

Evaluación de la sustentabilidad ambiental de los sistemas productivos
de la Región Núcleo Sur de Argentina.

*Trabajo final presentado para optar al título de
Especialista en Teledetección y Sistemas de Información Geográfica aplicados al
estudio de los recursos naturales y la producción agropecuaria*

Federico Pagnanini

Lic. en Cs. Ambientales - Universidad de Buenos Aires

Lugar de trabajo: Cátedra de Fertilidad y Fertilizantes - Facultad de Agronomía, Universidad de
Buenos Aires.



Escuela para Graduados Ing. Agr. Alberto Soriano
Facultad de Agronomía - Universidad de Buenos Aires

TUTOR

Pablo Baldassini

Licenciado en Ciencias Ambientales (Universidad de Buenos Aires)
Doctor en Ciencias Agropecuarias (Universidad de Buenos Aires)

JURADO DE TRABAJO FINAL

Jurado

Dr. Ing. Agr. Diego O. Ferraro

Jurado

Dr. Ing. Agr. Oswaldo Ernst

Fecha de defensa del Trabajo Final: 13 de diciembre de 2022

Agradecimientos

A mis viejos y mi hermano por apoyarme en cada giro de timón.

A Pablo por su dedicación, compromiso y amistad.

A Martín por el espíritu de equipo.

A Julieta por su apoyo durante todos los cursos.

A la Bolsa de Cereales de Buenos Aires por los puntos de verdad terrestre.

A la Facultad de Agronomía por tantos amigos y ayudarme a comprender el mundo.

Declaración

"Declaro que el material incluido en esta tesis es, a mi mejor saber y entender, original, producto de mi propio trabajo (salvo en la medida en que se identifique explícitamente las contribuciones de otros), y que este material no ha sido presentado, en forma parcial o total, como una tesis en esta u otra institución"

Índice General

Resumen.....	6
1. Introducción	7
2. Materiales y Métodos.....	12
2.1. Área de estudio.....	12
2.2. Clasificación e identificación de cultivos agrícolas	13
2.2.1 Información de verdad terrestre	13
2.2.2 Procesamiento de imágenes satelitales	14
2.2.3 Proceso de clasificación	15
2.2.4 Evaluación de las clasificaciones	18
2.3 Análisis de uso de suelo por campaña y rotaciones entre campañas.....	19
2.4 Análisis de sustentabilidad	19
3 Resultados	22
3.1. Clasificación de cultivos por subcampaña y por campaña.	22
3.2. Caracterización trianual de rotaciones.....	27
3.3. Evaluación de sustentabilidad.	30
4 Discusión.....	32
5 Conclusiones	38
6 Anexo	39
7 Bibliografía	42

Índice de Figuras

Figura 1. Área de estudio.....	12
Figura 2. Ubicación geográfica de los puntos de verdad terrestre	14
Figura 3. Diagrama de flujo del proceso de clasificación de subcampañas.....	17
Figura 4. Mapa resultante de la clasificación para la campaña anual 2017/18.	25
Figura 5. Mapa resultante de la clasificación para la campaña anual 2018/19.	25
Figura 6. Mapa resultante de la clasificación para la campaña anual 2019/20.	26
Figura 7. Superficie estimada a nivel de partido para trigo, soja, maíz y los tres en conjunto en función de la superficie estimada para esos mismos cultivos por el área de Estimaciones Agrícolas del MAGyP	27
Figura 8. Rotaciones trianuales (círculo interior) resultantes de la combinación de las tres campañas anuales (círculo exterior)	28
Figura 9. Superficie ocupada por cada rotación en la clasificación trianual que combina las campañas 2017/18, 2018/19 y 2019/20.	29
Figura 10. Mapa resultante de la clasificación de rotaciones trianuales 2017/18, 2018/19 y 2019/20	30
Figura 11. Balance de nitrógeno y fósforo para las rotaciones Trigo/Soja/Maíz, Pastura, Trigo/Soja, Maíz/Soja, Soja y Maíz.....	31
Figura 12. Índice de contaminación por plaguicidas para las rotaciones Trigo/Soja/Maíz, Pastura, Trigo/Soja, Maíz/Soja, Soja y Maíz.....	31

Resumen

La Región Pampeana es una de las zonas de mayor producción de granos del mundo y su historia agrícola reciente evidencia impactos ambientales que amenazan su sustentabilidad en el largo plazo. Entre esos impactos se destacan la pérdida de nutrientes, la contaminación por uso de fertilizantes y el creciente uso de plaguicidas. En este contexto, la caracterización del uso del suelo a través de sensores remotos y las evaluaciones de sustentabilidad ambiental se presentan como herramientas indispensables para evaluar esos impactos y dar un marco a la toma de decisiones en el territorio. El objetivo general de este trabajo fue evaluar la sustentabilidad ambiental de las principales rotaciones agrícolas identificadas entre los años 2017 y 2020 en la porción sur de la región núcleo pampeana. Se combinaron imágenes satelitales provistas por el satélite Landsat 8 con información de verdad terrestre y se realizaron clasificaciones supervisadas utilizando el algoritmo Random Forest a través de la plataforma Google Earth Engine. Para la evaluación ambiental de las rotaciones se combinaron las clasificaciones con algunos índices de sustentabilidad del sistema de evaluación ambiental conocido como AgroEcoIndex®. Estos índices fueron el balance de N y P, y el riesgo de contaminación por N, P y plaguicidas. Los valores de precisión global (91% a 96%), del usuario (82% a 88%) y del productor (84% a 98%) de las clasificaciones fueron mayores a los de otras clasificaciones realizadas previamente en la región. El análisis de sustentabilidad ambiental mostró balances de fósforo y nitrógeno negativos para todas las rotaciones (trigo/soja, soja, trigo/soja/maíz, maíz/soja y maíz), a excepción de las pasturas. El riesgo de contaminación por plaguicidas fue máximo para la rotación trigo/soja y mínimo para las pasturas. A nivel regional, el balance de fósforo y nitrógeno fue de -4.13 y -1.2 $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$, respectivamente. La evaluación de la Región Núcleo Sur realizada en este trabajo evidencia riesgos y desafíos de cara al futuro. El uso austero de nutrientes (principalmente de P), el elevado uso de plaguicidas y la escasa diversidad temporal y espacial de cultivos parecen ser debilidades que amenazan su sustentabilidad en el mediano y largo plazo.

Palabras clave: Landsat, clasificación supervisada, Google Earth Engine, AgroEcoIndex, sustentabilidad, rotaciones agrícolas, región núcleo, región pampeana

1. Introducción

La zona núcleo se encuentra ubicada en la subregión Pampa Ondulada, dentro la región de los pastizales del Río de la Plata (Soriano *et al.* 1991). La Pampa Ondulada cuenta con la historia agrícola más larga de Argentina, y es una de las zonas de producción de granos más importantes del mundo (Paruelo *et al.* 2006, Álvarez *et al.* 2001, Viglizzo *et al.* 2001, Hall *et al.* 1992). A finales del siglo XVI, con la llegada de los europeos y la introducción de los herbívoros domésticos, el pastoreo se convirtió en el principal regulador de la estructura y funcionamiento de los pastizales naturales (Soriano *et al.* 1991). Durante los primeros siglos de la colonización los cultivos ocupaban una pequeña superficie en las proximidades de los centros poblados (Sbarra, 1964). A finales del siglo XIX, la inmigración masiva y la red ferroviaria promovieron cambios en los patrones de uso del suelo aumentando la superficie agrícola (Hall *et al.* 1992). Este proceso de agriculturización se mantuvo a lo largo del siglo pasado y para 1950 aproximadamente la mitad del área estaba ocupada por cultivos anuales y la otra mitad dedicada a la ganadería basada en pastizales naturales y pasturas cultivadas (Viglizzo *et al.* 2001). A principios de la década de los 90, la generalización de la siembra directa, el doble cultivo y el abaratamiento de los insumos promovieron una mayor expansión e intensificación de la producción agrícola, lo que se tradujo en un aumento de los rendimientos de los cultivos y una reducción del área dedicada a la ganadería (Satorre *et al.* 2012, Paruelo *et al.* 2005, Viglizzo *et al.* 2001).

La expansión e intensificación de la agricultura en la región pampeana generó impactos ambientales a diferentes escalas, entre los que destacan el balance negativo de nutrientes y la contaminación por el uso de fertilizantes (Jobbágy *et al.* 2021). La mayoría de las regiones productoras de granos en el mundo tienen problemas asociados al uso excesivo de fertilizantes (Jobbágy *et al.* 2021). En Argentina, sin embargo, se evidencia una situación completamente opuesta (Jobbágy *et al.* 2021, Alvarez *et al.* 2012). La región Pampeana ha mantenido una baja fertilización en toda su historia agrícola beneficiándose de la fertilidad natural de sus suelos y, por este motivo, en las últimas décadas ha evidenciado un balance de nutrientes negativo (Alvarez *et al.* 2012). La predominancia del cultivo de soja logra compensar gran parte la demanda nitrógeno por fijación biológica, sin embargo, la extracción de nitrógeno por trigo y maíz solo es cubierta parcialmente por el uso de fertilizantes (Jobbágy *et al.* 2021). Para el caso del fósforo la situación es más grave, y algunos autores advierten que en la región pampeana se está produciendo el mayor vaciamiento de fósforo de la historia reciente del planeta (Jobbágy *et al.* 2021, Cruzate *et al.* 2012). Paralelamente, y producto del desacople temporal entre la liberación de nutrientes del suelo y su demanda por los

cultivos, también se evidencian problemas de contaminación por exceso de nutrientes, como la eutrofización de aguas superficiales (Romanelli *et al.* 2020). A esto se suma la creciente preocupación en torno al uso creciente de plaguicidas (principalmente glifosato), lo cual representa uno de los puntos de conflictividad y debate social más importante de la agricultura pampeana en los últimos años (Jobbágy *et al.* 2021).

Durante las últimas décadas, el uso de sensores remotos a bordo de plataformas satelitales permitió caracterizar el uso y cobertura del suelo a distintas escalas espaciales y temporales para amplias regiones del planeta. Los satélites proveen grandes volúmenes de datos a distintas resoluciones temporales, espaciales, radiométricas y espectrales (Paruelo, 2008). Por ejemplo, el producto Landcover de la Agencia Espacial Europea (generado a partir de imágenes provistas por los satélites Sentinel) provee mapas anuales de uso y cobertura del suelo a nivel global con una resolución de 100m (Buchhorn *et al.* 2020). El producto LandCover MCD12Q1, por su parte, es generado a partir de imágenes de los sensores MODIS, presenta una resolución espacial de 500 m y una extensión temporal desde 2001 hasta al presente (García-Álvarez *et al.* 2022). Estos productos presentan una amplia cobertura espacial y temporal, sin embargo, no son capaces de discriminar entre diferentes tipos de cultivos y sistemas de producción, por lo que no pueden ser utilizados para evaluar los impactos de las decisiones de manejo a escala de uso agrícola.

En la región pampeana se han realizado distintas clasificaciones con el objetivo de caracterizar los sistemas de producción agrícola, y todas muestran limitaciones en cuanto a las resoluciones espaciales, temporales y conceptuales adoptadas (Baldi *et al.* 2008, Guerschman *et al.* 2003). Por ejemplo, el Mapa Nacional de Cultivos de Argentina (de Abelleira *et al.* 2021, 2020, 2019) caracteriza la distribución espacial de los principales cultivos agrícolas a nivel nacional con una resolución espacial de 30 m, y aunque presenta una buena resolución conceptual, su extensión temporal es aún limitada. Más recientemente, el proyecto internacional MapBiomass puso a disposición una serie de mapas de usos y cobertura del suelo para diversas porciones de Sudamérica incluyendo el área agrícola argentina (<https://pampa.mapbiomas.org>), y si bien cubre una amplia serie de años, presenta limitaciones en cuanto a su resolución conceptual. A pesar del esfuerzo realizado en los diferentes trabajos mencionados, aún no se cuenta con una clasificación a nivel regional con una resolución temporal, espacial y conceptual acorde para realizar una evaluación ambiental adecuada de las actividades agrícolas.

