conflictos ambientales.

Lo anterior conduce a destacar que en el ordenamiento de cuencas agropecuarias, las técnicas de teledetección constituyen una herramienta muy valiosa para evaluar a nivel regional los cambios en los usos de la tierra y sus consecuencias (Terán *et al.*, 2010; López Barrera *et al.*, 2010; Pérez-Vega *et al.*, 2008; Pontius, *et al.*, 2004; Paruelo *et al.*, 2004, 2005; Guerschman *et al.*, 2003; Vazquez y Zulaica, 2010a; Vazquez y Zulaica, 2011a; Vazquez *et al.*, 2012a). Además, si a los usos analizados estadísticamente en su variabilidad temporal, se le adiciona el cálculo de indicadores de sustentabilidad, es posible establecer diferentes tendencias respecto de los impactos generados en los ecosistemas (Viglizzo *et al.* 2002; Frank, 2007; Vazquez 2011a, 2011b; Vazquez y Zulaica, 2011b; Vazquez y Zulaica, 2012; Vazquez *et al.*, 2012b, entre otros). En este sentido, los indicadores de sustentabilidad plantean una alternativa interesante para evaluar los impactos derivados del proceso de agriculturización.

Los indicadores pueden ser definidos como variables dotadas 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 (Rueda, 1999). 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 y su evolución en el tiempo. También permiten identificar ineficiencias en las prácticas usuales, fijar prioridades para trabajos futuros, evaluar su efectividad, corregir desvíos y tendencias, medir mejoras e informar progresos. Es necesario para que sea posible que las políticas, los indicadores y los métodos de evaluación reflejen adecuadamente las variables locales y regionales (Varsavsky y Fernández Dillon, 2003).

Ante los problemas derivados del proceso de agriculturización en la región pampeana, surge el interés de evaluar dicho proceso y sus impactos ambientales en un caso testigo que dé cuenta del mismo y permita profundizar en el conocimiento de la situación ambiental actual. Tomando como base los estudios antecedentes, se seleccionó la Cuenca del Arroyo Langueyú inserta en el partido de Tandil (provincia de Buenos Aires, Argentina) y denominada Cuenca Superior del Arroyo Langueyú (CuSAL) dentro de ese límite político-administrativo. Es importante aclarar que los impactos ambientales derivados de la expansión agrícola en la Cuenca y en la región, tienen una manifestación territorial y, dado que en este trabajo resulta

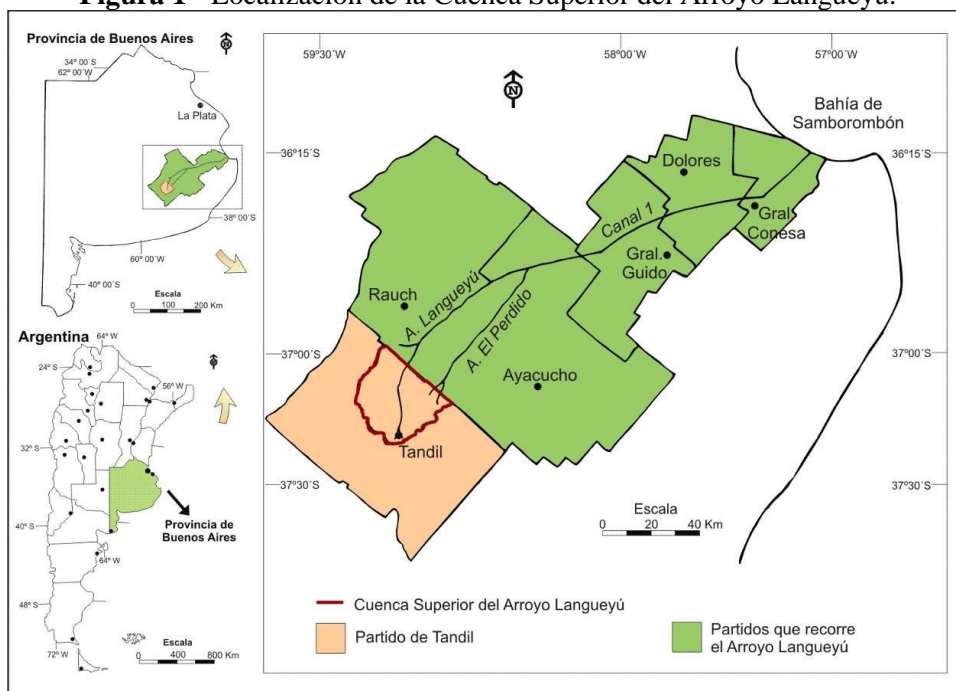
de interés destacar los alcances dicha manifestación, se utiliza el concepto de impacto territorial.

En función de lo expresado, el presente trabajo propone evaluar el proceso de agriculturización en la CuSAL a partir del estudio de los usos de la tierra en tres cortes temporales (1988, 2002 y 2010) y dimensionar los impactos territoriales del proceso mediante indicadores de sustentabilidad que den cuenta de sus principales consecuencias. Todo esto, con la expectativa de generar bases para el desarrollo estrategias de ordenamiento territorial tendientes a la sustentabilidad⁴ de cuencas agropecuarias en la región pampeana. En este sentido, es importante aclarar que, en principio, un aumento de la sustentabilidad de los procesos productivos implicaría una disminución en los impactos que las actividades humanas generan en el ambiente. Este análisis implica, no sólo realizar una enumeración de los impactos, sino evaluar la intensidad y magnitud, entre otros parámetros. Es por ello que el trabajo aplica indicadores de sustentabilidad a fin de evaluar los impactos territoriales del proceso de expansión agrícola en la Cuenca.

Área de estudio

La CuSAL (Figura 1) se inserta en la denominada Pampa Austral y, como fue mencionado, pertenece al partido de Tandil y localiza en el sector sudeste de la provincia de Buenos Aires. La Cuenca posee alta relevancia social en el Partido dado que allí se localiza la ciudad cabecera (Fotos 1 y 2), dista algo más de 300 km de la ciudad de Buenos Aires. Según el último censo de población realizado en 2010, el Partido posee una población estable de 123.343 habitantes, lo cual indica un crecimiento relativo del 14,1% respecto de 2001.

Figura 1 - Localización de la Cuenca Superior del Arroyo Langueyú.



Fuente: Elaboración propia sobre la base de Zulaica (2005).

⁴ Discusiones interesantes sobre este concepto, pueden encontrarse en Reboratti (2000), Guimarães (2002; 2003), Gallopin (2003).

Foto 1 - Vista de la ciudad de Tandil desde el área serrana.



Foto 2 - Vista de la ciudad de Tandil desde el área serrana. Delante se observa el Lago del Fuerte.



El clima del área es húmedo-subhúmedo mesotermal con poca o ninguna deficiencia de agua. Los datos del balance hídrico realizado por Ruiz de Galarreta y Banda Noriega (2010) para el período 1900-2000 muestran un valor promedio anual de precipitación de 838 mm, una evapotranspiración real y potencial de 649 mm y 712 mm, respectivamente, un déficit poco significativo de 18 mm en total en los meses de diciembre, enero y febrero y, excesos hídricos de 144 mm distribuidos de mayo a noviembre.

