

Provisión de servicios ecosistémicos de regulación en Unidades Ambientales del partido de Tandil, Región Pampeana Austral Argentina

Ailin Somoza¹

Centro de Estudios Sociales de América Latina
Universidad del Centro de la Provincia de Buenos Aires
Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas

@ [somoza.ailin@gmail.com]

Patricia Vázquez²

Centro de Estudios Sociales de América Latina
Universidad del Centro de la Provincia de Buenos Aires
Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas

@ [patriciaVázquez@conicet.gov.ar]

RECIBIDO 10-02-2023
ACEPTADO 17-03-2023

Cita sugerida: Somoza, A. y Vázquez, P. (2023). Provisión de servicios ecosistémicos de regulación en Unidades Ambientales del partido de Tandil, Región Pampeana Austral Argentina. Revista *Huellas*, Volumen 27, N° 1, Instituto de Geografía, EdUNLPam: Santa Rosa. Recuperado a partir de: <http://cerac.unlpam.edu.ar/index.php/huellas>

DOI: <http://dx.doi.org/10.19137/huellas-2023-2707>

Resumen

La actividad agrícola aumenta la productividad y rentabilidad a la vez que incrementa los costos ambientales. Sin embargo, si la sustentabilidad de los ecosistemas se ve alterada, se convertirán en sistemas degradados y dejarán progresivamente de proveer servicios. Esta insuficiencia generará la reducción de la capacidad inherente a los ecosistemas de sostener no sólo la actividad económica sino también del resto de actividades humanas. El objetivo es evaluar la incidencia de la agriculturización sobre la provisión de servicios ecosistémicos en las Unidades Ambientales de Tandil, en los períodos 1989-2004 y 2004-2019. Fueron empleados indicadores de sustentabilidad adaptados del Software AgroEcoIndex para así determinar cuáles son las áreas de paisaje donde la aplicación de criterios referidos a la gestión ambiental es crucial. Particularmente, se evalúa el estado de provisión de servicios de conservación de la biodiversidad y de la calidad de suelo y agua. Los indicadores empleados demuestran un deterioro en la provisión de dichos servicios de un 29% y un 11,48% respectivamente en el período de estudio. Resulta fundamental la determinación de áreas prioritarias de conservación, incorporación de buenas



prácticas agrícolas y la diversificación de las técnicas de control más allá de un control exclusivamente químico.

Palabras clave: unidades ambientales; proceso de agriculturización; indicadores de sustentabilidad; biodiversidad; calidad de suelos y agua.

Providing ecosystem regulating services in Environmental Units in Tandil area, Southern Pampean Region, Argentina

Abstract

Agricultural activity increases productivity and profitability while increasing environmental costs. However, if the sustainability of ecosystems is altered, they will become degraded systems and will eventually stop providing services. This insufficiency will generate a reduction in the inherent capacity of ecosystems to sustain not only economic activity but also other human activities. The aim of this paper is to assess the incidence of agriculturization on the provision of ecosystem services in the Environmental Units of Tandil, for the periods 1989-2004 and 2004-2019. Sustainability indicators adapted from the AgroEcoIndex Software were used to determine which are the landscape areas where the application of criteria related to environmental management is crucial. In particular, the state of provision of biodiversity conservation services and the quality of soil and water is assessed. The indicators used show a worsening in the provision of these services by 29% and 11.48% accordingly in the period under study. It is essential to determine priority conservation areas, to incorporate good agricultural practices and to diversify control techniques beyond exclusively chemical control.

Keywords: environmental units; agriculturization process; sustainability indicators; biodiversity; soil and water quality

Prestação de serviços ecossistêmicos de regulação em Unidades Ambientais do distrito de Tandil, Região Pampeana Austral da Argentina

Resumo

A atividade agrícola aumenta a produtividade e a lucratividade, ao mesmo tempo em que aumenta os custos ambientais. No entanto, se a sustentabilidade dos ecossistemas for alterada, eles se tornarão sistemas degradados e deixarão progressivamente de fornecer serviços. Essa insuficiência vai gerar uma redução na capacidade inerente dos ecossistemas de sustentar não só a atividade econômica, mas também outras atividades humanas. O objetivo é avaliar a incidência da agricultura na prestação de serviços ecossistêmicos nas Unidades Ambientais de Tandil, nos períodos 1989-2004 e 2004-2019. Indicadores de sustentabilidade adaptados do Software AgroEcoIndex foram utilizados para determinar quais são as áreas de paisagem onde a aplicação de critérios relacionados à gestão ambiental é crucial. Em particular, avalia-se o estado de prestação de serviços de conservação da biodiversidade e a qualidade do solo e da água. Os indicadores utilizados mostram uma deterioração na prestação dos referidos serviços de 29% e 11,48% respectivamente no período em estudo. A determinação de áreas prioritárias para a conservação, a incorporação de boas práticas agrícolas e a diversificação das técnicas de controle para além do controle exclusivamente químico são essenciais.

Palavras-chave: unidades ambientais; processo de agricultura; indicadores de sustentabilidade; biodiversidade; qualidade do solo e da água

Introducción

El avance del modelo productivo agrícola convencional, conocido como agriculturización, impacta sobre los ecosistemas naturales y la biodiversidad mediante dos acciones: su expansión sobre ambientes naturales y su intensificación en la búsqueda de un incremento en los rendimientos con la consecuente pérdida de los bienes y servicios ecosistémicos (en adelante SE) (Baldini, 2020). Desde los años noventa, un importante proceso de cambio tecnológico se dio en el agro argentino generando modificaciones en el manejo, formas de producción, de apropiación de los recursos naturales, de intensificación en el uso de insumos, de manejo del capital económico y financiero, de los recursos humanos y de impactos ambientales (Sarandón, 2020). Uno de los mayores desafíos para la región es implementar un desarrollo agropecuario sostenible que mantenga el crecimiento económico del sector, mejore las cualidades del ambiente y reduzca el riesgo asociado a las variaciones del clima.