El proceso de clasificación de uso y cobertura del suelo requiere del uso de datos de terreno, comúnmente denominada “verdad terrestre” (VT). Estos datos pueden obtenerse de diversas maneras, a partir de fotointerpretación de imágenes satelitales, de fotografías aéreas, de inventarios

de vegetación, o mediante relevamientos a campo (Olofsson *et al.* 2014). El relevamiento de datos a campo involucra mayores esfuerzos y recursos, pero también brinda una mayor confiabilidad, por lo que suele ser la alternativa más utilizada en los procesos de clasificación de coberturas agrícolas (de Abelleira *et al.* 2020). Por ejemplo, la Bolsa de Cereales de Buenos Aires realiza clasificaciones de cultivos y estimaciones agrícolas que tienen como insumo fundamental los puntos de verdad terrestre provenientes de recorridos anuales de relevamiento de cultivos realizados por dicha institución. En otro ejemplo, el área de Estimaciones Agrícolas del Ministerio de Agricultura y Pesca de Argentina (MAGyP) realiza a nivel país estimaciones de la superficie sembrada con cultivos extensivos utilizando un método denominado “Método de Segmentos Aleatorios”. Este método también se basa en recorridos anuales de relevamiento de puntos de verdad terrestre que luego nutren el proceso de inferencia estadística y las estimaciones agrícolas asociadas.

La caracterización espacial de los usos productivos del suelo, junto con la descripción de las prácticas de manejo asociadas, son un insumo básico para la determinación de la sustentabilidad del territorio. El concepto de sustentabilidad es complejo y multidimensional e incluye tanto aspectos productivos, económicos como así también ambientales, sociales y culturales (Sarandón *et al.* 2006). A lo largo de tiempo, se han elaborado diferentes marcos conceptuales en torno a la definición de sustentabilidad y a la manera de evaluarla. Así, por ejemplo, el Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura (IICA) presentó en 1993 un método de medición de la sustentabilidad a nivel de establecimiento elaborado por De Camino y Muller (1993), basado en un sistema de indicadores multidimensionales derivados de una extensa revisión bibliográfica. Este sistema de indicadores carecía de aspectos conceptuales que los contextualizaran, resultando en resultados muy abstractos y poco útiles para la toma de decisiones (Tonolli *et al.* 2018). La FAO, por su parte, estableció en 1993 el denominado Marco de la Evaluación del Manejo Sustentable de las Tierras (FESLM) diseñado por Smyth y Dumanski *et al.* (1993), enfocado en el manejo agrícola integral asociado a la protección del ambiente y a la conservación del suelo integrando aspectos sociales y económicos con aspectos ambientales. Por su parte, Astier *et al.* (2002) propuso la Metodología para la evaluación de la sustentabilidad mediante el uso de Indicadores (MESMIS) basado en la metodología FELSM, la cual está enfocada específicamente en la evaluación de proyectos agropecuarios y forestales mediante un procedimiento que involucra estructuras multicriterio adaptables a diferentes niveles de información local. Estas metodologías mencionadas tienen como uno de sus pilares la obtención de información a través de encuestas al productor, lo cual es un impedimento a la hora de intentar aplicarlas a nivel regional.

A fin de facilitar el cálculo y la interpretación de estos índices, algunos de ellos cuentan con

un software propio que automatiza parte del cálculo a partir de determinados valores de entrada, tal es el caso del sistema AgroEcoIndex (AEI) desarrollado por Viglizzo et al. (2006). Este software permite evaluar el impacto de las diferentes actividades agrícolas a través del cálculo de 18 indicadores ambientales. Una ventaja de este sistema de evaluación, diseñado, validado y calibrado para operar sobre establecimientos rurales tradicionales en la región pampeana de Argentina, es que puede ser utilizado tanto a diferentes escalas espaciales y temporales (Frank, 2007), por lo que ha sido aplicado a nivel regional (Herrera et al. 2014), departamental (Vásquez *et al.* 2017) y también a nivel de establecimiento (Larsen et al. 2020). En todos los casos, un aumento de la superficie agrícola y/o una mayor intensificación del uso de la tierra (i.e. dobles cultivos) estuvieron asociados con un empeoramiento de los distintos indicadores ambientales.

El objetivo general de este trabajo fue evaluar la sustentabilidad ambiental de las principales rotaciones agrícolas en la porción sur de la región núcleo pampeana. Para ello se caracterizaron y cuantificaron las rotaciones más representativas identificadas durante las tres campañas agrícolas del periodo 2017-2020, integrando datos de campo con información derivada de imágenes satelitales y productos auxiliares. Adicionalmente, utilizando la herramienta AgroEcoIndex, se calcularon cinco índices claves para el análisis de la sustentabilidad ambiental relacionados con el balance de nutrientes y el riesgo de contaminación por aplicación de fertilizantes y plaguicidas. Finalmente, a fin de evaluar la sustentabilidad ambiental a nivel regional, se combinó el resultado de la cuantificación de las principales rotaciones con los cinco índices obtenidos de AgroEcoIndex.

2. Materiales y Métodos

2.1. Área de estudio

El área de estudio comprendió la zona VII (Región Núcleo Sur) de la zonificación del Panorama Agrícola Semanal (PAS) definida por la Bolsa de Cereales de Buenos Aires (2019). La zonificación PAS está basada en el agrupamiento de departamentos o partidos predominantemente agrícolas en 15 zonas en función de la distribución y abundancia de los diferentes cultivos. La zona VII agrupa 25 partidos del noroeste de la provincia de Buenos Aires y 2¹ del sur de la provincia de Santa Fe (Figura 1). Se encuentra ubicada entre los 33° 10' y 35° 24' de latitud sur y los 62°53' y 58°51' de longitud oeste, posee una altitud media de 67 msnm y ocupa una superficie de 44.750 km². Los suelos son principalmente Argiúoles Típicos, profundos y ricos en materia orgánica (Hall *et al.* 1992). La precipitación media anual es de 978 mm y la temperatura media anual es de 16,5 C° (datos INTA Pergamino, media 1967-2004).

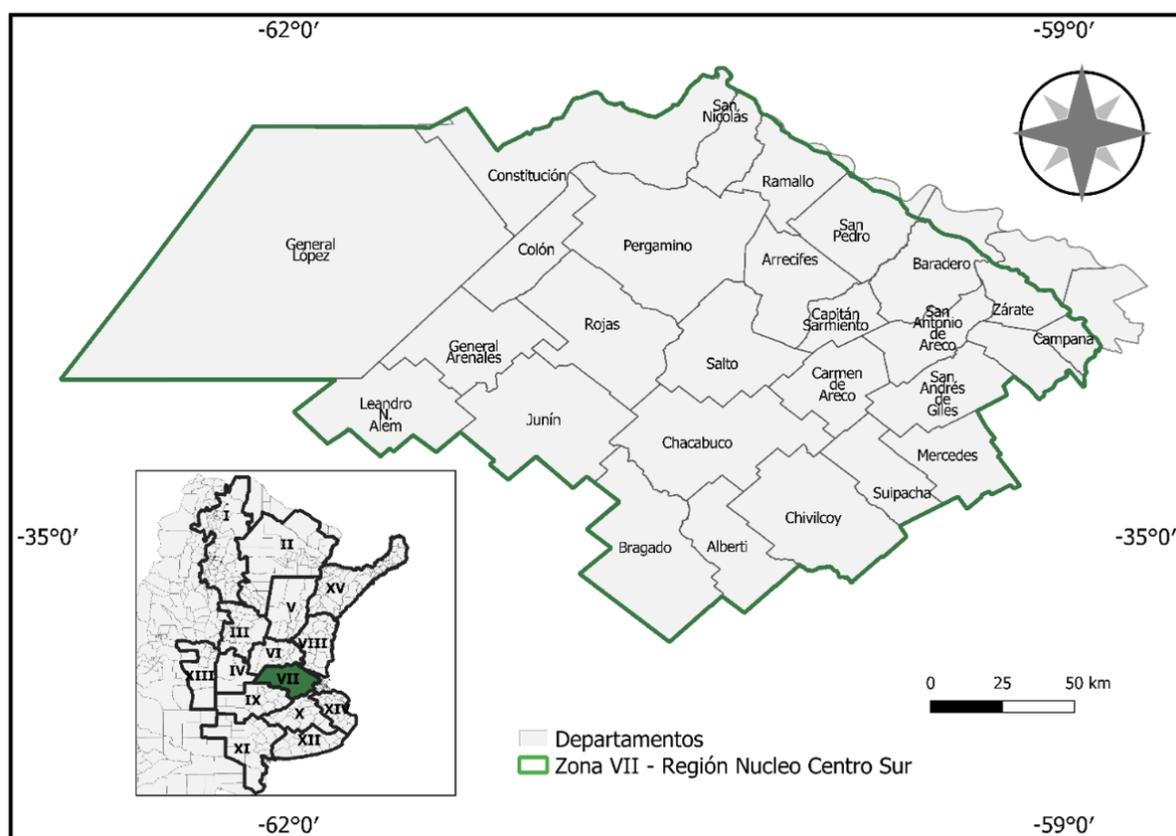


Figura 1: Área de estudio correspondiente a la zona VII (Región Núcleo Sur) de la zonificación del Panorama Agrícola Semanal (PAS) definida por la Bolsa de Cereales de Buenos Aires (2019).

¹ Alberti, Arrecifes, Baradero, Bragado, Campana, Capitán Sarmiento, Carmen de Areco, Chacabuco, Chivilcoy, Colón, Constitución, Exaltación de la Cruz, General Arenales, General López, Junín, Leandro N. Alem, Mercedes, Pergamino, Ramallo, Rojas, Salto, San Andrés de Giles, San Antonio de Areco, San Nicolás, San Pedro, Suipacha, Zárate.

Los principales cultivos de la zona VII son la soja, el maíz y el trigo (MAGyP, 2015). Durante el verano domina la soja y en segundo lugar el maíz (INTA, 2021). Durante el invierno domina el trigo, seguido por otros cereales de invierno, como centeno y avena (INTA, 2021, de Abelleira *et al.* 2020). Otros cultivos como girasol, sorgo o arveja están presentes, pero sin alcanzar superficies significativas. Las rotaciones agrícolas más comunes son trigo/soja-maíz, trigo/soja-soja y, en menor medida, trigo/soja en forma continua y monocultivo de soja (de Abelleira *et al.* 2020, Waldner *et al.* 2016). La producción de carne bovina abarca las actividades de cría, recría e internada, que deben competir por el uso del suelo con la agricultura.

2.2. Clasificación e identificación de cultivos agrícolas

2.2.1 Información de verdad terrestre

La información de verdad terrestre fue provista por la Bolsa de Cereales de Buenos Aires. Esta información incluyó datos de las campañas 2017/18, 2018/19 y 2019/20 provenientes de recorridos anuales de relevamiento de cultivos en la zona VII, los cuales nutren de información a las estimaciones agrícolas del Panorama Agrícola Semanal (PAS) (Figura 2). La metodología de relevamiento de la Bolsa de Cereales consiste en la toma de datos puntuales a ambos lados del camino de recorrida, para lo cual primero definen la región a recorrer y distribuyen de forma aleatoria entre 8 a 10 puntos dependiendo de la extensión del territorio. Cada uno de estos puntos representa el centroide de un bloque de 40 km de lado y dentro de cada uno de estos bloques se distribuyen de forma aleatoria otros 10 puntos. Este segundo grupo de puntos se trasladan mediante transectas a la ruta o camino rural más próximo, y a partir de esta nueva coordenada, se realiza el relevamiento de todos los cultivos que se encuentran dos kilómetros antes y después a lo largo del camino. El relevamiento se realiza dos veces al año para identificar cultivos de cada subcampaña agrícola (cosecha fina y gruesa). Los datos provistos incluyeron 1689 puntos para la campaña 2017/18 (533 para la cosecha fina y 1156 para la gruesa), 2442 puntos para la campaña 2018/19 (1297 para la cosecha fina y 1145 para gruesa) y 2342 puntos para la campaña 2019/20 (1091 para la cosecha fina y 1251 para la gruesa).