El arroyo Langueyú, posee sus nacientes en las sierras de Tandil producto del aporte de pequeñas cuencas intraserranas de arroyos de régimen torrencial, ubicadas inmediatamente al Sur de la ciudad (Ruiz de Galarreta *et al.*, 2007). Las principales nacientes del Arroyo Langueyú (subcuencas de los Arroyos Blanco y Del Fuerte) se encuentran entre los 300 y 400 m de altitud en las Sierras de Tandilia.

Existen dentro de la Cuenca tres asentamientos de población rural: Base Aérea, De la Canal e Iraola en el límite de la divisoria de aguas, que se vinculan entre ellos y con la ciudad de Tandil a través de una importante red de caminos vecinales.

En la CuSAL se presentan los tres compartimentos ecológicos definidos y caracterizados para el partido de Tandil por Sánchez *et al.* (1999) y Sánchez y Zulaica (2002): Serranías, Llanura periserrana y Llanura distal. El compartimento de las *Serranías* asocia diferentes elementos del sistema orográfico de las Sierras Septentrionales de la provincia de Buenos Aires (Tandilia). Al paisaje serrano le suceden las *Llanuras periserranas* donde se integran lomadas relativamente bajas y sectores inferiores de faldeos, que poseen buena aptitud para el desarrollo agrícola. El compartimento de la *Planicie distal* o *deprimida* sucede altimétricamente a la *Llanura periserrana*. Está conformado por paisajes de relieve plano, a veces muy achatados y otras veces ligera y uniformemente inclinados. Sobre todo en las planicies más deprimidas suelen ocurrir concavidades internas que presentan cuerpos de agua más o menos permanentes.

Partiendo de los compartimentos mencionados, estudios más detallados efectuados en la Cuenca, caracterizaron diez sistemas ecológicos (Zulaica y Sánchez, 2003; 2004; Zulaica 2004; 2005; 2008) que condicionan los usos antrópicos y expresan, en consecuencia, diferentes formas de articulación sociedad-naturales. Los compartimentos ecológicos en la Cuenca, se presentan en la Figura 2.

imágenes Landsat 5 fueron convertidas primero a valores de radiancia (Chander y Markham, 2003; Chander *et al.*, 2007). La reflectancia TOA fue convertida a reflectancia en superficie, asumiendo una superficie uniforme Lambertiana y bajo condiciones libres de nubes (Schroeder *et al.*, 2006; Soudani *et al.*, 2006).

En principio se llevaron todas las imágenes a la proyección UTM- Datum WGS-84 - Zona 21, Sur. Las imágenes fueron georreferenciadas utilizando como imagen base la provista por el recorte de un mosaico de imágenes (2135) del sensor ETM+, obtenido de la pagina web <http://www.landcover.org/>, Global Land Cover Facility, Earth Science Data Interface. El modo de operación de georreferenciación consistió en una técnica basada en obtención de puntos de control entre dos imágenes, lo cual se realizó eligiendo puntos (un mínimo de 20 puntos) del mismo sector en cada imagen y, a través de una interpolación matricial realizada por el software, se corrigieron geoméricamente las imágenes con un error de un píxel (Armand, 1995).

Para la realización de la clasificación supervisada fue necesario obtener conocimientos e información antecedente de la Cuenca. Con esta finalidad, se realizaron campañas de campo, donde se obtuvieron puntos de GPS (Global Position System), además de información recabada por informantes calificados e información extraída a partir de las imágenes procesadas; con todo lo anterior se orientaron las clases o ROIs (Regiones de Interés) que luego se utilizan para aplicar en el algoritmo.

En la detección de ROIs se utilizaron técnicas de visualización de las imágenes en cada año seleccionado para representar con mayor precisión las clases asociadas con la cuenca (en este caso usos de la tierra). La composición utilizada fue la llamada falso color o infrarrojo color, sobre las bandas correspondientes al infrarrojo cercano, rojo y verde, respectivamente. Esta composición facilita la cartografía de masas vegetales, láminas de agua, ciudades (Sobrino, 2000).

Con el fin de ajustar las clases, se relevaron datos proporcionados por informantes calificados distribuidos en la CuSAL. De esta manera se recabó información acerca de los cultivos sembrados en la fecha en que se obtuvieron las imágenes seleccionadas para el trabajo.

En base a esta información, se realizaron transectas en zonas con cultivos, ingresando al centro de cada potrero (para evitar el efecto de borde) y obtener un punto GPS del lugar. Luego, ese dato fue referenciado en la imagen, definiendo un ROI buffer alrededor de cada punto. Esto permitió asegurar que la reflectividad del área corresponde específicamente a un cultivo, además de analizar las curvas del espectro electromagnético para cada ROI obtenido y sus estadísticos. Siguiendo el mismo procedimiento se obtuvieron datos acerca de los pastizales disponibles para el desarrollo de la actividad ganadera. En función de los datos obtenidos y de consultas realizadas a los mismos informantes, se ajustaron las clases para la clasificación de las imágenes en años anteriores.

Estos relevamientos facilitaron la realización de una clasificación supervisada con mayor precisión. Luego, en la fase de asignación, se aplicó el Clasificador de Máxima Probabilidad (ENVI 4.5), que es el más complejo y el que demanda mayor volumen de cálculo. Sin embargo, es el más empleado en la teledetección, por su robustez y por su ajustarse con mayor rigor a la disposición general de los datos (Chuvieco, 2007).

Una vez obtenida las imágenes clasificadas para cada año seleccionado se obtuvieron los estadísticos de las imágenes clasificadas por unidades, los píxeles por cada clase y se estimó la superficie de las mismas.

Evaluación de los impactos territoriales

La evaluación de los principales impactos del proceso de agriculturización, se realizó mediante tres indicadores de sustentabilidad: Riesgo de Contaminación por Plaguicidas (RCP), Riesgo de Intervención del Hábitat (RIH) e Impacto Sobre el Ecosistema (ISE). Estos indicadores fueron desarrollados por Viglizzo (2003) y se calcularon a partir del Software Agro-Eco-Index, con modificaciones realizadas a partir de los datos disponibles y estudios antecedentes (Vazquez *et al.*, 2012c; Ferreyra, 2013).

Para el cálculo de RCP, 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, 2002 y 2010. Posteriormente, se utilizó la siguiente ecuación para estimar el riesgo relativo de los compuestos:

$$RCP = \frac{\left(\frac{1000}{DL50} \left[\frac{Ksp + R}{2} + Koc + T \frac{1}{2} \right] \times C \times S \right)}{10000000000}$$

Donde: *DL 50*, es el promedio de la dosis letal de los principales plaguicidas utilizados, que determina la toxicidad de los compuestos; *Ksp*, es el promedio de la solubilidad en agua de los principales plaguicidas utilizados; *R*, expresa la permeabilidad del suelo en las capas superficiales; *Koc*, 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. Dado que el indicador de riesgo se calculó considerando un espacio regional, la ecuación se ajustó dividiendo el resultado final para lograr datos entre 0 y 1.