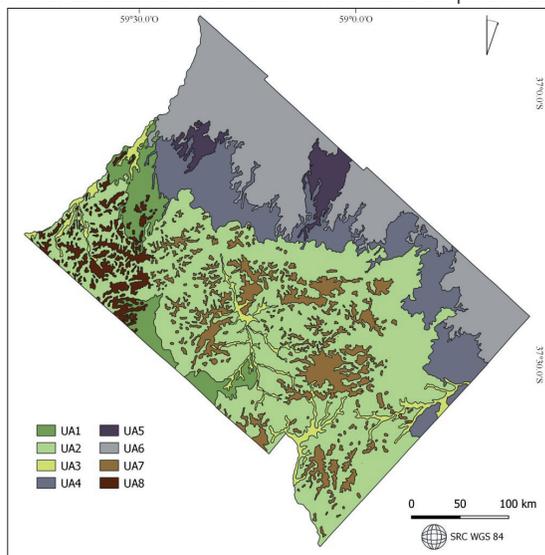
La evaluación de la sustentabilidad en el medio rural adquiere un reconocimiento cada vez mayor en investigaciones ambientales como una herramienta importante con enfoque sistémico para avanzar hacia los Objetivos de Desarrollo Sostenible previstos en la Agenda 2030. La relación de compromiso entre SE de abastecimiento y regulación no suele ser lineal (Mastrangelo y Lattera, 2015). Un paisaje rural diverso, así como un agroecosistema heterogéneo, proveerá una mayor oferta y una combinación de SE más diversa que paisajes y agroecosistemas altamente simplificados (Andrade, 2020). Paradójicamente, a pesar de la importancia que tiene la biodiversidad para la agricultura, es la actividad que más atenta contra la biodiversidad. La estabilidad de los sistemas paisajísticos y su capacidad de proveer SE depende de los usos del suelo y de su evolución temporal. En el marco del enfoque de SE la agricultura es de hecho la transformación de un ecosistema natural para maximizar SE de abastecimiento, mediante la aplicación de energía externa y tecnología, en detrimento de SE de regulación y culturales (Paruelo et al., 2016). Por ello, determinar su estado de provisión es fundamental para diseñar paisajes sustentables y marcos regulatorios que los garanticen, particularmente políticas de ordenamiento territorial que definan y delimiten específicamente cuales son las áreas de producción (Andrade, 2020). En este contexto, surge como objetivo del presente trabajo evaluar la incidencia de la agriculturización sobre la provisión de diferentes SE en las Unidades Ambientales (UA) del partido de Tandil, en los años 1989-2004-2019, empleando indicadores de sustentabilidad. Particularmente, se evalúan el estado de provisión del SE de conservación de la biodiversidad (CB) y de la calidad de suelo y agua (CCSA).

El principal fundamento para el estudio de los SE de CB y CCSA radica en analizar cómo ha sido la aplicación práctica en el territorio de uno de los principales lemas de la agricultura industrial “ambiente al servicio del genotipo” (Sarandón, 2020). Bajo esta concepción la actividad ha modificado el ambiente, minimizando la biodiversidad de los mismos a una mínima expresión, para expresar el mayor potencial de rendimiento, proveyéndose de insumos externos e impactando directamente en el SE de CCSA. La elección del SE relativo a la biodiversidad reside en que la pérdida de la misma, ocasionada por el reemplazo de la cobertura del suelo original es una de las consecuencias ambientales más importantes del modelo productivo (Cousins *et al.*, 2015). Es un SE esencial “paraguas” ya que se comporta como un indicador general de la salud de un ecosistema. Siempre y cuando exista una combinación espacial y temporal de los componentes de la biodiversidad, dicho servicio contribuirá a la provisión en forma sostenida de una amplia gama de otras funciones y SE.

Área de estudio

El partido de Tandil (latitud: 37° 13' 25" Sur; longitud 59° 34' 33.2" Oeste), localizado en el sector sudeste de la provincia de Buenos Aires, ocupa una superficie de 4935 km², se encuentra situado dentro de la Región Pampeana Austral (RPA) (Figura N° 1).

Figura N° 1. Localización de Unidades Ambientales del partido de Tandil



Fuente: Somoza y Vázquez, 2022.

Al interior del partido se identifican tres Sistemas Ecológico Paisajísticos (SEP) caracterizados por su estructura ecológica, aspectos ecodinámicos, con características diferenciales: Serranías (S), Llanura Periserrana (LLP) y Planicie Distal (PD) (Sánchez y Zulaica, 2002) (Figura N° 1). A su vez, dentro de los SEP del partido de Tandil, fueron caracterizadas ocho UA que definen, a lo largo del tiempo, la relación sociedad-naturaleza evidenciada en cada una de ellas convirtiéndose entonces en pilares para el ordenamiento ambiental del territorio (Cuadro N° 1). Dichas unidades integran aspectos ecológicos y productivos (combinación similar de limitaciones y potencialidades para el uso de las tierras).

Cuadro N° 1. Descripción de Unidades ambientales del partido de Tandil

SEP*	UA*	Principales características de las UA
Llanura Periserrana (LLP)	1	Paisajes de lomas extendidas que presentan un PA* de intensidad descendente
	2	Paisaje serrano ondulado con pendientes suaves, medias y largas que presentan un PA de intensidad continua o descendente
	3	Paisajes suavemente ondulados que asocian áreas deprimidas que presentan un PA continua
Planicie Distal (PD)	4	Planicies muy suavemente inclinadas que conforman una matriz espacial asociada que presentan un PA de intensidad ascendente
	5	Planicies de lomas planas que presentan un PA de intensidad ascendente
	6	Planicies que conforman una matriz espacial con lomadas sobrepuestas que presentan un PA intensidad ascendente
Serranías (S)	7	Formaciones serranas con abundantes afloramientos rocosos que presentan un PA de intensidad ascendente
	8	Formaciones serranas con lomas moderadamente onduladas, pronunciadas, escasos afloramientos rocosos que presentan un PA de intensidad descendente

*Referencias: SEP: Sistema Ecológico Paisajístico; UA: Unidades Ambientales; PA: proceso de agriculturización.

Fuente: Elaboración propia.

Indicadores de sustentabilidad para determinar la provisión de servicios ecosistémicos

La cuantificación biofísica de los SE es un paso esencial hacia la implementación exitosa de acciones para salvaguardarlos. Desafortunadamente, muchos SE no pueden cuantificarse directamente por lo que el uso de indicadores es indispensable. Con la finalidad de evaluar temporalmente la pérdida

de SE de soporte y regulación en el partido de Tandil y en sus diferentes UA se construyeron y aplicaron indicadores de sustentabilidad. La incidencia del PA sobre SE se estimó particularmente mediante el cálculo de indicadores obtenidos del Software Agro-Eco-Index, desarrollado por Viglizzo (2003) con modificaciones realizadas a partir de Vázquez y Zulaica (2012).