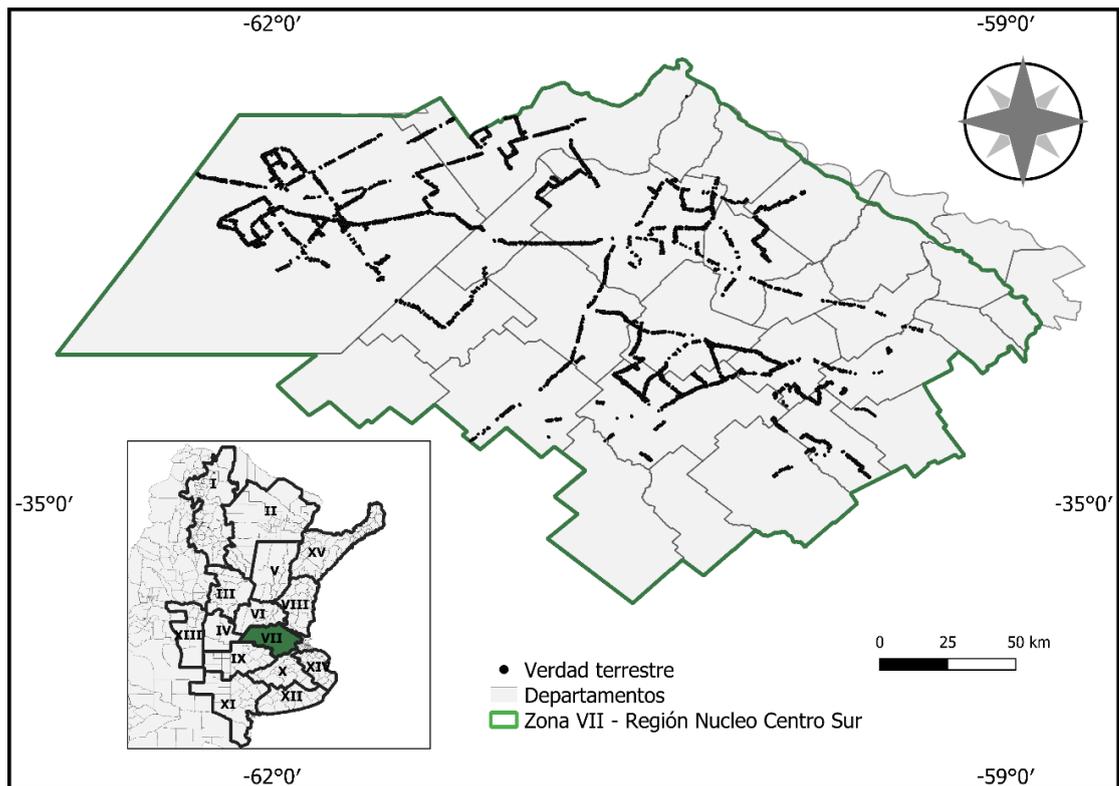


Figura 2: Ubicación geográfica de los puntos de verdad terrestre relevados por la Bolsa de Cereales de Buenos Aires para la zona VII (Región Núcleo Sur).

La verdad terrestre fue sometida a un proceso de revisión y posterior agrupamiento en siete clases de cultivos (soja, trigo, maíz temprano, maíz tardío, pastura, campo natural y barbecho). A través de la fotointerpretación de imágenes satelitales de alta resolución se reubicaron los puntos de verdad terrestre en la zona central de cada lote relevado, evitando así la proximidad a forestaciones, cuerpos de agua, asentamientos urbanos, caminos y otros cultivos. También se eliminaron aquellos puntos relevados en lotes pequeños (superficie menor a 25 ha). Los cultivos relevados como avena, cebada, centeno, alfalfa, vicia y pasturas fueron agrupados en la categoría pasturas. Los cultivos relevados como soja de primera o segunda fueron agrupadas en la categoría soja. Los cultivos relevados como maíz temprano, maíz tardío, trigo, campo natural y barbecho se conservaron con su denominación original. Finalmente se estableció un buffer de 90m de radio alrededor de cada punto de verdad terrestre, lo cual permitió aumentar el área representada por cada punto relevado.

2.2.2 Procesamiento de imágenes satelitales

El procesamiento de las imágenes satelitales se realizó en la plataforma Google Earth Engine (GEE) (Gorelick *et al.* 2017). Esta plataforma fue diseñada para almacenar y procesar en la nube

grandes conjuntos de datos para el análisis geoespacial. Dispone de un catálogo de imágenes de diferentes satélites (a escala de petabytes) permitiendo realizar análisis y visualización de datos a distintas escalas espaciales y temporales para todo el planeta. Para este trabajo se utilizaron imágenes del satélite Landsat 8 (producto Landsat 8 Surface Reflectance Tier 1) que proveen información de reflectancia de la superficie corregida atmosféricamente. Se aplicó un filtro de calidad utilizando la banda QA_PIXEL para filtrar píxeles que presentaban nubes o sombras. Las bandas espectrales utilizadas fueron la banda 2 (azul, de 0.452 a 0.512 μm), banda 3 (verde, de 0.533 a 0.590 μm), banda 4 (rojo, de 0.636 a 0.673 μm), banda 5 (infrarrojo cercano, de 0.851 a 0.879 μm), banda 6 (infrarrojo de onda corta 1, de 1.566 a 1.651 μm) y banda 7 (infrarrojo de onda corta 2, de 2.107 a 2.294 μm). A partir de estas bandas se calcularon dos índices espectrales: el Índice de Vegetación Normalizado (NDVI, por sus siglas en inglés) y el NDWI (Índice de Agua Normalizado)², los cuales se adicionaron como bandas de información.

Se utilizó información de la iniciativa Mapbiomas Pampa (www.pampa.mapbiomas.org) para enmascarar aquellas áreas correspondientes a vegetación leñosa, cuerpos de agua y áreas no vegetadas. Se decidió incluir estas coberturas dado que no están identificadas en la información suministrada por los relevamientos de la Bolsa de Cereales y, en caso de no incluirlas en el proceso de clasificación, llevaría a la sobrestimación de la superficie de las clases de cultivo agrícola. En resumen, toda la información se agrupó en 10 clases de uso y coberturas del suelo: 7 clases de cultivos agrícolas (soja, pastura, maíz temprano, trigo, campo natural, maíz tardío y barbecho) y 3 clases no agrícolas (agua, leñoso y no vegetado).

2.2.3 Proceso de clasificación

El proceso de clasificación se realizó considerando diferentes métricas por subcampana y distintos subperíodos (estaciones del año). Para la subcampana de cosecha fina (mayo a diciembre) se consideraron tres subperíodos: otoño (1 de mayo al 31 julio), invierno (1 agosto al 31 octubre) y primavera (1 noviembre al 31 diciembre). Para la subcampana de cosecha gruesa (octubre a mayo del año siguiente) se consideraron tres subperíodos: primavera (1 de octubre al 31 diciembre), verano (1 enero al 31 marzo) y otoño (1 abril al 31 mayo). Para cada subperíodo se calculó la mediana de los valores de cada una de las bandas de información, incluyendo las 6 bandas de reflectancia superficial y los dos índices espectrales (NDVI y NDWI). Luego se apilaron las 24 bandas (8 bandas por subperíodo) que contenían la mediana de cada métrica. En segundo lugar, para el período

² NDVI = $(\text{IRc} - \text{Rojo}) / (\text{IRc} + \text{Rojo})$ y NDWI = $(\text{IRc} - \text{IRm}) / (\text{IRc} + \text{IRm})$

completo de cada subcampana, se calcularon cuatro métricas para cada una de las bandas espectrales e índices (mediana, máximo, mínimo y desvío estándar), más el día de ocurrencia del máximo valor anual del NDVI, totalizando 33 bandas (Figura 3). Finalmente, se apiló el total de las bandas generadas por subcampana (24 bandas) y estación (33 bandas), dando un total de 57 bandas de información.

Los datos de verdad terrestre fueron seleccionados aleatoriamente y luego se partitionaron en función de los requerimientos del proceso de clasificación. El algoritmo de clasificación Random Forest de Google Earth Engine utiliza aproximadamente un máximo de 5000 puntos de puntos de verdad terrestre en el proceso de clasificación, lo cual representó una veinteva parte del total de píxeles contenidos inicialmente en las áreas buffers. La selección aleatoria de puntos se realizó considerando ese límite y la representación de cada clase en el total de cada subcampana. Finalmente, los píxeles seleccionados se partitionaron dejando un 70% para el entrenamiento y un 30% restante para la evaluación (Figura 3).

La combinación de los procedimientos anteriormente detallados permitió obtener clasificaciones supervisadas para cada una de las tres campañas de interés, una para cada subcampana, totalizando 6 clasificaciones. A cada una de las clasificaciones se les aplicó un filtro de post-clasificación de mayoría considerando una ventana espacial de 3x3 píxeles para eliminar el efecto sal y pimienta (Chuvieco, 1990).

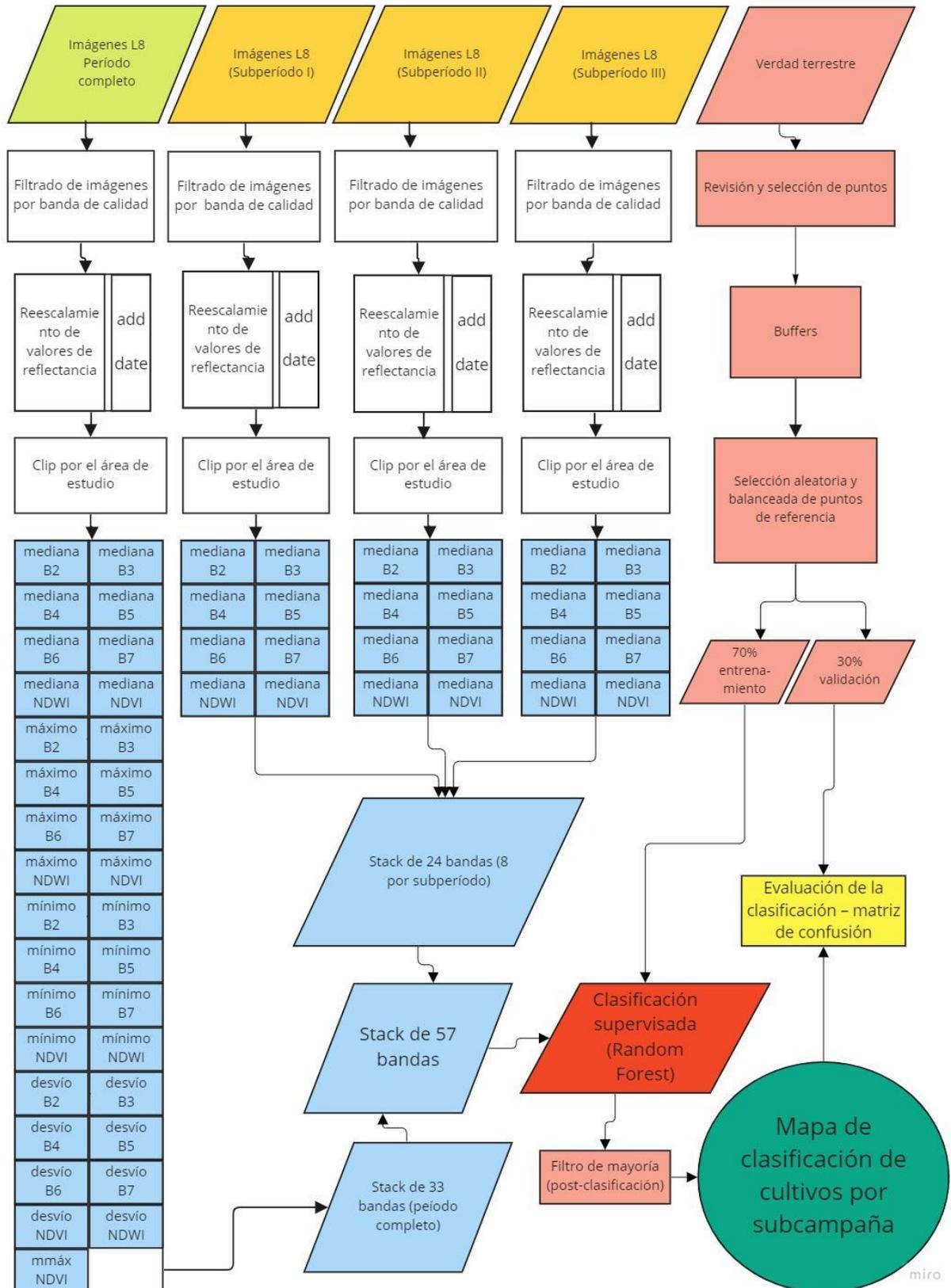


Figura 3: Diagrama de flujo del proceso de clasificación de subcampañas. Para la subcampaña fina el período completo fue del 1/5 al 31/12, el subperíodo I del 1/5 al 31/7, el subperíodo II del 1/8 al 31/10 y el subperíodo III del 1/11 al 31/12. Para la subcampaña gruesa el período completo fue del 1/10 al 31/5, el período I de 1/10 al 31/12, el período II del 1/1 al 31/3 y el período III del 1/4 al 31/5.

Para clasificar se utilizó un algoritmo no paramétrico de inteligencia artificial denominado Random Forest. Este algoritmo, desarrollado por Breiman (2001), crea un conjunto de árboles de decisión donde cada uno se genera usando un subconjunto de datos de entrenamiento que van cambiando en cada iteración. Los nodos de cada árbol se dividen utilizando la mejor de las variables, la cual es seleccionada a partir de una muestra aleatoria de variables (Breiman, 2001). La clase de salida se obtiene como la salida mayoritaria a partir del total de árboles (Breiman, 2001). En este trabajo se estableció un total de 100 árboles de decisión.