A fin de evaluar las consecuencias de las transformaciones agroproductivas sobre el hábitat, y por lo tanto sobre la flora nativa, se utilizó un el segundo indicador de sustentabilidad agroecológica y ambiental, RIH, obtenido también a partir del Software Agro-Eco-Index. Dicho indicador, fue calculado para las principales actividades desarrolladas en la CuSAL y modificado para efectuar el análisis temporal a escala regional.

De acuerdo con Viglizzo (2003), 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.

Para obtener el valor del indicador de RIH de 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).

El RPIH queda expresado como se muestra a continuación:

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

Donde: *RPIH*, es el indicador de RPIH; *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.

Tabla 1 - Coeficientes utilizados para estimar el Riesgo 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.

Posteriormente, los valores obtenidos para cada actividad (*RPIH*) se multiplican por un coeficiente de ponderación que expresa la superficie ocupada por cada actividad en la cuenca. De esta manera, la sumatoria de los valores obtenidos conforma el *RIH*, el cual queda representado de la siguiente forma:

$$RIH = \sum cpSupAc * RPIH$$

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

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.

$$I = \frac{P * (L + A)}{1.000.000}$$

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.

Resultados y discusión

Proceso de expansión agrícola

Con el propósito de analizar el proceso de agriculturización en la región a partir de un área testigo como es la CuSAL, se obtuvieron las imágenes clasificadas de los años 1988, 2002 y 2010. Dichas imágenes permitieron efectuar el análisis comparativo de los cambios en el uso de las tierras en el área de estudio (Tabla 2, Figura 3). En las imágenes clasificadas se identificaron áreas con pastizales y pasturas, áreas cultivables (sin cultivos anuales en el momento en que fue tomada la imagen), áreas cultivadas (con cultivos anuales), áreas ocupadas por cuerpos de agua superficiales y áreas urbanas. Las áreas cultivables y cultivadas representan en conjunto el total de tierras agrícolas, mientras que las ocupadas con pastizales y pasturas, las ganaderas.

A partir de la Tabla 2 se puede observar, que en el primer corte temporal (1988), las áreas destinadas a la agricultura fueron de 337,4 km², mientras que las áreas destinadas a ganadería eran de 601,05 km². Luego, en el segundo corte (2002), se observa una expansión de la agricultura que aumento su superficie a 707,8 km² (aproximadamente el doble de la superficie ocupada en 1988); y la ganadería se redujo a expensas del aumento del doble cultivo y siembra directa a 294,85 km²; por último, en el tercer corte temporal (2010) la agricultura continuó avanzando en la ocupación de superficie (875,6 km²), mientras que la ganadería disminuyó aún más la superficie ocupada (55,0 km²).

Lo anterior muestra que en la CuSAL la agricultura (áreas cultivables y cultivadas) avanzó en el primer período de 14 años (1988-2002) un 109,8%, en función del desplazamiento de la ganadería (área con pastizales y pasturas) que disminuyó 60,2%.

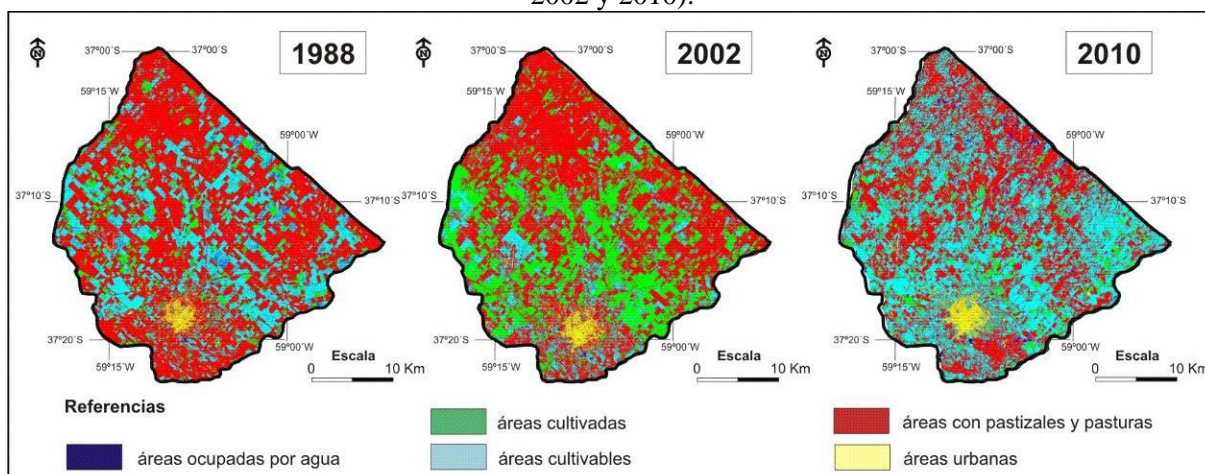
Tabla 2 - CuSAL: superficie ocupada por cada clase de uso (1988, 2002 y 2010).

Clases	Píxeles 1988	Sup. 1988 (km ²)	Píxeles 2002	Sup. 2002 (km ²)	Píxeles 2010	Sup. 2010 (km ²)
Usos urbanos	22.359	18,2	24.613	20,0	43.460	35,3

Áreas con pastizales y pasturas	739.983	601,05	294.849	239,48	67.713	55,0
Áreas cultivadas	102.803	83,5	523.703	425,4	531.736	431,9
Áreas cultivables	312.582	253,9	347.636	282,4	546.264	443,7
Agua	28.805	23,4	15.730	12,8	17.359	14,1
Superficie de la CuSAL	1.206.532	980,0	1.206.531	980,0	1.206.532	980,0

Fuente: Elaboración propia sobre la base de Vazquez *et al.* (2012c) y Ferreyra *et al.* (2012).

Figura 3 - Clases que definen los usos de la tierra en la Cuenca Superior del Arroyo Langueyú (1988, 2002 y 2010).



Fuente: Elaboración propia sobre la base de Vazquez y Zulaica (2012) y Ferreyra *et al.* (2012).

En el segundo período, de 8 años sucesivos al primer período, continúan las tendencias de los primeros 14 años estudiados, aunque no tan acentuada, ya que los resultados muestran que la agricultura arroja un porcentaje de crecimiento entre 2002 y 2010, del 23,7% en las áreas referidas a cultivos cereales/oleaginosas, mientras que la ganadería disminuye en 77%.

Ahora bien, si se analiza el porcentaje de crecimiento anual se observa que, la agricultura se incrementó un 7,8%, en la CuSAL entre 1988 y 2002, alcanzando en el segundo período (2002-2010), una tasa anual de crecimiento inferior (3,0%). Con respecto a las áreas ganaderas, el porcentaje de decrecimiento anual fue de 4,3% para 1988-2002, y continúa con una tendencia de disminución más acentuada del 9,6% entre 2002-2010.

Tal como lo plantean Marlenko (2003) y Altieri (1999), el análisis del uso de la tierra constituye una variable importante en la investigación de diversas disciplinas que tengan como estudio la interacción entre el medio natural y los cambios dinámicos que le imprime el accionar antrópico.