Fue necesaria la previa identificación y análisis de las transformaciones en los usos del suelo mediante sensores remotos, definición de Unidades de Agriculturización (UAG) y Unidades Ambientales (UA) (Somoza y Vázquez, 2022). Específicamente los indicadores seleccionados para evaluar las modificaciones en la provisión de SE han sido el indicador de CB y CCSA. Ambos indicadores adoptan un valor comprendido entre 0 y 1 que expresan la peor y mejor condición de conservación, respectivamente. Han sido aplicados a escala de partido y a escala de UA de manera tal de analizar cuáles de estas son más propensas a ser afectadas por el PA, y donde se hace más relevante aplicar criterios referidos a la gestión ambiental y ordenamiento territorial, tanto por las actividades agropecuarias, como por las condiciones naturales de las mismas.

Luego, partiendo de los vectores creados en un Sistema de Información Geográfica (Qgis 3.8.1), se definieron para el primer período (1989-2004) y segundo período (2004-2019) categorías cualitativas (bajo, medio y alto) para determinar el deterioro en la provisión de los servicios. De esta manera, se expresan espacialmente las modificaciones en la provisión de los SE evaluados en cada una de las UA del partido. Para ello, se empleó el algoritmo de optimización de Jenks mediante el cual se identifican los puntos de corte entre clases generando intervalos naturales.

Indicador del servicio ecosistémico de Conservación de la biodiversidad

Para la estimación del servicio de CB se consideraron las principales actividades desarrolladas en el área de estudio. Este indicador refleja el estado de conservación del hábitat en un área determinada que depende de los procesos productivos impuestos sobre la biodiversidad mediante el uso de determinados coeficientes (Cuadro N° 2).

El indicador compara la vegetación actual con la potencial (aquella que se supone habría si el hombre no hubiese intervenido en el proceso de sucesión) a través de “Puntos de Impacto”, donde mayores puntuaciones representan mayores efectos negativos sobre la biodiversidad. En este sentido, la herramienta tiene en consideración el nivel de conservación del hábitat, lo cual luego se traduce en un mayor o menor sostenimiento de la biodiversidad.

Para obtener el valor del indicador de CB en el partido de Tandil se suman los coeficientes obtenidos para cada actividad o uso del suelo,

determinados por las imágenes clasificadas en trabajos antecedentes (Somoza et al., 2021; Somoza y Vázquez, 2022) y se divide dicha sumatoria por 26 (para obtener un valor de cero a uno). Posteriormente, los valores obtenidos para cada actividad se multiplican por un coeficiente de ponderación que expresa la superficie ocupada por cada actividad en el partido. Para obtener el indicador de CB por UA, el valor inicial del cpSupAc fue reemplazado por el valor de la proporción de la superficie destinada a cada actividad en cada una de las unidades para 1989, 2004 y 2019.

Cuadro Nº 2. Coeficientes utilizados para estimar el CB

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: Viglizzo (2003) y Vázquez y Zulaica (2012).

El CB queda expresado como se muestra a continuación en la ecuación:

$$CB = 1 - \sum cpSupAc * \left(\frac{Ce + Or + Pe + Oev + Osv}{26} \right)$$

Donde: CB, es el indicador de Conservación de la Biodiversidad; cpSupAc, es el coeficiente de ponderación que indica la proporción de la superficie del partido ocupada por uso del suelo, obtenida a partir de la clasificación super-

visada de imágenes satelitales; 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.

Indicador del servicio ecosistémico de Conservación de la calidad de suelos y agua

Refiere a la conservación de los recursos relacionada específicamente con el uso de productos fitosanitarios. Sobre la base de la información aportada por entrevistas a informantes calificados, productores del área de estudio y representantes del municipio y recetas agronómicas, se obtuvieron datos sobre el empleo de los principales herbicidas, insecticidas y funguicidas aplicados en 1989, 2004 y 2019.

Una vez obtenido el conjunto de fitosanitarios más utilizados en cada fecha, se obtuvo el promedio en litros de cada producto para, finalmente, aplicar la fórmula:

$$CCSA = 1 - \frac{\left(\frac{1000}{DL \ 50} \left[\frac{Ksp + R}{2} + Koc + T^{1/2} \right] \times C \times S \right)}{1000000000}$$

Dónde: 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 (en este caso, corresponde a las áreas agrícolas del partido obtenidas a partir de la clasificación supervisada de imágenes satelitales).

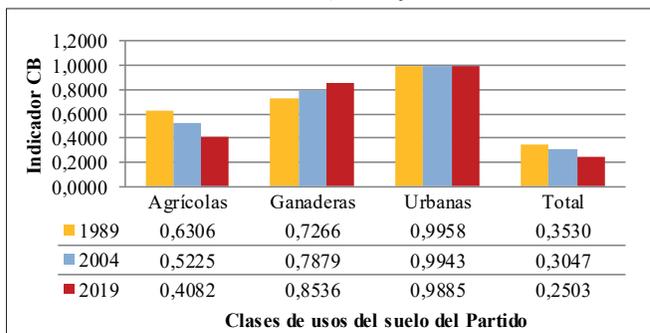
La toxicidad, expresada como 1000/DL50 (mil dividido la dosis letal media oral para ratas macho, expresada en mg/Kg de peso corporal), es el único factor que no es relativo. Los valores de toxicidad de cada producto, teniendo en cuenta su formulación comercial, se obtienen de la clasificación recomendada por la OMS de los plaguicidas por el peligro que presentan y directrices para la clasificación (OMS, 2020). Los datos correspondientes a los factores restantes se obtuvieron de diversas fuentes como: EPA (2021) y NPIC (2021). Para ellos se utilizan valores relativos de 1 a 5, obtenidos de Viglizzo (2003). El primero de los factores relativos corresponde a la solubilidad en agua del producto (KSP), asociada al

riesgo de que el mismo (o alguno de sus metabolitos) llegue al acuífero y pueda, por consiguiente, afectar a la población humana, al ganado abrevado o a los cultivos irrigados. Este factor se asocia (a través de una semi-suma) con la capacidad de recarga del acuífero (R), estimada a partir de la permeabilidad del suelo en las capas superficiales. También se incluye como coeficiente a la adsorción del compuesto por la fase orgánica del suelo (KOC), debido a que, aquellos plaguicidas que tengan altos valores relativos de adsorción, tendrían en teoría menor movilidad en el suelo, y no presentarían toxicidad durante mayor cantidad de tiempo, mientras se encuentren adsorbidos por el mismo. El último de los factores por los que se afectó a la toxicidad fue la vida media del producto ($T^{1/2}$), la cual se relaciona directamente con la posibilidad de que el mismo entre en contacto con seres vivos, a los que podría afectar negativamente. Finalmente, se multiplican los factores descriptos por la dosis aplicada y la superficie de aplicación en cada caso, y se suman los valores de todos los productos fitosanitarios empleados tanto a escala de partido como de UA.