2.2.4 Evaluación de las clasificaciones

La evaluación de las clasificaciones obtenidas se realizó por medio de matrices de confusión (también llamadas matrices de error o contingencia). Una matriz de confusión es una matriz cuadrada de $n \times n$ filas y columnas en donde n representa el número de clases. Esta matriz permite comparar los valores observados, ubicados en las columnas de la tabla, con los valores predichos o derivados de la clasificación, ubicados en las filas. Todos los píxeles correctamente clasificados se ubican en la diagonal de la matriz y el resto de las ubicaciones se corresponden con errores de asignación asociados a errores de omisión y comisión (Paruelo, 2014). El error de comisión o precisión del usuario se calcula a partir de la sumatoria de los aciertos de cada clase dividido por la cantidad total de píxeles de validación para dicha clase. El error de omisión o precisión del productor se calcula como la sumatoria del total de aciertos de cada clase, dividido por la cantidad de píxeles de validación para dicha clase. La precisión del usuario o error de comisión indica la sobrestimación de los píxeles clasificados para una determinada clase, mientras que la precisión del productor o error de omisión indica la subestimación (Paruelo, 2014). También se calculó la precisión general de la matriz obtenida como la sumatoria de la diagonal de la matriz (es decir, los aciertos de todas las clases) dividido el total de píxeles de validación.

Posteriormente, se aplicó la metodología propuesta por Olofsson *et al.* (2014) para obtener una estimación insesgada de la superficie de cada clase. Para ello, se combinó la información de las matrices de confusión con la superficie relativa de cada clase estimada por sumatoria de áreas de píxeles Landsat (30 x 30 m). Estos valores de área por conteo de píxeles se transformaron en valores de proporción de superficie muestreada respecto del área total de estudio. Conocer la proporción de área estimada por clase permite realizar una estimación puntual insesgada del área y, a su vez, realizar una estimación por intervalo de confianza (en este trabajo se utilizó un intervalo del 95%).

Adicionalmente se realizó una comparación a nivel de partido de las estimaciones de superficie de trigo, soja y maíz con las estimaciones elaboradas anualmente por el área de Estimaciones Agrícolas del Ministerio de Agricultura y Pesca de Argentina (MAGyP). Para ello se descargó de la web oficial del MAGyP (<https://www.magyp.gob.ar/sitio/areas/estimaciones/>) los datos de superficie sembrada estimada de trigo, soja y maíz para las campañas 2017/18, 2018/19 y 2019/20 por departamento. Se excluyó del análisis la subcampaña de cosecha gruesa 2019/2020 dado que esos datos no estaban disponibles, probablemente asociado a la disposición del aislamiento social, preventivo y obligatorio dictaminado en el periodo en el contexto de la pandemia de COVID-19. Finalmente, se evaluó mediante un modelo lineal a nivel de partido el ajuste entre la superficie de los cultivos estimada en este trabajo y la publicada por dicho organismo.

2.3 Análisis de uso de suelo por campaña y rotaciones entre campañas

El uso del suelo por campaña y las rotaciones se determinaron a partir de la superposición de los usos identificados en las clasificaciones de las subcampañas. El uso de suelo por campaña resultó de alguna de las combinaciones de los cuatro posibles usos de la cosecha fina (barbecho, pastura, trigo y campo natural) y de los cinco posibles usos de cosecha gruesa (soja, pastura, maíz temprano, campo natural y maíz tardío). Así, por ejemplo, un píxel clasificado como trigo en la cosecha fina 2017 y soja en cosecha gruesa 2018 se clasificó como un doble cultivo trigo/soja para la campaña 2017/18. Para análisis general de rotaciones se aplicó un procedimiento similar, solo que en este caso se generó por la superposición de los usos entre campañas.

2.4 Análisis de sustentabilidad

El análisis de sustentabilidad de las rotaciones se basó en la utilización de un sistema de indicadores ambientales para evaluar sistemas agrícolas desarrollado por Viglizzo *et al.* (2006), conocido como AgroEcoIndex®. El software está basado en Microsoft Excel®, y cuenta con 18 indicadores diseñados para evaluar y cuantificar los impactos en algunos aspectos clave de los agroecosistemas: flujos de energía, balance de nutrientes, contaminación, uso y eficiencia del agua, biodiversidad e intervención del hábitat.

El modelo funciona de la siguiente manera: 1) se selecciona un potrero; 2) se carga información asociada a ese potrero: región agroecológica, tipo de cultivo, superficie, rendimientos,

insumos y tipo de manejo; 3) los datos introducidos alimentan las ecuaciones internas del sistema y los indicadores se generan automáticamente. En este trabajo se consideraron los indicadores asociados al balance de nutrientes y al riesgo de contaminación por fertilizantes y plaguicidas. Los cinco indicadores considerados en este trabajo fueron: balance de nitrógeno de los suelos, balance de fósforo de los suelos, riesgo de contaminación por N, riesgo de contaminación por P y riesgo de contaminación por plaguicidas.

El software AgroEcoIndex® estima los balances medios anuales de nitrógeno (N) y fósforo (P) a partir del cálculo de la diferencia entre las entradas y salidas (en kg/ha.año). En sistemas agrícolas, la única vía de egreso considerada proviene del N o P exportado a través de los granos que salen del potrero. Las vías de entrada de N son: a) N que ingresa con las precipitaciones en forma de deposición atmosférica (0.6 kg N/100 mm precipitación), b) N que ingresa con los fertilizantes aplicados (kg/ha), c) N que ingresa por fijación biológica de leguminosas (estimado entre 70 y 120 kg/ha.año). Por otra parte, el sistema considera que la única vía de ingreso de P al predio es el que ingresa con los fertilizantes aplicados (kg/ha). Los contenidos de N y P de los distintos productos e insumos son obtenidos de la bibliografía (Lloyd *et al.* 1978, NRC 1978).

El riesgo de contaminación por N y P está directamente vinculado a los balances de N y P. En este sentido, AgroEcoIndex® considera que existe riesgo de contaminación solo en aquellos casos en que los balances resultan positivos (Viglizzo *et al.* 2006). Como el N y el P residuales deben ser transportados por el agua para ejercer una acción contaminante, el análisis incluye la precipitación anual, una estimación de la evapotranspiración y una estimación de la capacidad de retención de agua del suelo, las cuales quedan definidas a partir de la selección de un área agroecológica (Viglizzo *et al.* 2006). El riesgo se valora en función de la cantidad de N y P residuales en el agua excedente, la cual surge de descontar la evapotranspiración de la precipitación. El cálculo continúa solamente si el agua excedente supera la capacidad de retención de agua del suelo considerado. Si la totalidad del agua excedente es retenida, la posibilidad de que los nutrientes disueltos en ella sean transportados es casi nula. El riesgo de contaminación, obtenido como el cociente entre el excedente de nutrientes y el excedente hídrico, se expresa en miligramos de N o P por litro de agua (mg/l).

El riesgo de contaminación por plaguicidas se asocia a un índice relativo de riesgo cuya utilidad radica en la capacidad de comparar unidades de análisis con distinto potencial de contaminación, es decir, no tiene un valor intrínseco en sí mismo, pero sí en términos comparativos. El índice se calcula multiplicando la toxicidad y la cantidad de producto aplicado por otros factores

relativos a la persistencia y movilidad de los compuestos (Weber *et al.* 1994). Para la totalidad de insecticidas, herbicidas y fungicidas aplicados el sistema utiliza la siguiente ecuación para estimar el riesgo relativo de cada compuesto:

$$\text{Indice relativo de riesgo} = (1000/DL50) \left(\left(\frac{Ksp + R}{2} + Koc + T \right) \right) * Dosis * Superficie$$

La toxicidad se expresa como (1000/DL50) (donde DL50 representa la dosis letal media oral para ratas macho, expresada en mg/Kg de peso corporal). Los valores de toxicidad de cada plaguicida, teniendo en cuenta la formulación comercial de los productos, se obtienen de diversas fuentes (CASAFE 1997, GIPV 2000). Por otro lado, para el resto de los factores, se utilizan valores relativos de 1 a 5, obtenidos de Weber *et al.* (1994). El primero de los factores relativos corresponde a la solubilidad en agua del producto (Ksp), asociada al riesgo de que el mismo llegue a las aguas subterráneas y pueda, por consiguiente, afectar a la población, al ganado o a los cultivos regados. Este factor se asocia con la capacidad de recarga del acuífero (R), estimada a partir de la permeabilidad del suelo, calculada a partir de la textura de los suelos. 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), 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 explicados hasta aquí por la dosis aplicada y la superficie de aplicación en cada caso.

Los insumos aplicados por tipo de cultivo y campaña se obtuvieron del Relevamiento de Tecnología Agrícola Aplicada (RETAA) de la Bolsa de Cereales de Buenos Aires. RETAA es un sistema de recopilación de información que caracteriza la situación tecnológico-productiva de los principales cultivos de grano por campaña agrícola, en cada una de las zonas PAS de la Argentina. Para cada campaña se ponderaron y promediaron los insumos aplicados según el nivel tecnológico y el nivel de adopción, obteniendo así un nivel de insumo para cada cultivo para las tres campañas bajo estudio.

El sistema AgroEcoIndex® dispone de variables edáficas y ambientales precargadas para cada zona agroecológica. En este trabajo se utilizaron todos los valores precargados para la zona Pampa ondulada, considerando la precipitación media anual (1300 mm), evapotranspiración potencial (1200 mm), clase textural (Franco), retención de agua (150 mm), permeabilidad (> 6,25

cm/h), pendiente media (0.5 a 0.99 %), velocidad media del viento (10.4 km/h), contenido de materia orgánica (3.6 %), carbonatos (0.1 %) y temperatura media anual (17° C).

Los cinco indicadores se calcularon para cada subcampana agrícola y luego para cada tipo de rotación, considerando para esto, las tres rotaciones más abundantes de cada grupo de rotaciones. Así, se obtuvieron indicadores individuales por cultivo o rotación y también a nivel regional a partir de ponderar el valor del indicador por la superficie relativa de cada cultivo o rotación en la zona de estudio.

3. Resultados

3.1 Clasificación de cultivos por subcampana y por campana

Las clasificaciones mostraron una alta precisión global en todas las subcampanas (Tabla 1). Las mayores precisiones globales fueron para la campana 2018/19, seguido por la campana 2019/20 y, en tercer lugar, por la campana 2017/18 (Tabla 1). Para la campana 2018/19 se obtuvo una precisión global de 0.96, tanto para subcampana fina como gruesa, siendo levemente mayor que la obtenida para la campana 2019/20, para la cual se obtuvo una precisión global de 0.95 en ambas subcampanas. La campana 2017/18 mostró una precisión global de 0.92 para la subcampana fina y de 0.95 para la subcampana gruesa (Tabla 1).

Las clasificaciones mostraron una elevada precisión del productor y del usuario para todas las clases y subcampanas (Tabla 1). El mayor valor de precisión del usuario se obtuvo para el maíz tardío en la subcampana gruesa 2018/19 y para campo natural en la subcampana fina 2017/18 (0.99 en ambos casos). La menor precisión del usuario fue 0.82 y se obtuvo para pastura en la subcampana fina 2017/18. Al comparar entre campanas, el barbecho mostró valores de precisión del usuario entre 0.95 y 0.96, y de precisión del productor entre 0.93 y 0.95 para las campanas 2017/18 y 2018/19, respectivamente. La pastura mostró valores de precisión del usuario entre 0.82 y 0.98 correspondientes a la subcampana fina y gruesa 2017/18, y una precisión del productor entre 0.93 y 0.96 correspondientes a la subcampana fina y gruesa 2017/18. El trigo mostró valores de precisión del usuario entre 0.93 y 0.96 para las campanas 2019/20 y 2018/19, y de precisión del productor entre 0.93 y 0.98 para las campanas 2018/18 y 2018/19, respectivamente. El campo natural mostró valores de precisión del usuario entre 0.95 y 0.99, y de precisión del productor entre 0.84 y 0.97 considerando ambas subcampanas. La soja mostró valores de precisión del usuario entre 0.95 y 0.98, y de precisión del productor entre 0.94 y 0.96 (Tabla 1). El maíz temprano mostró valores de

precisión del usuario entre 0.93 y 0.95, y de precisión del productor entre 0.97 y 0.98. El maíz tardío mostró valores de precisión del usuario entre 0.93 y 0.99, y de precisión del productor entre 0.96 y 0.97 (Tabla 1).

		Campaña 2017/18			Campaña 2018/19			Campaña 2019/20		
		Precisión usuario	Precisión productor	Precisión global	Precisión usuario	Precisión productor	Precisión global	Precisión usuario	Precisión productor	Precisión global
Subcampaña fina	Barbecho	0.95	0.93	0.92	0.96	0.95	0.96	0.95	0.94	0.95
	Pastura	0.82	0.96		0.93	0.93		0.94	0.94	
	Trigo	0.94	0.93		0.96	0.98		0.93	0.98	
	Campo natural	0.99	0.84		0.98	0.96		0.95	0.93	
Subcampaña gruesa	Soja	0.96	0.94	0.95	0.95	0.96	0.96	0.98	0.94	0.95
	Pastura	0.98	0.94		0.96	0.95		0.91	0.95	
	Maíz temprano	0.93	0.97		0.95	0.97		0.93	0.98	
	Campo natural	0.97	0.96		0.97	0.97		0.97	0.89	
	Maíz tardío	0.93	0.96		0.99	0.96		0.95	0.97	

Tabla 1: Valores de precisión del usuario, precisión del productor y precisión global de las clases correspondientes a la clasificación por subcampaña fina y gruesa en las campañas 2017/18, 2018/19 y 2019/20.