Los resultados obtenidos para la Cuenca, son el reflejo los cambios tecnológicos que han tenido lugar en toda la región. En relación con ello, cabe destacar que la tecnología de producción de cultivos ha cambiado significativamente (Oesterheld, 2008). Primero, entre 1980 y 1990 se expandió aceleradamente la técnica de siembra directa en reemplazo de la labranza convencional; luego, la producción se intensificó mediante un uso mayor de agroquímicos, fundamentalmente fertilizantes; más tarde se incorporaron cultivos transgénicos (De la Fuente y Suárez, 2008); y, más recientemente, se empezó a difundir el manejo diferencial por ambientes, también llamado “agricultura de precisión” (Satorre, 2005). Este crecimiento tecnológico fue acompañado por una expansión notable de la frontera agrícola hacia diversas zonas extra-pampeanas y por una agriculturización del sistema de

rotación agrícola-ganadera en la región pampeana, con el consiguiente corrimiento e intensificación de la actividad ganadera hacia zonas marginales (Paruelo *et al.*, 2005) y hacia ambientes confinados, conocidos como “feedlots” o engorde a corral (Herrero y Gil, 2008).

Las áreas con agua en la CuSAL, en el primer corte temporal (1988) ocupan una superficie de 23,4 km²; mientras que en el segundo corte seleccionado (2002) disminuye la superficie ocupada a 15,73 km²; finalmente en 2010 vuelve a aumentar pero relativamente poco comparado a lo sucedido en 1988 (17,36 km²).

Por lo tanto, en la CuSAL, en el primer período (1988-2002) disminuye el porcentaje de superficie ocupada con agua en un 45,30%, mientras que en el segundo período (2002-2010) aumenta un 10,16%. Los porcentajes anuales de crecimiento de áreas ocupadas con agua fueron de -3,2% en el primer período (1988-2002) y 1,3% en el segundo período (2002-2010). En términos generales, en los últimos 20 años tuvo lugar una reducción de superficie destinada a cuerpos de agua: entre 1988 y 2010 dicha reducción fue 39,54% para la CuSAL. De acuerdo con informes elaborados por el Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA) y entrevistas realizadas, este hecho podría relacionarse con la presencia de un período seco entre 2002 y 2009 que habría incidido en el avance de la agricultura en áreas donde en 1988 no hubiese sido posible por la presencia de anegamientos (Vazquez y Zulaica, 2012; Ferreyra *et al.*, 2012).

El análisis espacial de los resultados obtenidos permite afirmar que en el primer período la expansión agrícola tuvo lugar fundamentalmente las *Llanuras periserranas*, compartimento definido por Sánchez *et al.* (1999), que posee la mejor aptitud agrícola. En el segundo período, y una vez ocupados los suelos de mayor potencial productivo, la agricultura continúa avanzando sobre la *Llanura periserrana* y sobre las denominadas *Planicies distales*, las cuales ocupan un 35% de la superficie del Partido. Este proceso de ocupación de áreas más deprimidas se asocia directamente con la presencia del período más seco mencionado antes. Las Fotos 3, 4, 5, 6, 7 y 8 muestran las actividades productivas desarrolladas en las *Llanuras periserranas* y en *Planicies distales* de la Cuenca.

Con respecto a los usos urbanos, como es de esperar, la Cuenca muestra en cada corte seleccionado un incremento de superficie ocupada por dicho uso: 1988 (18,2 km²), 2002 (20,0 km²) y 2010 (35,3 km²); esto se debe a que el núcleo urbano, la ciudad de Tandil, se haya situada dentro de la CuSAL.

Por lo tanto, los resultados anteriores muestran que el porcentaje de crecimiento de superficie ocupada en usos urbanos en la CuSAL entre 1988 y 2002 fue de 9,9%, mientras que en período 2002-2010 fue de un 76,5%. De acuerdo con las informaciones censales, el Partido pasó de tener 101.228 habitantes en 1991 a 123.343 en 2010, es decir creció en población el 21,8% en un período de veinte años. Dicho incremento tuvo lugar en el área urbana.

Foto 3. Cultivo de soja em áreas periserranas. Detrás se observan las Sierras de Tandil.



Foto 4. Cultivo de soja en áreas periserranas. Detrás se observan las Sierras de Tandil.



Foto 5. Cultivo de maíz en áreas periserranas en contacto con las planicies distales.



Foto 6. Cultivo de soja en áreas periserranas.



Foto 7. Pastoreo en planicies distales



Foto 8. Ganadería sobre pastos naturales en planicies distales con cuerpos de agua.



El crecimiento anual presentado por los usos urbanos en el primer período en la CuSAL fue de 0,7%, y en el segundo período del 9,6%. Es importante destacar que Tandil se consolida cada vez más como un asentamiento con perfil turístico que ofrece condiciones de habitabilidad óptimas para la residencia permanente.

Impactos territoriales

Como fue mencionado en la metodología, para la evaluación de algunos de los impactos territoriales más relevantes se utilizaron indicadores de sustentabilidad.

Indicador de Riesgo de Contaminación por Plaguicidas

El RCP se determina a través del cálculo de un indicador. Es importante destacar que, el valor absoluto del indicador no tiene significado en sí mismo, sino que su utilidad reside en la capacidad de comparar, en este caso, el potencial de contaminación en la Cuenca en distintos años. Para realizar la estimación, se determinaron mediante entrevistas, algunos de los principales agroquímicos utilizados en los establecimientos agrícolas en 1988, 2002 y 2010.

Los resultados revelan que muchos de los principios activos de los compuestos químicos aplicados en ambos períodos son esencialmente los mismos, lo que varía es la marca comercial y los valores de venta de los productos. Asimismo, cambia la cantidad aplicada por unidad de superficie en el año y la superficie en la que se emplean. Puede observarse también que, en 1988, se utilizaban aún plaguicidas de altísima peligrosidad e impacto sobre el ambiente como es el DDT (Dicloro Difenil Tricloroetano) (Vazquez y Zulaica, 2010b; Vazquez y Zulaica, 2012; Vazquez *et al.*, 2012b).

En la Tabla 3 muestra los principales plaguicidas empleados en las áreas de cultivo en 1988, 2002 y 2010, con los parámetros a evaluar en el riesgo de contaminación.

Tabla 3 - Riesgo de Contaminación por Plaguicidas en la CuSAL, en los años 1988, 2002 y 2010.