Conservación de la biodiversidad en el Partido de Tandil

A escala de partido, en el primer período (1989-2004) el valor del indicador disminuye un 13,68%. Luego, en el segundo período (2004-2019) se evidencia un descenso mayor de 17,86%. La Figura N° 2 expone que la superficie con mayor deficiencia en la provisión del SE es aquella correspondiente a áreas agrícolas. En contraste, la provisión del servicio es mayor en áreas de pastizales y pasturas naturales dedicadas a la ganadería. Si bien, las áreas urbanas presentan los mejores valores para el diagnóstico del CB cabe destacar que dichos datos se vinculan a una superficie menor en comparación a la dedicada a actividades agropecuarias.

Figura N° 2. Indicador CB para las distintas clases de uso del suelo del partido de Tandil en los años 1989, 2004 y 2019



Fuente: Elaboración personal.

La merma en el SE de biodiversidad que acompañó al proceso de agriculturización en Argentina obedece al menos a cuatro componentes críticos: la extensión o magnitud del proceso, su homogeneidad, la falta de diseño a escala de paisaje para proteger áreas críticas y la aplicación de un paquete tecnológico basado excesivamente en tecnologías de insumos (Andrade, 2020). En sintonía, en el partido de Tandil y en sus UA se observa cómo el contexto de transformaciones agroproductivas resulta propicio para la provisión de servicios de abastecimiento (Somoza *et al.*, 2021). Dichos servicios poseen un reflejo en el mercado y por lo tanto son los considerados en la toma de decisiones.

Un paisaje rural diverso, así como un agroecosistema heterogéneo, proveerá una mayor oferta y una combinación de SE más diversa que agroecosistemas altamente simplificados (Andrade, 2020). Paradójicamente, a pesar de la importancia que tiene la biodiversidad para la agricultura, es la actividad que más atenta contra la biodiversidad (Sarandón, 2020). La estabilidad de los sistemas paisajísticos y su capacidad de proveer SE depende de los usos del suelo y de su evolución temporal. La agricultura es de hecho la transformación de un ecosistema natural para maximizar SE de abastecimiento, mediante la aplicación de energía externa y tecnología, en detrimento de servicios de regulación y culturales (Paruelo *et al.*, 2016). En el área de estudio los resultados muestran que en aquellas áreas con mayor aptitud agrícola la provisión del SE de CB es indirectamente proporcional al ingreso de insumos al paisaje.

Estado del SE de Conservación de la biodiversidad por Unidades Ambientales

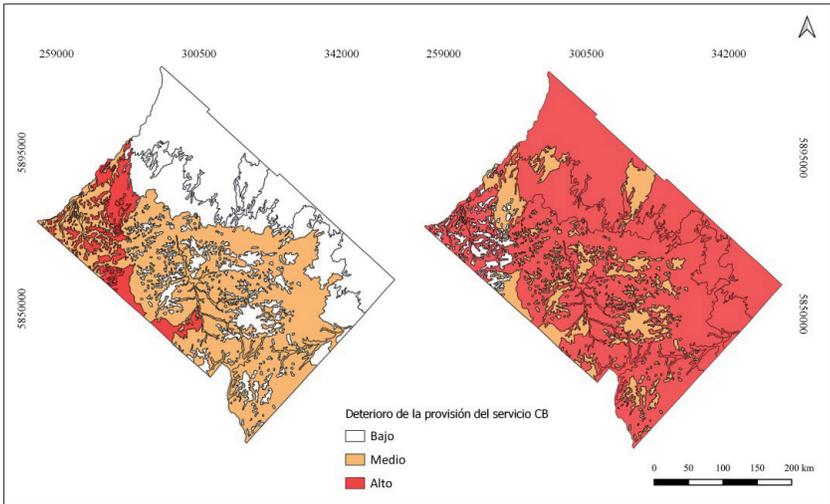
Por un lado, en todas las UA el indicador decrece año a año y por consiguiente la provisión del servicio resulta cada vez más afectada. Por otro lado, la Figura N° 3 exhibe, espacialmente, las modificaciones evidenciadas en el deterioro de la provisión del servicio de CB de cada UA del partido por períodos de análisis (1989-2004 y 2004-2019) clasificado en bajo, medio y alto. A partir de ella, se describe a continuación el estado de provisión del servicio de CB para las UA de cada sistema ecológico paisajístico.

Provisión del servicio CB en las UA de las Llanuras Periserranas

Con respecto a los porcentajes de cambio en el valor del indicador, todas las UA de las LLP presentan valores elevados de descenso en ambos períodos. De esta manera, los resultados muestran que el PA impacta con elevada incidencia y constantemente a través del tiempo en dichos ecosis-

temas. Dichas áreas, exhiben los valores más críticos del indicador en el segundo período (2004-2019) y las tasas de cambio más importantes en el deterioro de su provisión.

Figura N° 3. Tasa de variación del servicio de CB entre 1989-2004 y 2004-2019 por UA



Fuente: Elaboración propia.

En la UA1, paisaje de lomas extendidas que históricamente han sido explotados y transformado por sus características agroecológicas, el elevado porcentaje de descenso en el indicador (27% más bajo) durante el primer período de análisis coincide con un PA alto. Luego, en el segundo período los valores medios de descenso en el indicador en estas unidades responden a un declive en la intensidad del PA asociado, principalmente, a la dominancia histórica de la actividad agrícola. En estos sistemas ambientales la intensificación de la actividad lleva al límite la capacidad productiva de los ecosistemas.