La estimación de superficie utilizando la metodología de Olofsson *et al.* (2014) mostró grandes diferencias entre las superficies ocupadas por cada clase en el área de estudio (Tabla 2). En la subcampaña de cosecha fina, la mayor superficie estuvo ocupada por barbecho (aproximadamente 2 millones de ha), seguido por campo natural (aproximadamente 1 millón de hectáreas), pastura (aproximadamente 800 mil ha), siendo la menor superficie para el cultivo de trigo (aproximadamente 700 mil ha) (Tabla 2). En la subcampaña de cosecha gruesa, la mayor superficie estuvo ocupada por soja (aproximadamente 2.1 millones de ha), seguido por campo natural (aproximadamente 1 millón de hectáreas), pastura (aproximadamente 700 mil ha), maíz temprano (aproximadamente 600 mil ha) y finalmente maíz, ocupando aproximadamente 150 mil ha. Este ordenamiento se mantuvo entre las diferentes campañas, y si bien hubo leves cambios en las superficies ocupadas por cada clase, esto no afectó el patrón general. Los intervalos de confianza estimados mediante la metodología de Olofsson *et al.* (2014) fueron menores a 1000 hectáreas, lo cual representó una porción muy baja de las superficies estimadas de los cultivos. Por ejemplo, para maíz tardío en la campaña 2017/18, el intervalo de confianza de 329 ha representó solo el 0.2% de la superficie estimada para ese cultivo (157.248 ha) y, en el caso del cultivo de Soja en la campaña 2019/20, el intervalo de 805 ha representó solo el 0.03% de la superficie de soja para esa campaña (2.278.539 ha).

		Campaña 2017/18		Campaña 2018/19		Campaña 2019/20	
		Superficie (ha)	IC 95 %	Superficie (ha)	IC 95 %	Superficie (ha)	IC 95 %
Subcampaña fina	Barbecho	2 127 875	927	1 881 023	799	1 928 912	860
	Pastura	706 449	768	976 275	704	795 042	595
	Trigo	597 648	528	747 772	399	714 223	491
	Campo natural	1 247 783	791	978 958	442	1 182 226	723
Subcampaña gruesa	Soja	2 194 977	845	2 126 528	855	2 278 539	805
	Pastura	684 858	433	770 727	533	691 853	597
	Maíz temprano	585 582	466	536 491	406	627 636	470
	Campo natural	1 027 668	522	961 063	482	979 475	687
	Maíz tardío	157 248	329	182 111	363	131 395	245

Tabla 2: Estimaciones de superficie e intervalo de confianza (IC 95%) de las clases correspondientes a la clasificación por subcampaña fina y gruesa obtenida con la metodología de Oloffson *et al.* (2014).

Los mapas resultantes de las clasificaciones por campaña mostraron una clara distribución de los cultivos en el área de estudio (Figuras 4, 5 y 6). Si bien el patrón de distribución de cultivos fue bastante homogéneo, se distingue una mayor presencia del cultivo de soja en la zona norte y centro del área de estudio (partidos de Arrecifes, Constitución, Pergamino, Ramallo, Rojas, Salto y San Nicolás). En la zona centro-oeste, correspondiente a los partidos de Colón, General Arenales, General López, Junín, y Leandro N. Alem se evidencia una mayor presencia de maíz temprano y tardío (Figuras 4, 5 y 6). También se distingue un área principalmente ocupada por pasturas y campo natural en la zona sudeste del área de estudio correspondiente a los partidos de Mercedes, San Andrés de Giles y Suipacha (Figuras 4, 5 y 6). Los campos naturales estuvieron principalmente ubicados en las zonas de bajos, bordes de lagunas, planicies aluvionales de arroyos, y también en las proximidades de los asentamientos urbanos (Figuras 4, 5 y 6). A un mayor nivel de detalle la clasificación fue efectiva en delimitar correctamente lotes (ej. formas rectangulares de lotes) y áreas manejo (ej. pívots de riego central o aguadas), lo cual se evidencia en la zona ampliada de los mapas (Figuras 4, 5 y 6).

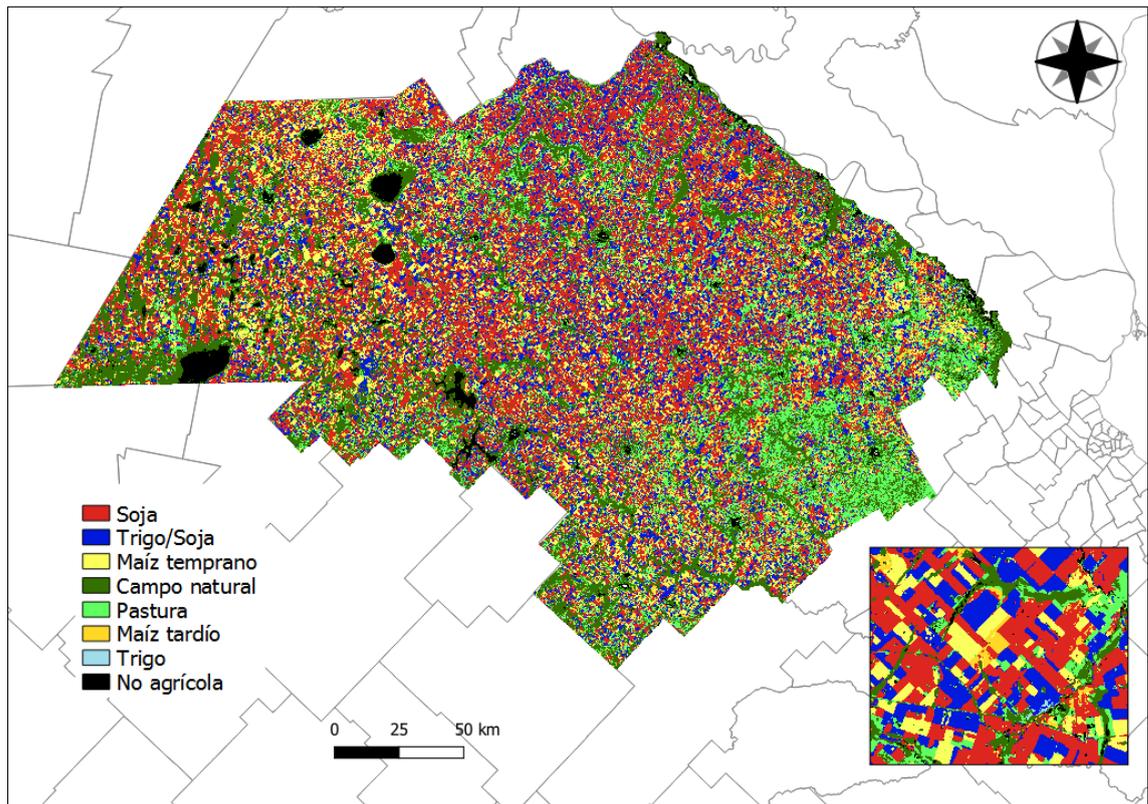


Figura 4: Clasificación de usos agrícolas anuales correspondientes a la campaña 2017/18. En el extremo inferior derecho se muestra en detalle una ventana espacial de 15x15 km.

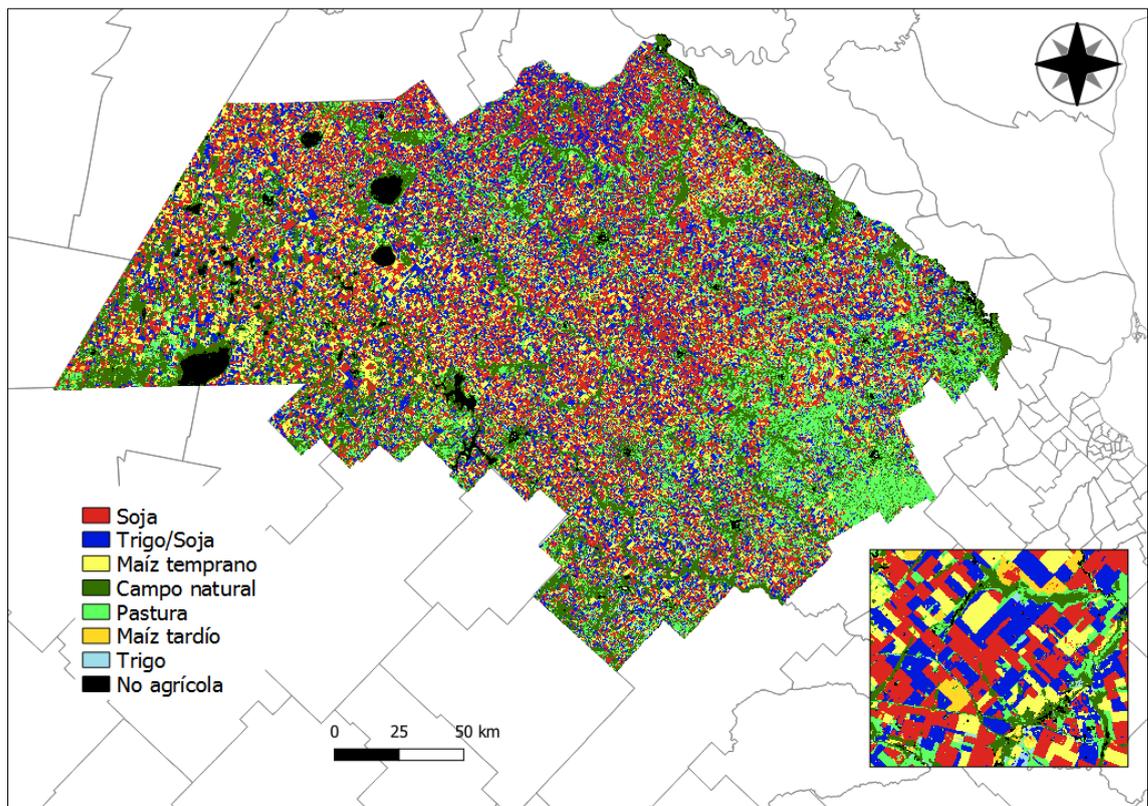


Figura 5: Clasificación de usos agrícolas anuales correspondientes a la campaña 2018/19. En el extremo inferior derecho se muestra en detalle una ventana espacial de 15x15 km.

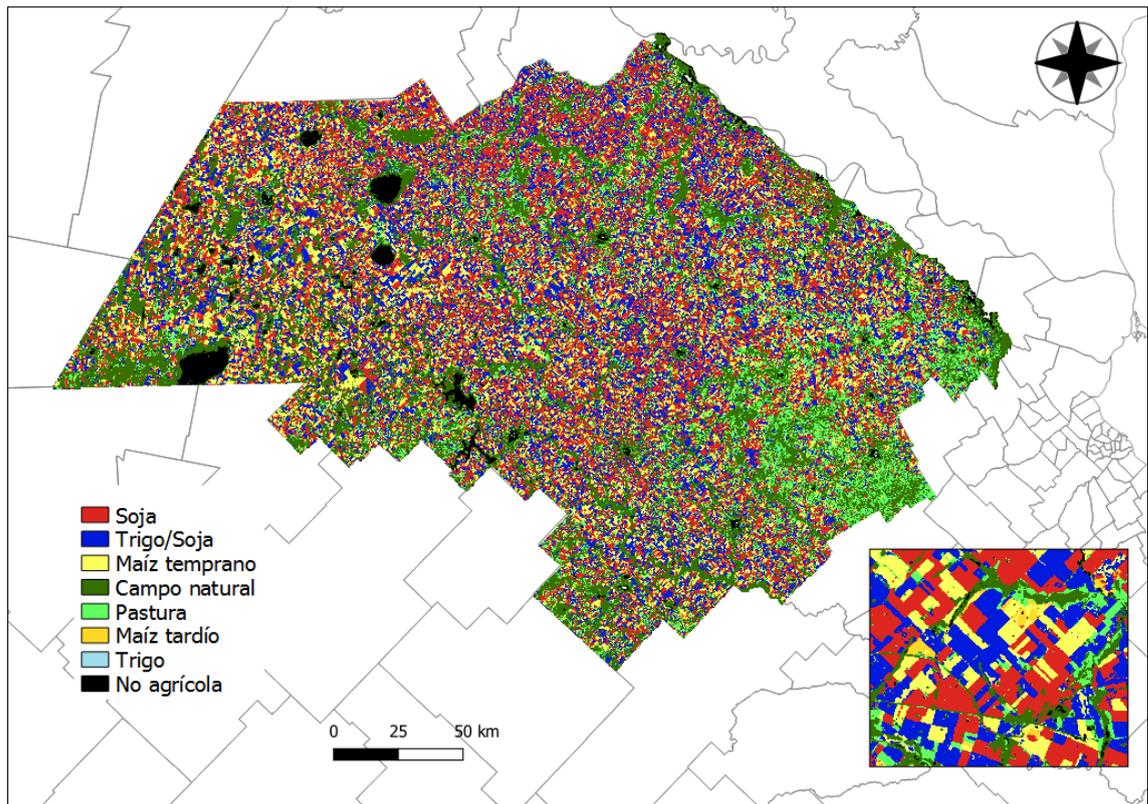


Figura 6: Clasificación de usos agrícolas anuales correspondientes a la campaña 2019/20. En el extremo inferior derecho se muestra en detalle una ventana espacial de 15x15 km.