Plaguicidas	DL 50	Ksp	R	Koc	T 1/2	C 1988	S 1988	RCP 1988
Picloran	0,048	3	4	5	5			
Paraquat	1,840	2	4	1	5			
Clorimurón	0,196	4	4	4	3			
2,4 D sal amina	0,882	3	4	5	2			
Herbicidas						0,20		
Propiconazole	0,125	3	4	4	3			
Tebuconazole	0,063	2	4	2	2			
Funguicidas						0,15		
Cipermetrina	0,061	1	4	2	3			
Endosulfán	2,692	1	4	3	3			
Clorpirifos	2,152	1	4	3	3			
Metamidifós	50,000	5	4	5	1			
Aldrin	25,641	2	4	2	2			
DDT	8,850	4	4	5	1			

Insecticidas								
Promedios y totales	5,810	2,7	4,0	3,0	2,8	0,45		
CuSAL							33740	0,0024
Plaguicidas	DL 50	Ksp	R	Koc	T 1/2	C 2002	S 2002	RCP 2002
Glifosato	0,086	5	4	1	3			
Paraquat	1,840	2	4	1	5			
Clorimurón	0,196	4	4	4	3			
2,4 D sal amina	0,882	3	4	5	2			
Herbicidas						0,30		
Propiconazole	0,125	3	4	4	3			
Tebuconazole	0,063	2	4	2	2			
Funguicidas						0,20		
Cipermetrina	0,061	1	4	2	3			
Endosulfán	2,692	1	4	3	3			
Clorpirifos	2,152	1	4	3	3			
Metamidifós	50,000	5	4	5	1			
Insecticidas						0,10		
Promedios y totales	5,810	2,7	4,0	3,0	2,8	0,60		
CuSAL							70780	0,0067
Plaguicidas	DL 50	Ksp	R	Koc	T 1/2	C 2010	S 2010	RCP 2010
Glifosato	0,086	5	4	1	3			
Paraquat	1,840	2	4	1	5			
Clorimurón	0,196	4	4	4	3			
2,4 D sal amina	0,882	3	4	5	2			
Herbicidas						4,90		
Propiconazole	0,125	3	4	4	3			
Tebuconazole	0,063	2	4	2	2			
Funguicidas						0,30		
Cipermetrina	0,061	1	4	2	3			
Endosulfán	2,692	1	4	3	3			
Clorpirifos	2,152	1	4	3	3			
Metamidifós	50,000	5	4	5	1			
Insecticidas						0,20		
Promedios y totales	5,810	2,7	4,0	3,0	2,8	5,40		
CuSAL							87560	0,0745

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); **T^{1/2}:** vida media de los productos utilizados (días); **C 1988:** cantidad de producto aplicada anualmente por hectárea (l/ha); **S 1988:** superficie de áreas agrícolas en la Cuenca (ha); y **RCP 1988:** Riesgo de contaminación por plaguicidas en el año señalado.

Fuente: Elaboración propia sobre la base de Viglizzo (2003), Vazquez *et al.* (2011b), Vazquez y Zulaica (2012) y entrevistas.

Siguiendo el procedimiento especificado en la metodología, el indicador de RCP en el primer corte seleccionado en la CuSAL (1988) revela un valor de 0,0024, en 2002 (segundo corte) de 0,0067 mientras que, en 2010 (tercer corte) asciende a 0,0745. Por lo tanto, se da un ascenso de 179,16% y 1.011,94% para cada período seleccionado, siendo el ascenso total entre 1988 y 2010 del 3.400,16%. 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).

Lo anterior, se condice con lo que plantean Pimentel (1992) y Matson *et al.*, (1997), quienes expresan que durante los últimos 50 años, los pesticidas (insecticidas, herbicidas y fungicidas) 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, 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).

El actual modelo agroproductivo, demanda la aplicación sostenida de plaguicidas, generalmente de segunda generación, de baja a moderada persistencia. Esta nueva modalidad productiva permite ampliar la superficie real a sembrar, incrementando la cantidad de productos fitosanitarios aplicada por unidad de superficie en el año. De acuerdo con los valores obtenidos en el cálculo del indicador, los riesgos de contaminación por plaguicidas se multiplicaron aproximadamente por 31,04 en la Cuenca entre 1988 y 2010. Sus consecuencias no son menores, dado que, la contaminación incide directamente sobre la calidad de los recursos hídricos superficiales y subterráneos, principal fuente de abastecimiento en el área y ocasiona, a su vez, impactos negativos sobre la salud humana, especialmente de los operarios (Vazquez y Zulaica, 2010b).

Indicador de Riesgo de Intervención de Hábitat

Las modificaciones introducidas por el hombre en los ecosistemas afectan prácticamente todos los procesos estudiados por los ecólogos, y abarcan desde el comportamiento de los individuos y la dinámica de las poblaciones hasta la composición de las comunidades y los flujos de materia y energía (Ghersa y Martínez-Ghersa 1991, Hald 1999).

A fin de dimensionar el impacto de la expansión agrícola sobre el hábitat original y la biodiversidad de la Cuenca, se utilizó el indicador Riesgo de Intervención del Hábitat (RIH). Dicho indicador fue calculado para 1988, 2002 y 2010, siguiendo el procedimiento detallado en la metodología. En la Tabla 4, se especifican los coeficientes aplicados para cada año y los resultados de RIH obtenidos para los distintos períodos.

Tabla 4 - Riesgo de Intervención de Hábitat en la CuSAL en los años 1988, 2002 y 2010.

	Actividades CuSAL	cpSupAc	Ce	Or	Pe	Oev	Osv	RPIH	RIH
1988	Agrícolas	0,344	10	7,5	5	0	0	0,865	0,297
	Ganaderas	0,613	5	7,5	0	0	0	0,481	0,295
	Urbanas	0,019	10	7,5	5	2,5	1	1,000	0,019

	Total								0,611
2002	Agrícolas	0,722	10	7,5	5	0	0	0,865	0,624
	Ganaderas	0,244	5	7,5	0	0	0	0,481	0,117
	Urbanas	0,021	10	7,5	5	2,5	1	1,000	0,021
	Total								0,762
2010	Agrícolas	0,894	10	7,5	5	0	0	0,865	0,773
	Ganaderas	0,056	5	7,5	0	0	0	0,481	0,027
	Urbanas	0,036	10	7,5	5	2,5	1	1,000	0,036
	Total								0,836

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; **RIH:** indicador de riesgo de intervención del hábitat.

Fuente: Elaboración propia sobre la base de Viglizzo (2003), Vazquez *et al.* (2011b), Vazquez y Zulaica (2012) y entrevistas.

Cuando se incorporan los datos relativos a la superficie de las actividades desarrolladas en la Cuenca, se observa que disminuye en cada corte temporal su biodiversidad. Ahora bien, se observa que en el primer corte seleccionado (1988) el RIH es de 0,611; mientras en el segundo corte temporal (2002) el RIH aumenta a 0,762, y ya en el tercer corte (2010) continúa aumentando a 0,836. Luego, entre 1988-2002 el RIH se incrementa en un 24,07% mientras que en el período 2002-2010 ese crecimiento es del 9,71%.

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 los aumentos de la expansión agrícola y la intensificación de la agricultura 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.

Ante todo lo mencionado, y la creciente preocupación por la conservación de la biodiversidad y agrobiodiversidad (hecho ineludible en la planificación presente agroproductiva), se hace necesario la aplicación de nuevas experiencias, tal es el caso de las Buenas Prácticas Agrícolas (BPA). Estas prácticas, constituyen una herramienta tendiente a la sustentabilidad de las explotaciones agropecuarias. Actualmente, las posibilidades de certificación de este tipo de prácticas, plantean un desafío para los productores rurales y la comunidad científica, promoviendo nuevas modalidades agroproductivas (Vazquez y Zulaica, 2011b).