En el caso de la UA2, paisaje ondulado con pendientes suaves, medias y largas y elevados índices de productividad, el riesgo para la CB aumenta un 18,7% en el primer período y un 19% en el segundo. Posee en el primer período un porcentaje de cambio medio y en el segundo período uno de los valores más elevados. Si bien el PA es descendente, al igual que en UA1, en este caso los sistemas ambientales no están completamente dedicados a la actividad agropecuaria intensiva en el primer período (agriculturización media en la mayoría de su territorio). Por este motivo, el proceso continúa su intensificación durante el segundo período lo cual se traduce en valores constantes de cambio en el indicador.

En la UA3 con paisajes suavemente ondulados pero, a diferencia de UA2, asociados a áreas deprimidas y llanuras aluviales y un PA de intensidad media continua durante el período de estudio, las modificaciones en el descenso del indicador CB también resultan constantes. En este sentido, se comprueba un comportamiento semejante al de la UA2, sistema paisajístico en el cual esta unidad se encuentra inserta.

De esta manera, las modificaciones en la provisión de servicios de CB evidencian las implicancias de un proceso productivo de intensidad continua en las LLP como lo demuestran trabajos antecedentes (Somoza y Vázquez, 2022). Se observa en estas UA: fragmentación de parches serranos en superficies cada vez más pequeñas con la consecuente pérdida de biodiversidad; falta de conectividad entre los parches debido a la dominancia de una agricultura intensiva y altamente tecnificada en superficies que encierran a las serranías y una uniformidad genética del espacio rural que aumenta la vulnerabilidad del ecosistema ante patógenos o plagas.

Provisión del servicio CB en las UA de las Planicies Distales

Se observa en las UA asociadas a paisajes de planicies suaves, UA4, UA5 y UA6 un salto abrupto en el porcentaje de cambio del indicador de un período a otro 12% a 20%, 0,80% a 11,87% y de 2,51% a 19%, respectivamente. Dicha modificación en los valores es coincidente con las transformaciones evidenciadas en el PA. Las mencionadas UA pasan de un proceso productivo caracterizado por una intensidad baja relacionada a sistemas productivos mixtos, rotaciones y ganadería extensiva, en la mayoría de su superficie, a una intensidad alta y muy alta llevada a cabo en sistemas agrícolas desacoplados de la actividad ganadera y dependiente de insumos externos para superar obstáculos relacionados a tierras bajas. Para 1989 la situación con respecto al indicador CB es la más desfavorable para las UA5 y UA4, que presentan los valores más bajos. No obstante, para las fechas 2004 y 2019, el escenario en estas unidades es más favorable que en las LLP.

En síntesis, los resultados obtenidos para las UA de las PD se asocian a un proceso de agriculturización de intensidad ascendente en este período en el cual la actividad ganadera, y por tanto las áreas de pastizales y pasturas, comienzan a perder protagonismo. En consecuencia, también resulta disminuida la capacidad de los suelos para proporcionar numerosos SE que actúan tanto a escala local y regional (polinización, regulación del agua, regulación climática, recreación) e impactarán a largo plazo sobre el suministro de alimentos y fibra para lograr la seguridad alimentaria (Kopittke *et al.*, 2019). Este escenario se produce con ausencia de planificación dando cuenta de la falta de importancia otorgada a estas áreas que poseen una elevada biodiversidad y suministran numerosos SE.

Provisión del servicio CB en las UA de las Serranías

Los paisajes de formaciones serranas se comportan de manera diferencial no sólo con respecto al PA sino también, a la variación en el valor del indicador CB. Vale destacar que ambas UA, 7 y 8, exhiben la situación menos crítica con respecto al indicador CB durante los períodos considerados. Particularmente, la UA7 pasa de una caída en el valor del indicador de 9,49% durante 1989-2004 a 13,29% durante 2004-2019 vinculado a un PA ascendente cuya intensidad varía de alta a muy alta. Por su parte, la UA8 presenta el comportamiento contrario ya que en esta unidad ambiental la actividad agrícola se expandió durante el primer período (PA de intensidad muy alta) para luego disminuir su intensidad para el período 2004-2019 (PA de intensidad baja). En asociación, el porcentaje de cambio en el CB es el más elevado durante el primer período (pasa de 25,80 a 9,44 en el segundo período).

El sistema de Serranías exhibe una mejor situación con respecto al indicador CB en los dos períodos de estudio. Esto reviste gran importancia ya que estas sierras, pertenecientes al sistema de Tandilia, ofrece otros múltiples SE: hábitat para diversos insectos que actúan como controladores biológicos de plagas y polinizadores de pasturas y cultivos agrícolas; abastecimiento de forraje para el ganado, hierbas de valor medicinal; control de la erosión; retención de sustancias contaminantes en sus raíces, entre otros.

Indicador del SE de Conservación de la calidad de suelos y aguas

El Cuadro N° 3 muestra los principales productos fitosanitarios empleados en las áreas de cultivo en 1989, 2004 y 2019, con los parámetros a evaluar. El indicador que refleja la calidad del SE de calidad de suelo y agua, en 1989 arroja un valor de 0,991, en 2004 de 0,963 mientras que, en 2019 desciende a 0,877.

Al analizar este indicador se evidencia que la provisión del servicio disminuye 2,8% en el período 1989-2004 y un 8,93% en el período 2004-2019. Por un lado, esto sucede debido a la cantidad de producto aplicado por unidad de superficie (con un aumento del 5357,70%) y, por otro lado, al aumento del 60,22% de la superficie en la que se emplean durante los treinta años de estudio.

En esta línea, CASAFE (2021) manifiesta que el incremento de la productividad desde 1951 a la actualidad se debió básicamente a un aumento en los rendimientos de los cultivos (70%), seguido por la expansión de la agricultura hacia nuevas tierras (23%), siendo la intensificación de la producción el menor aporte a este incremento de la productividad en solo 7%.