La superficie estimada a nivel de partido para trigo, soja y maíz mostró una estrecha relación con las superficies estimadas por el área de Estimaciones Agrícolas del Ministerio de Agricultura Ganadería y Pesca (MAGyP) (Figura 7). Los modelos lineales mostraron una relación estrecha y positiva tanto para soja ($R^2 = 0.98$), maíz ($R^2 = 0.98$) y trigo ($R^2 = 0.95$), como así también para la relación de todo el pool de datos de los tres cultivos ($R^2 = 0.98$) (Figura 7). La estimación de la superficie ocupada por soja fue levemente mayor a la estimada por el MAGyP (por encima de la recta 1:1), en tanto la estimación de la superficie ocupada por trigo fue levemente menor a la estimada por el MAGyP (por debajo de la recta 1:1). Al considerar todo el pool de datos la estimación de la superficie fue levemente mayor que la estimada por el MAGyP (por arriba de la recta 1:1) (Figura 7).

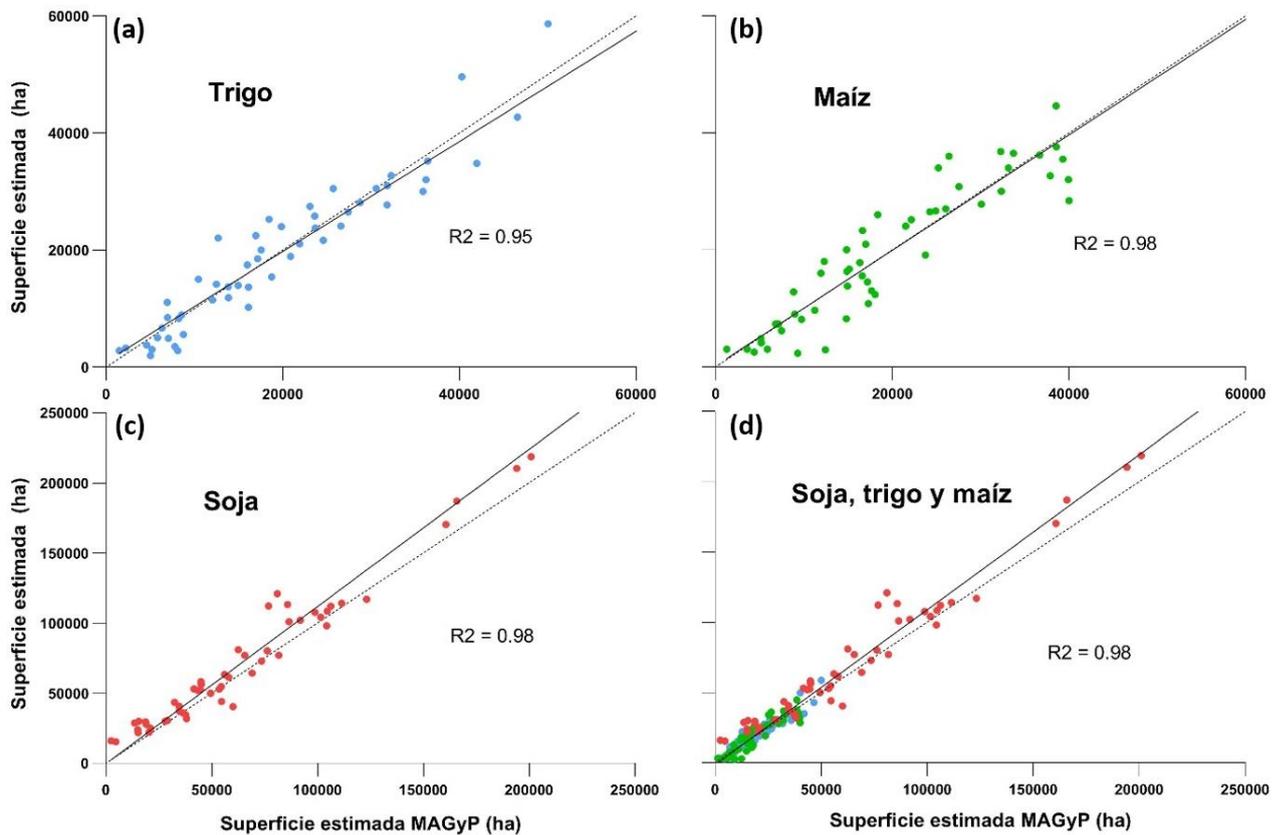


Figura 7: Superficie estimada a nivel de partido para trigo (a), soja (b), maíz (c) y los tres en conjunto (d) en función de la superficie estimada para esos mismos cultivos por el área de Estimaciones Agrícolas del MAGyP (valor $p < 0,0001$). La línea punteada indica la relación 1:1. A fin de mejorar la visualización se excluyeron los puntos correspondientes a los partidos de Santa Fe (General López y Constitución), dado que presentaron superficies estimadas de entre 4 a 5 superiores a la media de los departamentos. Para los ajustes lineales se consideraron la totalidad de departamentos.

3.2 Caracterización de rotaciones trianuales

Las clases de rotaciones que se obtuvieron al combinar las campañas anuales fueron diez: Trigo/Soja/Maíz (T/S/M), Trigo/Soja (T/S), Maíz/Soja (M/S), Soja (S), Campo natural (CN), Pastura (P), Maíz (M), Trigo/Maíz (T/M), Trigo (T) y No agrícola (NA) (Figura 8). La mayor superficie estuvo ocupada por T/S/M (aproximadamente 1.1 millón de ha), seguido por campo natural (aproximadamente 1 millón de hectáreas). En tercer y cuarto lugar se ubicaron las rotaciones M/S y T/S ocupando aproximadamente 700 mil hectáreas cada una (Figura 9). Las superficies de pastura, soja y no agrícola ocuparon entre 200 y 600 mil hectáreas. Finalmente, las rotaciones con menores superficies registradas fueron M, T/M y T, las cuales no superaron en ningún caso las 35 mil ha (Figura 9).

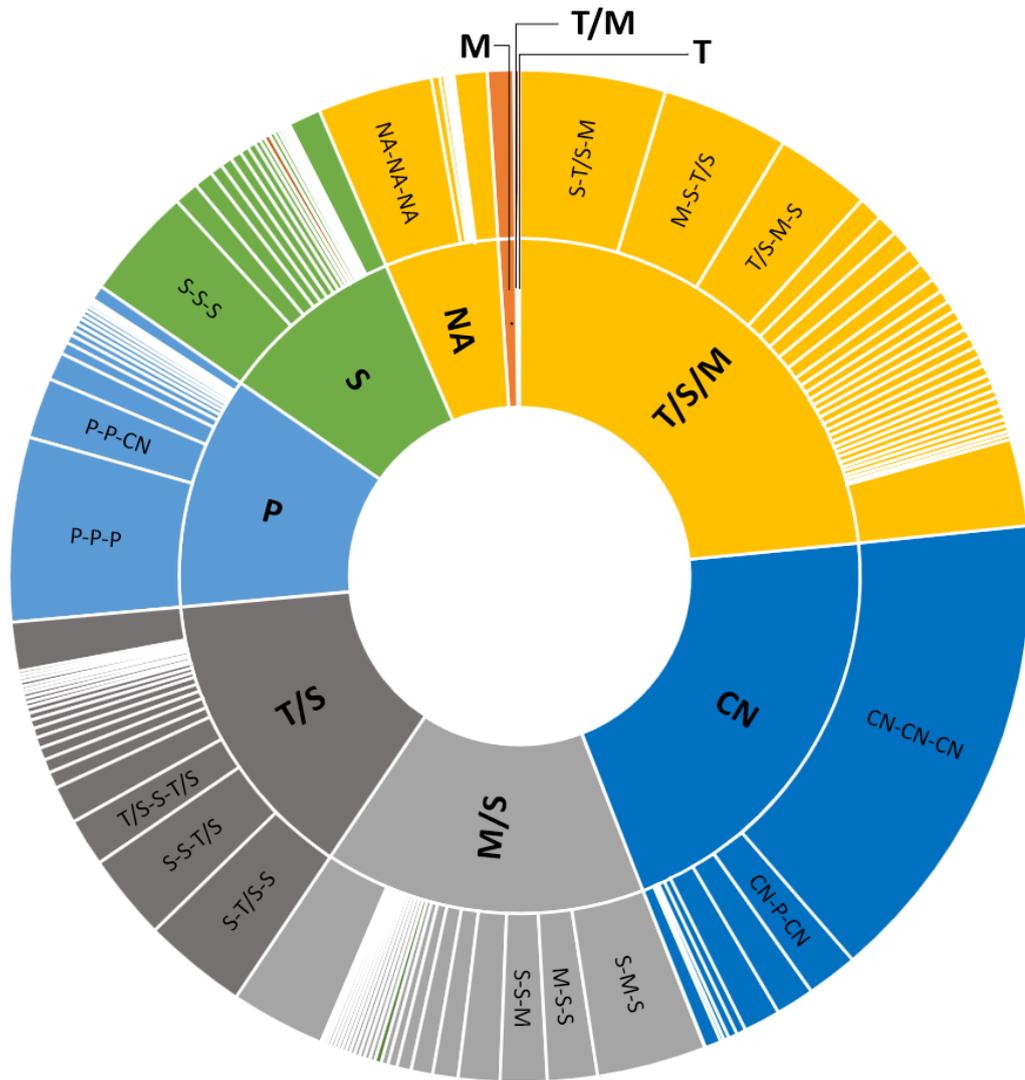


Figura 8: Rotaciones trianuales (círculo interior) resultantes de la combinación de las tres campañas anuales (círculo exterior). Los tamaños de las porciones del gráfico son proporcionales a la superficie relativa de cada rotación en el área de estudio. En el círculo exterior se indican las combinaciones de campañas anuales separadas mediante guiones (ej. S-T/S-M indica soja en la campaña 2017/18, trigo/soja en la campaña 2018/19 y maíz en la campaña 2019/20, la cual quedó agrupada en la rotación trianual trigo/soja/maíz (T/S/M)). En el círculo exterior solo se indican las dos o tres combinaciones que aportaron mayor superficie a cada grupo de rotación trianual.

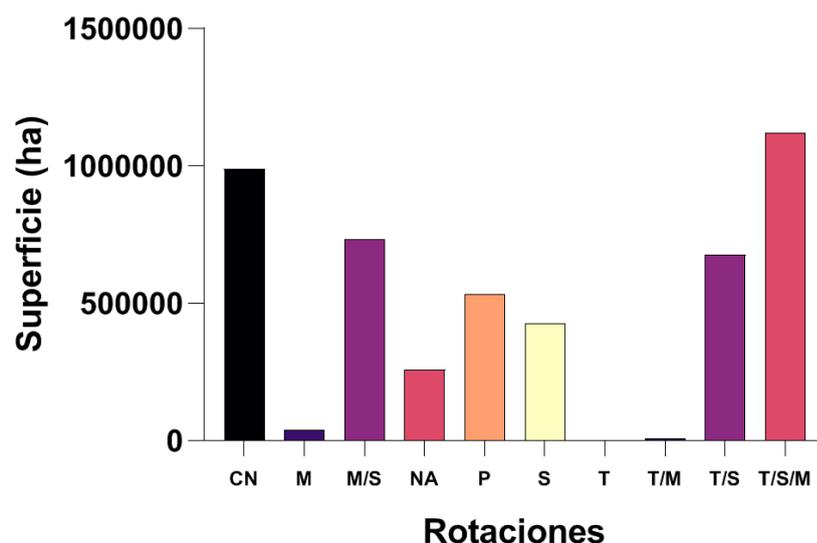


Figura 9: Superficie ocupada por cada rotación en la clasificación trianual que combina las campañas 2017/18, 2018/19 y 2019/20.