Indicador de Impacto sobre el Ecosistema (ISE)

La necesidad de mantener las propiedades de los ecosistemas dentro de ciertos rangos de variación antecede largamente al concepto de sustentabilidad. Sin embargo, la actividad

agropecuaria argentina ha crecido y se ha transformado notablemente en los últimos 20 años, lo cual aumenta el interés por el impacto que puede tener sobre los ecosistemas (Oosterheld, 2008).

Los ecosistemas se encuentran conectados regionalmente por diversos mecanismos que incluyen el transporte de materiales y energía por largas distancias y el movimiento migratorio y de dispersión de organismos. Como resultado, es frecuente que lo que suceda en un ecosistema repercuta en otro. Muchos efectos ambientales de la actividad agropecuaria 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 (Oosterheld, 2008).

Los agroecosistemas muestran una gran heterogeneidad ambiental y dinámicas estacionales e interanuales muy complejas. Si bien los técnicos y los productores perciben y atienden con mucha atención gran parte de esta variación, su naturaleza compleja frecuentemente resulta en que algunos aspectos clave pasen desapercibidos o no reciban un tratamiento adecuado. Esta complejidad con frecuencia radica en las diferencias de escalas espaciales y temporales con las que suceden fenómenos relevantes. Los problemas ambientales potenciales ligados a la actividad agropecuaria argentina son muy numerosos y de diversa índole.

Siguiendo el procedimiento propuesto en la metodología, el indicador de ISE, se representa a continuación (Tabla 5).

Tabla 5 - Indicador de Impactos sobre el Ecosistema en la CuSAL en los años 1988, 2002 y 2010.

Actividades		P	A	L	Total
1988	Agrícolas	0,0003	0,611	0,0024	0,18
2002	Agrícolas	0,0007	0,762	0,0067	0,53
2010	Agrícolas	0,0009	0,836	0,0745	0,82

Referencias:

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

Fuente: Elaboración propia sobre la base de Viglizzo (2003) y entrevistas.

El análisis de los resultados obtenidos, permite establecer que, en el primer corte seleccionado, la CuSAL (1988) revela un valor de 0,18, en 2002 (segundo corte) de 0,53, mientras que, en 2010 (tercer corte) asciende a 0,82. Por lo tanto, se da un ascenso de 3,94% y 2,54% para cada período seleccionado, siendo el ascenso total entre 1988 y 2010 del 5,55%. Esto coincide con lo planteado por Oosterheld (2008) y consultas realizadas a colegas, los cuales coinciden en destacar a la contaminación por uso de fertilizantes y plaguicidas como los principales problemas. También coincidieron en la preocupación por diversas manifestaciones de degradación del suelo, como pérdida de materia orgánica, nutrientes y erosión, y por la pérdida de diversidad.

Consideraciones finales

En las últimas décadas, la agricultura de nuestro país en general, y de la región pampeana en particular, ha experimentado una notable expansión a partir de un desarrollo tecnológico basado en cultivos transgénicos, siembra directa, incremento en el uso de fertilizantes y plaguicidas y, más recientemente, agricultura de precisión (Satorre, 2005).

El cambio tecnológico y la expansión de la superficie cultivada han sido liderados por el cultivo de soja en base al desarrollo de variedades transgénicas resistentes a glifosato, lo que facilitó la rápida expansión y el aumento de rendimiento de este cultivo (Martínez-Gherza y Gherza, 2005).

Esta transformación trajo aparejadas numerosas problemáticas ambientales en los ecosistemas, que repercuten directamente en la CuSAL, debido a que es un área caracterizada dentro de la región, según Zulaica (2005), por poseer en general suelos de muy buena aptitud agrícola.

Es por ello que en este estudio se analizan los cambios producidos en los usos de la tierra (para medir el proceso de expansión agrícola) y algunos indicadores de sustentabilidad asociados con esta actividad, tales como el de Riesgo de Contaminación por Plaguicidas (RCP), Riesgo de Intervención del Hábitat (RIH) e Impactos sobre el Ecosistema (ISE). Para alcanzar los objetivos propuestos, el trabajo se valió del uso de clasificación de imágenes satelitales, trabajos antecedentes y entrevistas a informantes calificados.

Los resultados observados con respecto a los usos de la tierra, muestran que el porcentaje de incremento anual en la agricultura avanza en detrimento de la ganadería con mayor intensidad en el primer corte temporal seleccionado (1988) respecto del segundo corte (2002); no siendo tan relevante entre el segundo y tercer corte (año 2010). En el segundo período (2002-2010) se genera una depreciación en la expansión, con una consecuente intensificación agrícola determinada por la incorporación de nuevos paquetes tecnológicos y la siembra de precisión.

Lo anterior se pone en evidencia al observar los resultados de los indicadores de RCP, RIH e ISE referidos a los impactos territoriales: dichos indicadores muestran un incremento más intenso en el segundo período analizado (2002-2010). Estas tendencias, se manifiestan también en el partido de Tandil en el que se inserta la CuSAL (Vazquez y Zulaica, 2012).

Los resultados obtenidos sugieren la necesidad robustecer el análisis integrado de la CuSAL y generar conocimientos de carácter interdisciplinario que permitan ordenar y planificar adecuadamente las actividades agroproductivas, a partir del estudio de los cambios en el uso de la tierra y sus principales impactos territoriales, para asegurar el aprovechamiento sustentable de los recursos en las áreas aquí trabajadas. Lo mencionado es válido también para la región, dado que el territorio elegido no es más que un ejemplo de un proceso que adquiere este carácter y cuya escala de manifestación trasciende los límites político-administrativos.

La falta de planificación en el uso de los recursos naturales y de tecnologías y políticas apropiadas que garanticen su preservación, ha provocado un agudo deterioro ambiental en la región, que se traduce en pérdida de biodiversidad, y en degradación de los suelos, disminución de la disponibilidad de agua dulce, cambio de los cauces de los ríos por azolvamiento y disminución de la calidad de sus aguas por contaminación y sedimentación (CEPAL, 2002). Dichas problemáticas justifican la necesidad de generar propuestas de ordenamiento territorial para dar respuesta a los conflictos emergentes de la ausencia de planificación.

Finalmente se concluye que, tal como en trabajos anteriores (Vazquez *et al.*, 2012a), que la disponibilidad de mapas temporales a partir de sensores remotos, permitió realizar un

diagnóstico temporal que conforma una base central para la formulación de un plan de ordenamiento territorial. Asimismo, permite identificar las tendencias en los usos de las tierras de la Cuenca, fundamentales para generar propuestas de gestión de los recursos naturales del área

En relación con ello, las BPA alientan una perspectiva para el manejo de los recursos naturales de la Cuenca y, en la medida en que contribuyen a evaluar las potencialidades y limitaciones de los ecosistemas para fines agropecuarios desde una visión integral, facilitan el diseño de estrategias para el ordenamiento territorial.

Referencias

AIZEN, M.A.; L.A. GARIBALDI y M. DONDO. 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., O. SOLBRIG, J. MORELLO y G. HALFFTER (compiladores). Biodiversidad y uso de la tierra; conceptos y ejemplos de Latinoamérica. Buenos Aires: Editorial Eudeba, Col. C.E.A. 24, 1999, p. 71-83.

ARMAND, M. **Téledétection, urbanisme et aménagement**. Toulouse: Groupement pour le développement de la téledétection aérospatiale (GDTA), 1995.