Cuadro N° 3. Indicador CCSA para el partido de Tandil - 1989

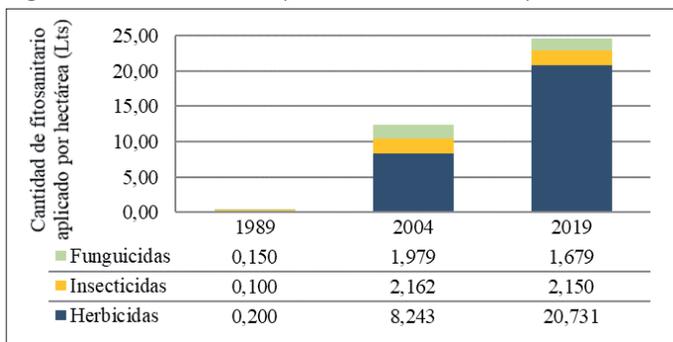
	Plaguicidas	1000/ DL50	KSP	R	Koc	T 1/2	C	S	CCSA
1989	Herbicidas						0,20		
	Insecticidas						0,10		
	Funguicidas						0,15		
	Totales	9,33	2,750	4,00	3,50	3,17	0,45	210648,04	0,991
2004	Herbicidas						13,85		
	Insecticidas						2,16		
	Funguicidas						1,98		
	Totales	1,03	3,11	4,00	4,05	2,95	12,38	272321,80	0,963
2019	Herbicidas						20,73		
	Insecticidas						2,15		
	Funguicidas						1,68		
	Totales	1,45	2,93	4,00	4,17	2,55	24,56	337503,01	0,877

Referencias: DL 50: dosis letal media de los principales plaguicidas utilizados, que determina la toxicidad de los compuestos (mg kg-1); Ksp: la solubilidad en agua de los principales plaguicidas utilizados (g g-1); R: expresa la permeabilidad del suelo en las capas superficiales (4 corresponde al valor establecido para la Pampa Austral); Koc: coeficientes de adsorción de los compuestos por la fase orgánica del suelo (g g-1); T½: vida media de los productos utilizados (días); C: expresa la cantidad de producto aplicada por unidad de superficie (l ha-1); S: es la superficie total en la cual se aplica el producto (ha); y CCSA: Conservación de la calidad de suelos y agua.

Fuente: Elaboración propia.

Al hacer distinción entre los productos fitosanitarios empleados se observa que los herbicidas son los productos aplicados en mayor cantidad en las tres fechas: 44,44% en 1989, 66,56% en 2004 y 84,40% en 2019 del total de productos (Figura N° 4). El segundo lugar corresponde en 1989 a los funguicidas (33,33%) mientras que en 2004 y 2019 corresponde a insecticidas (22,22% y 17,45%, respectivamente).

Figura N° 4. Evolución del empleo de fitosanitarios en el partido de Tandil



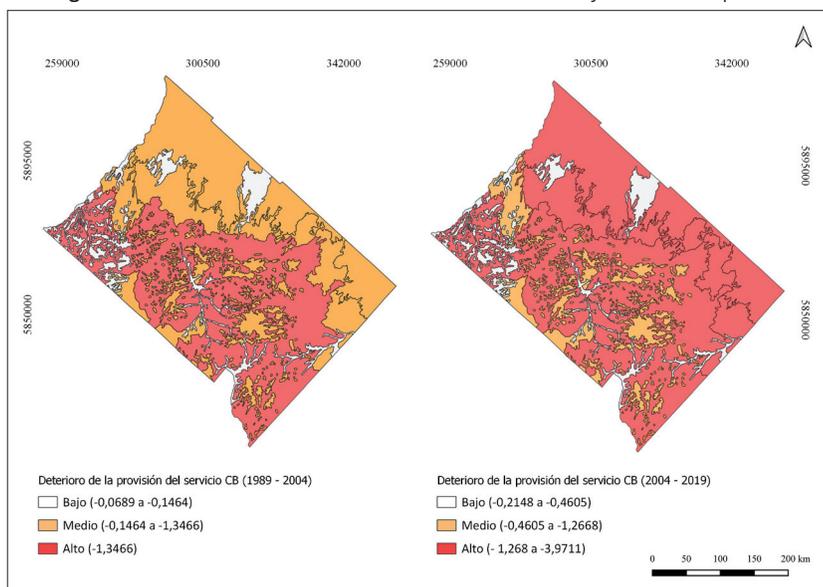
Fuente: Elaboración propia.

Particularmente, el volumen global anual de producción de plaguicidas se multiplicó desde el inicio de los registros en 1960 hasta hoy y que creció de 2,3 millones a alrededor de 4 millones de toneladas de principio activo entre 1990 y 2017 (FAO, 2020). En el mercado argentino la cantidad de herbicidas utilizados en volumen aumentó dos veces y media, mientras que el de insecticidas se duplicó y el de fungicidas aumentó una vez y media en ese lapso durante los últimos 15 años (CASAFE, 2021). El presente trabajo evidenció que la situación se reproduce también en el partido de Tandil ya que son los herbicidas los productos aplicados en mayor cantidad en 1989 (44,44%), 2004 (66,56%) y en 2019 (84,40%).

Conservación de la Calidad de Suelos y Agua por Unidades Ambientales

Al hacer referencia específica a los valores que toma el indicador en los paisajes heterogéneos del partido y coincidiendo con lo evaluado a escala de partido se observa un descenso en la provisión del servicio en las distintas UA a lo largo del período de estudio.

Figura N° 5. Tasa de variación del CCSA entre 1989-2004 y 2004-2019 por UA



Fuente: Elaboración propia.

En 1989 las ocho UA presentan valores similares superiores al 0,99. No obstante, tanto en 2004 como en 2019 los valores del indicador descienden diferencialmente. La Figura N° 5 exhibe de manera esquemática y

geográfica cómo es la variación de la provisión del servicio de CCSA en las UA a través de período de análisis empleando tres categorías (Alta, Media y Baja). Considerando la tasa de variación del indicador CCSA se determinó cómo ha sido en los períodos parciales de estudio el deterioro en la provisión del servicio (Figura N° 5). En ambos períodos de estudio la UA que exhibe la situación más comprometida con respecto al indicador CCSA es la UA2. Dicha unidad, presenta el mayor deterioro en la provisión del servicio de calidad de suelo y agua puesto que el indicador posee una merma de -1,347% en el primer período y de -3,971% en el segundo período.