El mapa resultante de la clasificación trianual mostró una clara distribución de las rotaciones en el área de estudio (Figura 10). Si bien el patrón de distribución de rotaciones fue bastante homogéneo se distingue una mayor presencia de T/S en la zona centro y norte del área de estudio (partidos de Arrecifes, Constitución, Pergamino, Ramallo, Rojas, Salto y San Nicolás). En la zona centro-oeste, correspondiente a los partidos de Colón, General Arenales, General López, Junín, y Leandro N. Alem se evidencia una mayor presencia de T/S/M y M/S (Figura 10). Al igual que en la clasificación por campañas se distingue un área principalmente ocupada por pasturas y campo natural en la zona sudeste del área de estudio correspondiente a los partidos de Mercedes, San Andrés de Giles y Suipacha (Figura 10). Al igual que en la clasificación por campañas, los campos naturales estuvieron principalmente ubicados en las zonas de bajos, bordes de lagunas, planicies aluvionales de arroyos, y también en las proximidades de los asentamientos urbanos (Figura 10).

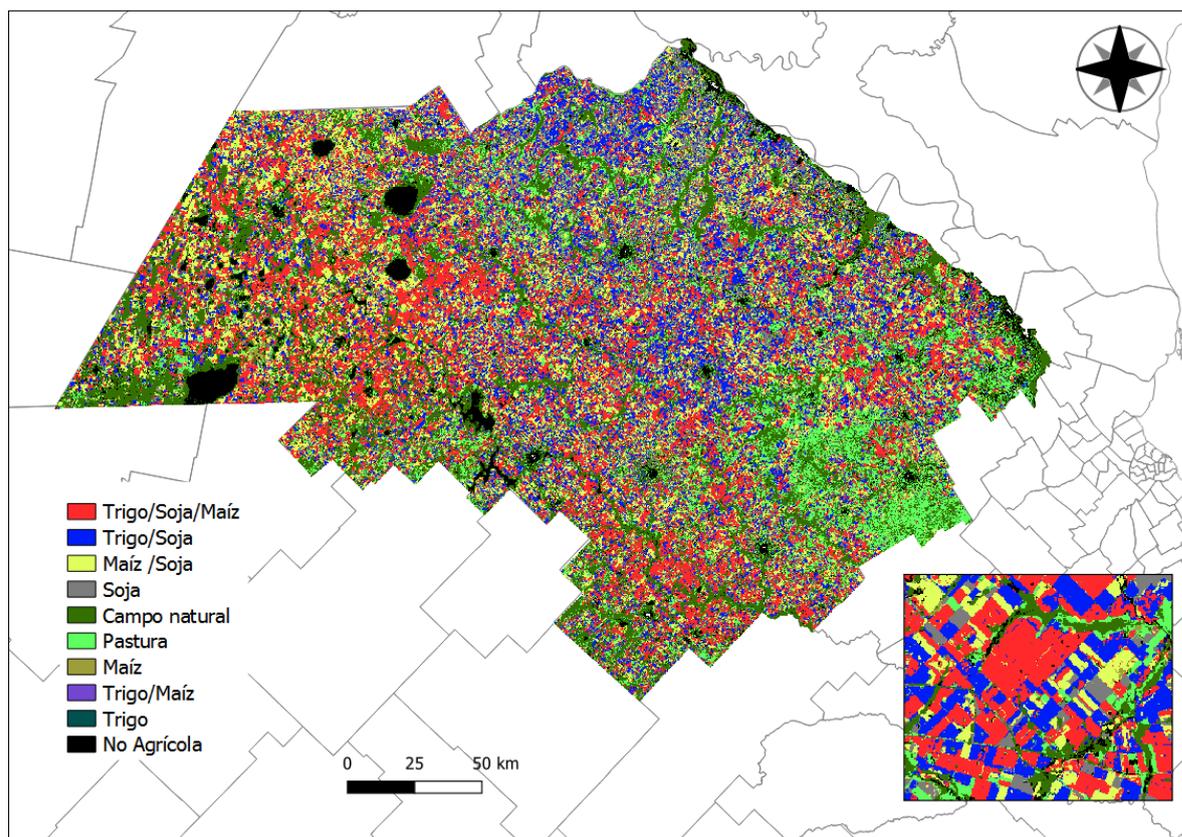


Figura 10: Clasificación de las rotaciones trianuales correspondientes al periodo 2017/2020. En el extremo inferior derecho se muestra en detalle una ventana espacial de 15x15 km.

3.3 Evaluación de sustentabilidad.

El análisis de sustentabilidad ambiental basado en el uso de AgroEcoIndex® mostró resultados diferentes para las rotaciones analizadas y a nivel regional (Figura 11). El balance de nutrientes de nitrógeno y fósforo fue negativo para todas las rotaciones, excepto para pastura. El balance de nitrógeno más negativo fue para maíz ($-16.7 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$), seguido por maíz/soja ($-11.4 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$), trigo/soja/maíz ($-9.0 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$), trigo/soja ($-7.0 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$) y soja ($-4.1 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$). A nivel regional, y considerando el peso relativo de los cultivos por su superficie, el balance de nitrógeno fue levemente negativo con un valor de $-1.2 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$. El balance de fósforo más negativo fue para trigo/soja ($-9.6 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$), seguido por maíz ($-7.5 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$), trigo/soja/maíz ($-7.2 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$), maíz/soja ($-6.6 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$), y finalmente soja, que mostró el balance menos negativo ($-5.8 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$). A nivel regional, y considerando el peso relativo de los cultivos por su superficie, el balance de fósforo fue negativo con un valor de $-4.13 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$. Los resultados para riesgo de contaminación por nitrógeno y fósforo se excluyeron de las figuras debido que fueron cero para todas las rotaciones analizadas. Esto es debido a que AgroEcoIndex® considera un balance

de agua igual a cero para el área de estudio y eso determina un riesgo nulo de contaminación por nitrógeno y fósforo.

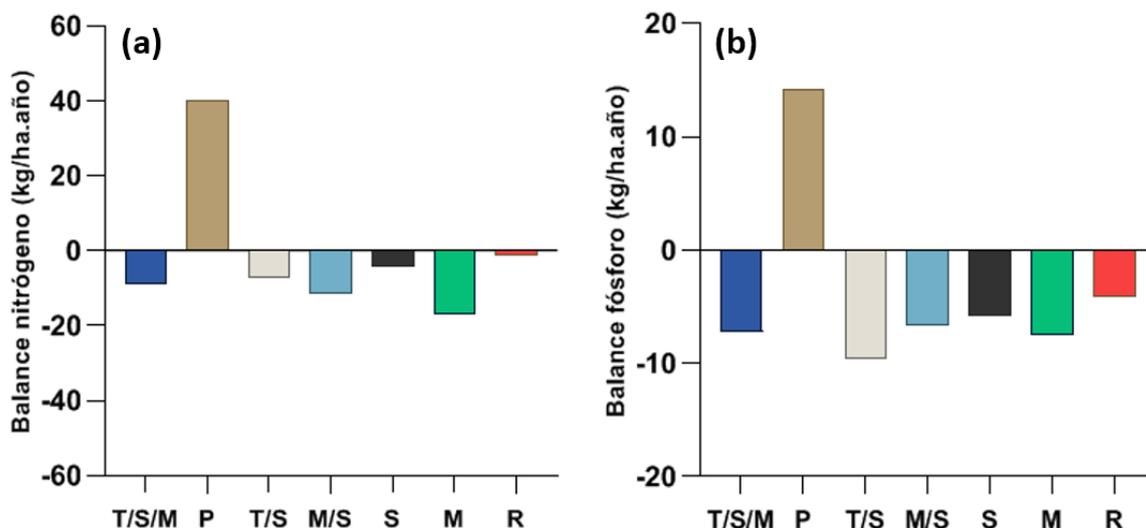


Figura 11: Balance de nitrógeno (a), fósforo (b) para las rotaciones Trigo/Soja/Maíz, Pastura, Trigo/Soja, Maíz/Soja, Soja y Maíz. En rojo se muestra el valor regional de cada balance de nutrientes ponderado por la superficie relativa de cada rotación.

El riesgo de contaminación por plaguicidas fue entre 6.4 y 24.4 (valores relativos) (Figura 12). El mayor riesgo de contaminación por plaguicidas fue para trigo/soja (-24.4), seguido por soja (-20.1), trigo/soja/maíz (20.8), maíz/soja (-19.0), maíz (17.9), y finalmente, pastura (6.4). A nivel regional, y considerando el peso relativo de los cultivos por su superficie, el riesgo de contaminación por plaguicidas arrojó un valor de riesgo de 18.8.

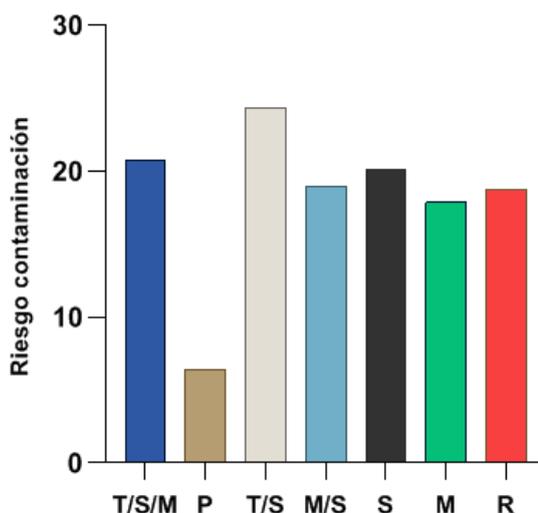


Figura 12: Índice de contaminación por plaguicidas para las rotaciones Trigo/Soja/Maíz, Pastura, Trigo/Soja, Maíz/Soja, Soja y Maíz. En rojo se muestra el valor regional de cada balance de nutrientes y el riesgo de contaminación ponderado por la superficie relativa de cada rotación.

4. Discusión

Los valores de precisión global por subcampana obtenidos fueron mayores a los valores de precisión obtenidos por otras clasificaciones similares, como las del Mapa Nacional de Cultivos (MNC) (de Abelleira *et al.* 2021, 2020, 2019). Por ejemplo, para la clasificación de subcampana fina y gruesa 2019/20, de Abelleira *et al.* (2020) reportaron para la zona VII una precisión global de 0.93 y 0.90 respectivamente, mientras que en este trabajo se obtuvo una precisión de 0.95 para ambas subcampanas. Por otro lado, la resolución conceptual de la clasificación de cultivos adoptada en este trabajo fue mayor que la reportada por de Abelleira *et al.* (2019, 2020, 2021) en el MNC de las distintas campanas. En la metodología adoptada en el MNC se consideran tres clases para la subcampana fina (cultivos de invierno, barbecho y no agrícola) y tres clases para la subcampana gruesa (maíz, soja y no agrícola), en tanto que en este trabajo se consideraron cuatro clases para la subcampana fina (barbecho, pastura, trigo y campo natural) y cinco clases para la subcampana gruesa (soja, pastura, maíz temprano, maíz tardío y campo natural).

Las clasificaciones mostraron una alta precisión del usuario y del productor para todas las subcampanas, siendo estos valores superiores a los valores reportados por de Abelleira *et al.* (2020) en el MNC. Para la clasificación de subcampana fina 2019/20, de Abelleira *et al.* (2020) reportaron una precisión promedio del usuario y productor de 0.93 para cultivos de invierno y 0.95 para barbecho, mientras que en este trabajo esos valores fueron de 0.95 (asumiendo una equivalencia entre la categoría de trigo y cultivos de invierno) y 0.94 para barbecho. Para la clasificación de subcampana gruesa 2019/20, de Abelleira *et al.* (2020) reportaron una precisión promedio del usuario y productor de 0.87 para maíz y 0.92 para soja, mientras que en este trabajo esos valores fueron de 0.96 (considerando un promedio de precisiones entre maíz temprano y tardío) y 0.96, respectivamente.

Las mayores precisiones obtenidas en este trabajo podrían estar relacionadas con diversos factores. Por un lado, este trabajo al estar enfocado en un área más específica (zona VII) permitió que el proceso de revisión y acondicionamiento de la verdad terrestre se realice de manera muy exhaustiva, excluyendo detalladamente todas las coberturas no agrícolas (arboledas, aguadas, bordes de lagunas, etc.). Adicionalmente debe considerarse que se contó con una elevada cantidad de puntos de verdad terrestre, casi 6500 puntos. En este sentido, es probable que la cantidad y calidad de puntos de verdad terrestre hayan tenido un impacto positivo sobre los valores de precisión de las clasificaciones. Por otro lado, la utilización de una mayor resolución conceptual (ej. trigo, maíz temprano, maíz tardío, pasturas) pudo haber determinado un mejor entrenamiento del algoritmo de

clasificación al agrupar píxeles con comportamientos espectrales más homogéneos en comparación a agruparlos por estacionalidad (ej. cultivos de invierno).