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

CEPAL. **La sostenibilidad del desarrollo en América Latina y el Caribe: desafíos y oportunidades**. Santiago de Chile: CEPAL-Oficina Regional del PNUMA para América Latina y el Caribe, 2002.

CHANDER, G. y B.L. MARKHAM. Revised Landsat-5 TM Radiometric Calibration Procedures and Postcalibration Dynamic Ranges. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, v. 41, n. 11, p. 2674-2677, 2003.

CHANDER, G.; B.L. MARKHAM y J.A. BARSÍ. Revised Landsat-5 Thematic Mapper Radiometric Calibration. **IEEE Geoscience and Remote Sensing Letters**, v. 4, n. 3, p. 490-494, 2007.

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

CHUVIECO, E. **Teledetección Ambiental. La observación de la tierra desde el espacio**. Barcelona: Editorial Ariel Ciencia, 2007.

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

DE LA FUENTE Y SUÁREZ. Problemas ambientales asociados a la actividad humana: la agricultura. **Ecología austral**. v.18, n.3, p. 239-251, 2008.

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

FERREYRA, V. **Transformaciones en el uso de la tierra e implicancias ambientales en la Cuenca del Languyú (1988-2002-2010)**. Tandil: Facultad de Ciencias Humanas, Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires, 2013. Inédita (Tesis de Licenciatura en Diagnóstico y Gestión Ambiental).

FERREYRA, V.; P. VAZQUEZ y L. ZULAICA. **Cambios en el uso de la tierra en la Cuenca Superior del Arroyo Languyú (partido de Tandil) durante el período 1988-2010**. En: Actas de las I Jornadas Nacionales de Ambiente 2012. Tandil: Facultad de Ciencias Humanas, Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires, 2012.

FRANK, F.C. **Impacto agro-ecológico del uso de la tierra a diferentes escalas en la región pampeana argentina**. Balcarce: Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Mar del Plata, 2007, 164 p. (Tesis de Magister Scientiae).

GALLOPIN, G. **Sostenibilidad y desarrollo sostenible: un enfoque sistémico. División de desarrollo sostenible y asentamientos humanos**. Santiago de Chile: CEPAL, Serie Medio Ambiente y Desarrollo N° 64, 2003.

GHERSA, C.M. y M.A. MARTÍNEZ-GHERSA. Cambios ecológicos en los agroecosistemas de la Pampa Ondulada. Efectos de la introducción de la Soja. **Ciencia e Investigación**. n.5, p. 182-188, 1991.

GUERSCHMAN, J.P.; J.M. PARUELO, C.M. DI BELLA, M.C. GIALLORENZI y F. PACÍN. Land cover classification in the Argentine Pampas using multi-temporal LANDSAT TM data. **International Journal of Remote Sensing**, n. 24, p. 3381-3402, 2003.

GUIMARÃES, R.P. **Desarrollo sustentable en América Latina y el Caribe: desafíos y perspectivas a partir de Johannesburgo**. En: ALIMONDA, H., Los tormentos de la materia; Aportes para una ecología política latinoamericana. Buenos Aires: Consejo Latinoamericano de Ciencias Sociales, 2002.

GUIMARÃES, R.P. **Tierra de Sombras: desafíos de la sustentabilidad y del desarrollo territorial y local ante la globalización corporativa**. Santiago de Chile: CEPAL, Serie Medio Ambiente y Desarrollo N° 67, 2003.

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

HALD, A.B. The impact of changing the season in which cereals are sown on the diversity of the weed flora in rotational fields in Denmark. **Journal of Applied Ecology**, n. 36, p. 24-32, 1999.

HERRERO, M.A. y S.B. GIL. Consideraciones ambientales de la intensificación en producción animal. **Ecología Austral**, Asociación Argentina de Ecología, n. 18. p. 273-289, 2008.

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

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

LANE, E. The importance of fluvial morphology in hydraulic engineering. Proceedings of the American Society of Civil Engineers. **Journal of the Hydraulics Division**, v. 81, n. 745, p. 1-17, 1995.

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

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

LOPEZ BARRERA, F.; A. VELAZQUEZ y L. MERINO PÉREZ. Exploring the determinants of good community forest management, **Interciencia**, v. 35, n. 8, p: 560-567, 2010.

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

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

MANUEL-NAVARRETE D., G. GALLOPÍN, M. BLANCO, M. DÍAZ-ZORITA, D. FERRARO, H. HERZER, P. LATERRA, J. MORELLO, M. MURMIS, W. PENGUE, M. PIÑERO, G. PODESTA, E. SATORRE, M. TORRENT, F. TORRES, E. VIGLIZZO, M. CAPUTO y A. CELIS. **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: CEPAL, Serie Medio Ambiente y desarrollo N° 118, 2005.

MARLENKO, N. **Uso de la Tierra**. En: NAVONE, S.M. (coordinadora), *Sensores Remotos aplicados al estudio de los recursos naturales*. Buenos Aires: Editorial Facultad de Medicina. 2003.

MARTINEZ-GHERSA, M. y C. GHERSA. Consecuencias de los recientes cambios agrícolas. **Ciencia Hoy**, v. 15, n. 87, p 37-45. 2005.

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

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.

PARUELO, J.M.; J.P. GUERSCHMAN, G. BALDI y C.M. DI BELLA. La estimación de la superficie agrícola; antecedentes y una propuesta metodológica. **Interciencia**, n. 29, p. 421-427, 2004.

PARUELO, J.M.; J.P. GUERSCHMAN y S.R. VERÓN. Expansión agrícola y cambios en el uso del suelo. **Ciencia Hoy**, n. 15, p. 14-23, 2005.

PÉREZ-VEGA, A; J.F MAS, A. VELÁZQUEZ y L. VÁZQUEZ. Modelling vegetation diversity types in Mexico based upon topographic features. **Interciencia**, v. 33, n. 2, p. 88-95, 2008.

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

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. Economics and energetics of organic and conventional farming. **Agricultural and Environmental Ethics**, n. 6, p. 53-60, 1993.

PONTIUS, J.R; E. SHUSAS y M. MCEACHERN. Detecting important categorical land changes while accounting for persistence. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, n. 101, p. 251-268, 2004.

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

REBORATTI, C. **Ambiente y sociedad: conceptos y relaciones**. Buenos Aires: Planeta Argentina, 2000.

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.

RUIZ DE GALARRETA, A.; R. BANDA NORIEGA y R. BARRANQUERO **Caracterización Geohidrología preliminar en la cuenca del Arroyo Langueyú, Partido de Tandil, Buenos Aires, Argentina**. En: Centro de Investigaciones Ambientales (CINEA), Estudios Ambientales II. Tandil y área de influencia: Facultad de Ciencias Humanas, Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires, 2007.

RUIZ DE GALARRETA, A. y R. BANDA NORIEGA **Caracterización del recurso hídrico y su calidad vinculada a la presencia de nitratos en el partido de Tandil**. En: Centro de

Investigaciones Ambientales (CINEA), Estudios Ambientales II. Tandil y área de influencia: Facultad de Ciencias Humanas, Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires, 2010, p. 71-79.