Luego, como se observa espacialmente en el Figura N° 5, es la UA6 la que presenta el descenso más importante en los valores del indicador tanto en el período 1989-2004, como 2004-2019 (0,443 y 1,712, respectivamente). Se incorpora a la clase de unidades con alto deterioro en la provisión del servicio la UA4 (sumada a las mencionadas UA2 y 6) que presenta un descenso en el valor del indicador de 0,396 para el primer período y de 1,267 para el segundo período. Las UA8, correspondiente a las Serranías, y la UA5, asociada a la Planicie Distal muestran la situación menos comprometida de provisión del servicio en ambos períodos. En conjunto, los resultados expresan que, si bien para el año 1989 la provisión del SE era “Alta” en gran parte del partido, tanto en 2004 como en 2019 la provisión pasa a ser “Baja” (UA4, UA6 y UA1) y “Media” (UA3, UA7, UA2) en la mayoría del territorio.

Históricamente la demanda global de productos agrícolas ha crecido, y continuará creciendo, debido al incremento poblacional que trajo aparejado un aumento de superficie agrícola; luego una imperiosa necesidad de incrementar rendimientos y finalmente un aumento en la cantidad de productos aplicados (Andrade, 2020). Puede listarse también como fundamento (y no de menor importancia) del marcado incremento en el uso de fitosanitarios al desacople de actividades agrícolas y ganaderas producto de la especialización productiva y la mayor rentabilidad (meramente económica) de la agricultura. Tanto a escala regional como en el área de estudio, antes de la década de los ´90, los sistemas de producción extensivos se caracterizaban por un predominio del uso ganadero sobre el agrícola puro. Gran parte del sistema ganadero era llevado a cabo sobre pastizales naturales que, a través de su gran biodiversidad y sus funciones ecosistémicas constituía un freno a un mayor uso de pesticidas. No obstante, dicho desacople de actividades dio lugar al predominio de la agricultura, actividad que utiliza mucho más pesticidas que la ganadería y que es, por lo tanto, potencialmente más peligrosa (Sarandón, 2020).

El aumento de las cantidades de fitosanitarios aplicados, si bien mantiene los rendimientos productivos sosteniendo la rentabilidad económica, ocasiona externalidades ambientales que no son consideradas en los cálculos monetarios como la merma en la provisión de SE. Debido a su

amplia presencia y distribución en matrices ambientales, constituyen un riesgo para la salud humana y ambiental en general (Tittonell, 2019). Si bien estos efectos se deben principalmente al aumento en las dosis aplicadas también son responsables las deficiencias en la aplicación, la poca conciencia sobre el impacto ambiental y los escasos controles de las autoridades locales. La situación no es sólo característica del partido de Tandil sino que se reproduce tanto a escala regional como a escala local en partidos limítrofes con similares condiciones agroproductivas como Necochea (Vázquez *et al.*, 2019), Tres Arroyos (Vázquez *et al.*, 2019), Benito Juárez (Sequeira *et al.*, 2021), entre otros.

Es necesaria una transición técnico-productiva (a través de las etapas de optimización, sustitución de insumos y rediseño) (Tittonell, 2019). No obstante, es necesario también incentivar una transición que genere cambios graduales en el socio-ecosistema: la autorregulación ecológica, diversidad y redundancia funcional, diversidad de respuestas, heterogeneidad espacial y temporal, autoorganización social, construcción de capital natural, aprendizaje reflexivo y comparativo, autonomía e interdependencia local y conocimientos tradicionales. Es preciso diversificar la visión dicotómica de un modelo u otro: de una agricultura convencional o tradicional, con un uso intensivo de insumos, o un modelo agroecológico u orgánico. Resultaría enriquecedor comenzar a pensar en un conjunto de sistemas heterogéneos pertenecientes a ambos grupos e incluso en transición que convivan y velen progresivamente por un reemplazo de insumos químicos y factores tecnológicos externos en primera instancia por otras opciones más sustentables y luego por la sustitución por procesos ecológicos. Es evidente la ausencia de planificación y de la existencia de un organismo capaz de nuclear e integrar las necesidades de productores de diferentes escalas y modalidades de producción y articulen la fragmentación propia del sector agrícola en la región. Este punto deja en claro que para el logro de una transición productiva hacia formas más sustentables de producción también es necesaria una transición en el diálogo entre actores y la integración de sus demandas e intereses. De hecho, una intensificación ecológica solo es posible mediante la puesta en práctica de un conjunto de principios técnicos e institucionales para lograr aumentar y sostener la producción agrícola y los servicios ecosistémicos, a través de un uso intensivo de las funcionalidades naturales de los agroecosistemas y de los conocimientos y habilidades de las comunidades agrícolas.

Conclusiones

Si bien es el planteo de SE resulta una visión antropocéntrica, la noción de bien y servicio ecosistémico es un paso concreto que, al menos, permitió entender mejor (y hacer entender) de qué manera los activos

naturales afectan la calidad de la vida. La provisión de los SE analizados resultan vitales para motorizar al resto de las funciones y SE tanto de regulación como culturales y de abastecimiento. No obstante, los indicadores demuestran un deterioro en la provisión de dichos servicios de un 29% (CB) y un 11,48% (CCSA) en el período de estudio. En todos los paisajes del área de estudio se evidencia que el estado de provisión de los servicios está en concordancia con el avance del proceso de agriculturización.

A escala de UA las áreas más afectadas respecto de los SE de regulación son las UA 1, 2 y 3, de las Llanuras Periserranas. Dichos sectores presentan las transformaciones en los usos del suelo más radicales. Sus aptitudes ecológicas y agrarias favorecen el avance de la actividad agrícola y por consiguiente dichos paisajes han sido adaptados a la provisión de servicios de abastecimiento de importancia comercial. Por otro lado, las UA de las Planicies Distales (UA 4, 5 y 6) pueden ser gestionadas como paisajes de oportunidad a partir de la integración de la producción ganadera y agrícola en sistemas mixtos. De esta manera, en ellas, es posible un potencial balance entre la provisión de servicios de abastecimiento, como así también de regulación y culturales (brindados principalmente por la actividad ganadera en pastizales y pasturas). Por su parte, los paisajes serranos, UA 7 y 8, se presentan como unidades estratégicas para la conservación dadas las peculiaridades ecológicas y su vulnerabilidad.

El sector agrícola gestionado de forma adecuada ofrece soluciones claves para el desarrollo y resulta vital para promover la agricultura sostenible. En el caso del SE de CB resulta fundamental la determinación de áreas prioritarias de conservación considerando aquellas áreas serranas y de las Planicies Distales que aún mantienen relictos de pastizales naturales asociados a la biodiversidad nativa. Por otro lado, con respecto al SE de CCSA se observa que las aplicaciones de productos fitosanitarios han ido aumentando progresivamente en el tiempo (tanto en lt/ha como en la cantidad de aplicaciones) por lo que es indispensable la incorporación de buenas prácticas agrícolas que velen por el uso eficientemente de los productos, por la disminución de la intensidad de selección que genera resistencia de malezas y por la diversificación de las técnicas de control más allá de un control exclusivamente químico. Las acciones propuestas no pretenden un cambio radical y utópico sino un cambio gradual y verdaderamente factible considerando las características ecológicas, productivas y sociales de los agroecosistemas del área de estudio. En suma, se estaría fomentando la semilla de un proceso de transición hacia una producción de alimentos sostenible si bien los cambios propiciados por esta iniciativa no son radicales ni suficientes.

Referencias bibliográficas

- Andrade, F. H. (2020). *Los desafíos de la agricultura global*. Primera Edición Ampliada. Ciudad Autónoma de Buenos Aires: Ediciones INTA.
- Baldini, C. (2020). La diversidad del paisaje y su importancia en los agroecosistemas; Universidad Nacional de La Plata. Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales. En Sarandón, S.J., (Coompilador). *Biodiversidad, agroecología y agricultura sustentable*. Libros de Cátedra. DOI: <https://doi.org/10.35537/10915/109141>.
- CASAFE. (2021). Base de datos. Informe anual del mercado de productos fitosanitarios.
- Cousins, S.A.O., Auffret, A.G., Lindgren, J. y Tränk, L. (2015). Regional-scale land-cover change during the 20th century and its consequences for biodiversity, *Ambio*, 44, 17–27.
- Dirección de Estimaciones Agrícolas de la Secretaría de Agricultura, Ganadería y Pesca. Disponible en: <http://datosestimaciones.magyp.gob.ar>.
- EPA (United States Environmental Protection Agency). Recuperado de: https://iaspub.epa.gov/apex/pesticides/f?p=CHEMICALSEARCH:3:::::21,3,31,7,12,25:P3_XCHEMICAL_ID:2002
- FAO. (2020). Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome. FAO Statistical Database. Recuperado de: <http://www.fao.org/>.
- Kopittke, P. M., Menzies, N. W., Wang, P., McKenna, B. A., y Lombi, E. (2019). Soil and the intensification of agriculture for global food security, *Environment international*, 132.
- Mastrangelo, M. E. y Lateralra, P. (2015). From biophysical to social-ecological trade-offs: integrating biodiversity conservation and agricultural production in the Argentine Dry Chaco. *Ecology and Society*, 20 (1). <http://dx.doi.org/10.5751/ES-07186-200120>
- NPIC (National Pesticide Information Center). Disponible en; <http://npic.orst.edu/in-gred/ppdmove.htm>
- Paruelo, J. M., Texeira, M., Staiano, L., Mastrángelo, M., Amdan, L., y Gallego, F. (2016). An integrative index of Ecosystem Services provision based on remotely sensed data. *Ecological Indicators*, 71, 145-154.
- Sánchez, R. y Zulaica, L. (2002). Ordenamiento morfoedáfico de los sistemas ecológico-paisajísticos del Partido de Tandil (Provincia de Buenos Aires). Contribuciones Científicas, Sociedad Argentina de Estudios Geográficos, 63, 387-402. Sarandón, S. J. (2020). *Biodiversidad, agroecología y agricultura sustentable*. Libros de Cátedra. DOI: <https://doi.org/10.35537/10915/109141>
- Sequeira, N.D., Vázquez, P.S., Sacido, M.B., y Daga, D.Y. (2021). Zonificación agroecológica del partido de Benito Juárez (Argentina): agriculturización y consecuencias ambientales en una porción de la Región Pampeana Argentina, *Investigaciones Geográficas*, (76): 285-307. DOI: 10.14198/INGEO.18076
- Somoza A., Vázquez P.S., Sacido M.B. y Zulaica, M.L. (2021). Zonificación agroecológica del partido de Tandil (Argentina): aportes para gestión de servicios ecosistémicos, *Cadernos de Geografía*, 43, 107-126. DOI: https://doi.org/10.14195/0871-1623_43_8
- Somoza, A. y Vázquez, P. S. (2022). Adopción del agronegocio y estrategias para el ordenamiento ambiental territorial. Unidades de Agriculturización y Unidades Ambientales en el partido de Tandil, Región Pampeana Argentina. *Revista de Investigaciones de la Facultad de Ciencias Agrarias – UNR*. Núm. 39 (22): 2022. DOI: <https://doi.org/10.35305/agro39.e018>
- Tittonell, P. (2019). Las transiciones agroecológicas: múltiples escalas, niveles y desafíos. *Revista de la Facultad de Ciencias Agrarias*. Universidad Nacional de Cuyo, 51(1), 231-246.
- Vázquez, P. y Zulaica, M. (2012). Transformaciones agroproductivas e indicadores de sustentabilidad en el partido de Tandil (provincia de Buenos Aires), períodos 1988-2002 y 2002-2010. *Campo-Territorio, Revista de Geografía Agraria* 75; 39.

Vázquez, P. S., Zulaica, M. L., Sequeira, N. D., y Daga, D. Y. (2019). Expansión agrícola y potenciales implicancias sobre los servicios ecosistémicos en los paisajes del partido de Necochea, Buenos Aires, Argentina, *Acta Geográfica*, 13(31): 171-196. DOI: <http://dx.doi.org/10.5654/acta.v13i31.5323>

Vázquez P.; Zulaica, L. y Somoza, A. (2019). Agriculturización, impactos ambientales y zonificación ecológica en el partido de Tres Arroyos (Provincia de Buenos Aires, Argentina). Período 2002-2017. *Geografía e Ordenamiento do Território*, 18, 209 - 232.

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

Notas

- 1 Dra. En Ciencias Agrarias. Magister en Teledetección y SIG. Lic. en Diagnóstico y Gestión Ambiental. Investigadora Independiente CONICET. Docente de Grado y Posgrado. CESAL. UNCPBA. ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-4209-4901>.
- 2 Lic. en Diagnóstico y Gestión Ambiental. Becaria Doctoral CONICET. CESAL. UNCPBA. ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-6283-1438>. Tesista en Doctorado de Ciencias Agrarias. Trabajo realizando Maestría en Biodiversidad terrestre: caracterización, conservación y gestión.