SÁNCHEZ, R.; G. MATTUS, y L. ZULAICA. **Compartimentación ecológica y ambiental del partido de Tandil (Provincia de Buenos Aires)**. En: Congreso Ambiental '99. San Juan: Programa de Estudios Ambientales, Universidad Nacional de San Juan, 1999, p. 338-346.

SÁNCHEZ, R. y L. ZULAICA. Ordenamiento morfoedáfico de los sistemas ecológico-paisajísticos del partido de Tandil (provincia de Buenos Aires). **Contribuciones Científicas**, Sociedad Argentina de Estudios Geográficos, n. 63, p. 387-402, 2002.

SATORRE, E. Cambios tecnológicos en la agricultura argentina actual. **Ciencia Hoy**, n. 15, p. 24-31, 2005.

SCHROEDER, T.A.; W.B. COHEN, C. SONG, M.J. CANTY y Z. YANG. Radiometric correction of multi-temporal Landsat data for characterization of early successional forest patterns in western Oregon. **Remote Sensing of Environment**, n. 103, p. 16-26, 2006.

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

SOBRINO J.A. **Teledetección**. Valencia: Universidad de Valencia, 2000.

SOUDANI, K.; C. FRANCOIS, G. LE MAIRE, V. LE DANTEC, y E. DUFRÊNE. Comparative analysis of IKONOS, SPOT, and ETM+ data for leaf area index estimation in temperate coniferous, and deciduous forest stands. **Remote Sensing of Environment**, n. 102, p. 161-175, 2006.

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

TERAN, O.; N. QUINTERO, M. ABLAN y J. ALVAREZ. Multiagent-Based social simulation: The case of the Caparo forest Reserve, Venezuela. **Interciencia**, v. 35, n. 9, p. 696-703, 2010.

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

VARSAVSKY, A. I. y D. FERNÁNDEZ DILLON. **Indicadores de sustentabilidad. Se utilizan correctamente?**. En: Actas del 13° Congreso Argentino de saneamiento y Medio Ambiente. Buenos Aires: AIDIS, 2003.

VAZQUEZ, P. **Transformaciones en el uso de la energía en un establecimiento rural del sudeste pampeano**. En: Actas del III Congreso de Geografía de Universidades Públicas. Santa Fe: Departamento de Geografía, Universidad Nacional del Litoral, 2011a.

VAZQUEZ, P. **Evolución de los indicadores agroecológicos del uso del espacio rural en el sudeste pampeano austral.** En: Actas del III Congreso de Geografía de Universidades Públicas. Santa Fe: Departamento de Geografía, Universidad Nacional del Litoral, 2011b.

VAZQUEZ, P. y L. ZULAICA. **Análisis comparativo de los cambios en el uso del tierra (1988-2008) por ambientes geomorfológicos en la Cuenca del río Grande Quequén (provincia de Buenos Aires) mediante sensores remotos.** En: CARBONE, M.E.; W.D. MELO y G.R. ÁNGELES (editores). Bahía Blanca: Tecnologías de Información Geográficas del Sur Argentino, 2010a, p.15-31.

VAZQUEZ, P. y L. ZULAICA. **Implicancias ambientales de las transformaciones agroproductivas en la Cuenca del río Quequén Grande (Provincia de Buenos Aires, Argentina).** En: Actas X Congreso Latinoamericano de Hidrología Subterránea. Caracas: ALHSUD N° 45, 2010b.

VAZQUEZ, P. y L. ZULAICA. Cambios agroproductivos y problemas ambientales en la Cuenca del río Quequén Grande (Provincia de Buenos Aires, Argentina). **Revista Geografía, Associação de Geografia Teorética**, v. 36, n. 2, p. 283-296, 2011a.

VAZQUEZ, P. y L. ZULAICA. 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 Buenos Aires, Argentina). **Geografia em Questão**, Associação dos Geógrafos Brasileiros, v.4, n. 02. p. 270-289, 2011b.

VAZQUEZ, P. y L. ZULAICA. Transformaciones agroproductivas e indicadores de sustentabilidad en el Partido de Tandil (Provincia de Buenos Aires) durante los períodos 1988-2002 y 2002-2010. **Revista CAMPO-TERRITÓRIO, revista de Geografia Agrária**, Universidade Federal de Uberlândia, v. 7, n. 13, p. 5-39, 2012.

VAZQUEZ, P.; M. SACIDO y L. ZULAICA. 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, v. 16, n. 392. 2012a (<http://www.ub.edu/geocrit/sn/sn-392.htm>).

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

VAZQUEZ, P.; L. ZULAICA y V. FERREYRA. **Transformaciones agroproductivas en el sudeste de la Región Pampeana: un análisis comparativo en el interior del partido de Tandil a partir de imágenes Landsat 5.** En: Actas del Congreso Argentino de Teledetección; El Medio Ambiente y sus cambios: un desafío para la Organización Espacial. Alta Gracia: Instituto Geográfico Nacional, 2012c.

VIGLIZZO, E.; A. PORDOMINGO, M. CASTRO y F. LÉRTORA. La sustentabilidad ambiental de la agricultura pampeana ¿oportunidad o pesadilla?. **Ciencia Hoy**, v. 12, n. 68, p. 38-51, 2002.

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 J. ADÁMOLI (compiladores), Agro y ambiente: una agenda compartida para el desarrollo sustentable. Buenos Aires: Foro de la Cadena Agroindustrial Argentina, 2008.

ZULAICA, L. Aproximación al dimensionamiento de la problemática ambiental de los sistemas ecológicos de la Cuenca del Arroyo Langueyú (partido de Tandil). **Contribuciones Científicas**, Sociedad Argentina de Estudios Geográficos, n 65, p. 369-389, 2004.

ZULAICA, L. **Zonificación Ecológica y Diagnóstico Ambiental de la Cuenca del Arroyo Langueyú (partido de Tandil)**. Villa Mercedes: Facultad de Ingeniería y Ciencias Económico-Sociales, Universidad Nacional de San Luis, 2005. 176 p. y anexos (Tesis de Maestría en Gestión Ambiental).

ZULAICA, L. Sistemas ambientales de la Cuenca Superior del Arroyo Langueyú (partido de Tandil, Argentina). **Revista Investigaciones Geográficas**, Instituto Universitario de Geografía, Universidad de Alicante, n. 45, p. 251-269, 2008.

ZULAICA, L. y R. SÁNCHEZ. Zonificación ecológica de la Cuenca del Arroyo Langueyú (partido de Tandil). **Contribuciones Científicas**, Sociedad Argentina de Estudios Geográficos, n. 64, p. 665-684, 2003.

ZULAICA, L. y R. SÁNCHEZ. **Sistemas ecológico-paisajísticos de la Cuenca del Arroyo Langueyú (partido de Tandil)**. En: FRITSCHY, B. (editora), V Jornadas Nacionales de Geografía Física. Santa Fe: Universidad Católica de Santa Fe, Facultad de Ingeniería, Geoecología y Medio Ambiente, 2004, p. 223-231.

Artigo recebido em 21-03-2013

Artigo aceito para publicação em 25-04-2013