Los mapas resultantes de las clasificaciones por campaña mostraron una clara distribución de los cultivos en el área de estudio, la cual fue coincidente con otras clasificaciones, como la del MNC o la realizada por el proyecto Mapbiomas Pampa (www.pampa.mapbiomas.org). En los mapas se distingue una mayor presencia del cultivo de soja en la zona norte y centro del área de estudio (partidos de Arrecifes, Constitución, Pergamino, Ramallo, Rojas, Salto y San Nicolás), lo cual coincidió con el MNC. Por otro lado, la zona centro-oeste del área de estudio, correspondiente a los partidos de Colón, General Arenales, General López, Junín, y Leandro N. Alem evidenció una mayor presencia de maíz temprano, lo cual también fue coincidente con el MNC. En la zona sudeste del área de estudio se evidenció una zona con alta presencia de pasturas y pastizales naturales lo que guardó similitudes con los resultados del MNC y Mapbiomas Pampa.

En Argentina, alrededor del 80% de la producción de maíz se concentra en la zona conocida tradicionalmente como “Zona Núcleo Maicera”, la cual abarca la zona VII (área de estudio de este trabajo) y VI del Panorama Agrícola Semanal de la Bolsa de Cereales de Buenos Aires (2019). En esta zona, se ha producido en las últimas dos décadas un reemplazo de los cultivos de maíz por cultivos de soja, asociado fundamentalmente a cambios en precios relativos y mayores márgenes de ganancias por parte de la oleaginosa en comparación al maíz (Reboratti *et al.* 2010). Sin embargo, este reemplazo parece haber afectado más a la zona centro y este del área de estudio, lo cual podría estar relacionado a diferencias en el tipo de suelo y aptitudes de los cultivos. La zona oeste del área de estudio limita con la Pampa Interior, y los suelos allí presentes son principalmente Hapludoles de textura franco-arenosa, con un mayor porcentaje de arena y menor contenido de materia orgánica (1-3 %) que los suelos de la zona centro-oeste, principalmente Argiudoles de textura franco-limosa (Álvarez y Steinbach 2006; INTA, 1987). Es posible que esta diferencia en el tipo de suelo, sumado a decisiones de manejo, régimen de precipitaciones y requerimientos de los cultivos, determine una mayor presencia de maíz en esta zona.

En la zona sudeste del área de estudio se evidenció una zona con alta presencia de pasturas y pastizales naturales correspondiente a los partidos de Mercedes, San Andrés de Giles y Suipacha, lo cual es coincidente con la denominación de “cobertura no agrícola” en el MNC. La presencia de estas coberturas en esa zona es concordante con la existencia de establecimientos ganaderos a base de pasturas y pastizales naturales en esos partidos tradicionalmente ganaderos. Por otro lado, en esos partidos hay una alta presencia de suelos Argialboles y Natracualfes con limitaciones asociadas al

drenaje hídrico y, en algunos casos, una elevada alcalinidad producto de la influencia que tiene la cuenca alta y afluentes del Río Salado (García *et al.* 2018). Adicionalmente, y considerando la zona VII en su conjunto, los campos naturales se ubicaron en las zonas bajas (bordes de lagunas, planicies de inundación de arroyos, etc.), y también en las proximidades de los asentamientos urbanos, lo cual es coincidente con la distribución de los Pastizales, Zonas Pantanosas y Pastizales Inundables en la clasificación de Mapbiomas. Una estrategia de manejo muy común en la zona núcleo pampeana es reservar las planicies de inundación de los arroyos para la producción ganadera (principalmente cría), dada la facilidad en el acceso al agua para bebida animal y la presencia de suelos salinos e inundables que no son adecuados para los cultivos de granos (Chagas *et al.* 2014).

Si bien los mapas resultantes de las clasificaciones anuales fueron muy similares para las tres campañas, se evidenció una mayor superficie sembrada con soja en la campaña 2017/18 respecto a las campañas 2018/19 y 2019/2020. Esta mayor presencia de soja pudo haber estado relacionada con un retraso del régimen normal de precipitaciones ocurrido en esa campaña al inicio del período estival, lo cual desincentivó la siembra de maíz en favor de un aumento de la superficie sembrada con soja (BCBA, 2021). Por otro lado, entre 2008 y 2016 se establecieron restricciones impositivas (retenciones) a la exportación del orden de 23% y del 20% para los cultivos de trigo y maíz, respectivamente, dando como resultado un aumento muy marcado de la superficie sembrada con soja. Esto llevó, en el año 2015, a que se alcanzara el máximo histórico de superficie sembrada de ese cultivo a nivel país (BCR, 2020). A partir de 2016 se eliminaron las restricciones impositivas, y entre 2016 a 2021 se observó una disminución paulatina de la superficie sembrada con soja en favor de las superficies sembradas con trigo y maíz (BCR, 2020). Según estimaciones de la Bolsa de Cereales de Rosario para la campaña 2017/18 la diferencia entre las toneladas de soja y maíz producidas en la región núcleo fue de 7.5 millones de toneladas, mientras que en las campañas de 2018/19 y 2019/20 esa diferencia se redujo a 5 y 3 millones de toneladas, respectivamente. Según otras estimaciones del mismo organismo, la superficie sembrada de soja en las campañas 2017/18, 2018/19 y 2019/20 en comparación a la suma de superficies de trigo y maíz fue de 2.4, 1.7 y 1.5 respectivamente³.

La superficie estimada a nivel de departamento para trigo, soja y maíz mostró una muy estrecha relación con las superficies estimadas por el área de Estimaciones Agrícolas del Ministerio de Agricultura Ganadería y Pesca (MAGyP). Este elevado nivel de ajuste, al igual que las similitudes descritas con el MNC y las clasificaciones de Mapbiomas Pampas, sugieren que la metodología de

³Superficie sembrada con soja / (superficie sembrada con trigo + superficie sembrada con maíz)

clasificación utilizada en este trabajo fue muy adecuada, tanto en la elección de los inputs de la clasificación (verdad terrestre, bandas, índices espectrales, períodos, filtros espaciales etc.), como en la resolución conceptual adoptada.

El análisis de sustentabilidad ambiental basado en el uso de AgroEcoIndex® mostró que los balances de nutrientes fueron negativos en la mayoría de las rotaciones y también a nivel regional, lo cual fue coincidente con otros trabajos similares (Cruzate *et al.* 2012, Jobaggy *et al.* 2010, Viglizzo *et al.* 2010, Frank *et al.* 2007). La elevada fertilidad original de los suelos de la región núcleo argentina estuvo asociada históricamente con muy bajos niveles de fertilización, y por este motivo, en las últimas décadas se ha evidenciado un balance de nutrientes negativo (Viglizzo *et al.* 2010). El cultivo de soja suple la mayor parte de la demanda de N mediante fijación biológica, mientras que para el caso del P la situación es más grave (Jobbágy *et al.* 2010). Algunos autores estiman que entre 2002 y 2017 se exportaron en toda la región Pampeana 5,2 millones de toneladas de P por cosecha, mientras solo se repusieron por fertilización 3,8 millones de toneladas (Cruzate *et al.* 2012). En otras estimaciones, Viglizzo *et al.* (2010) obtuvieron, a nivel país para el período 2001-2005, un balance de fósforo de $-2.1 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$ lo cual es aproximadamente la mitad del obtenido en este trabajo. Sin embargo, en esta comparación deberían contemplarse los cambios tecnológicos ocurridos entre 2001-2005 (período de análisis de Viglizzo *et al.* (2010)) y 2017-2020 (período de análisis de este trabajo). Entre esos cambios biotecnológicos se encuentran las mejoras en los genotipos y manejos, que, al permitir mayores rendimientos, índices de cosecha, y una mayor relación entre la biomasa aérea y subterránea, promueven aún más la extracción de nutrientes (Alvarez *et al.* 2012).

El riesgo de contaminación por plaguicidas fue superior en las rotaciones agrícolas en comparación a las pasturas, y también fue elevado a nivel regional. Esto guarda una estrecha relación con el insumo tecnológico que tienen asociados los cultivos de grano en Argentina desde fines del siglo XX. Desde la incorporación masiva de la siembra directa, la agricultura en la región núcleo se ha basado principalmente en insumos químicos, los cuales forman parte indisoluble del paquete tecnológico de producción (Pengue *et al.* 2005). El uso herbicidas de amplio espectro (principalmente glifosato), en combinación con la tecnología de resistencia transgénica, condujo a una concentración de la actividad vegetal en primavera-verano y su casi supresión completa en el resto del año (Jobaggy *et al.* 2021). En este contexto, el rol de los herbicidas de amplio espectro como agente tóxico para humanos y para el ambiente ha sido un núcleo muy importante de conflictividad en la historia reciente de la agricultura argentina. Cabe resaltar que si bien, la toxicidad específica del elenco de agroquímicos ha disminuido (Satorre y Andrade *et al.* 2021), la

concentración de plaguicidas y sus derivados registrados en el ambiente despiertan alarmas y acrecientan la preocupación social en torno a la temática.

Desde diferentes aproximaciones, distintos autores han analizado el impacto del uso de plaguicidas en la Región Pampeana. Por ejemplo, Viglizzo *et al.* (2010b), mediante el uso de un índice combinado de toxicidad y persistencia, analizaron el riesgo de contaminación de plaguicidas entre los años 1956 y 2005. En el período 1956-60 observaron los mayores riesgos de contaminación, asociados a la predominancia de plaguicidas de alta toxicidad (clorados y fosforados). En el período 1986-1990 observaron una caída del riesgo de contaminación debido al empleo de plaguicidas más amigables con el ambiente desarrollados en esos años. Sin embargo, durante el período 2001-2005 observaron un repunte del riesgo de contaminación, explicado por un incremento significativo del área cultivada y por la mayor participación relativa del cultivo de soja en las rotaciones agrícolas.

Desde otro enfoque, Ferraro *et al.* (2003) analizaron, mediante distintos indicadores, el impacto a escala de lote del uso de pesticidas y distintos tipos de labranzas en la Pampa Interior. Estos autores consideraron el impacto de la aplicación de pesticidas en base a la toxicidad y la dosis aplicada de cada producto. Por otro lado, clasificaron la toxicidad de cada principio activo en base a sus efectos sobre mamíferos e insectos. Entre sus resultados mostraron, por ejemplo, un mayor impacto de pesticidas sobre la comunidad de insectos y mamíferos asociado a la adopción de tecnologías de siembra directa. Por otro lado, observaron un menor riesgo por el uso de pesticidas en el cultivo de trigo en comparación con los cultivos de maíz y girasol. También encontraron una gran heterogeneidad en los riesgos de contaminación por pesticidas y los distintos sistemas de labranza, asociada a las diferencias en el número de aplicaciones, la distinta toxicidad de los principios activos y las diferentes dosis aplicadas. Al comparar los resultados de Ferraro *et al.* (2003) con el presente trabajo, es importante destacar que dichos autores consideraron los cultivos de forma individual y no en un contexto de rotaciones agrícolas y/o usos del suelo anual. En este sentido, si bien Ferraro *et al.* (2003) observaron un menor riesgo para el cultivo de trigo, su inclusión en la rotación trigo/soja (muy extendida en la región núcleo) podría implicar un mayor un riesgo al analizarlo a nivel de rotación agrícola. Por otro lado, la metodología de cálculo del riesgo estuvo enfocada en el impacto ecotoxicológico del uso de pesticidas, mientras que la metodología de AgroEcoIndex® está más enfocada en el riesgo de contaminación. En este sentido, y sumado a que los valores de riesgo son adimensionales, los resultados no son completamente comparables, ambos trabajos dan cuenta de efectos adversos en el mismo sentido y magnitud relativa.

El uso de AgroEcoIndex® también mostró algunas limitaciones. Por ejemplo, el riesgo de contaminación por N y P se valora en función de la cantidad de N y P residuales en el agua excedente, la cual surge de descontar a la precipitación la evapotranspiración y la capacidad de retención de agua del suelo. Es decir que el riesgo de contaminación es positivo solo si el balance hídrico anual es positivo. Esto representa asumir la inexistencia de precipitaciones intensas que pueden generar grandes escurrimientos superficiales y drenaje profundo en cortos períodos de tiempo. También implica asumir que los cultivos pueden absorber sin limitaciones los nutrientes aportados por fertilización, lo cual suele no ser así en fertilizaciones que se aplican previo a la siembra o frente a la ocurrencia de una precipitación intensa posterior a la aplicación de los fertilizantes, en donde buena parte se pierde por lixiviación (Alvarez *et al.* 2006b). En este sentido, podría considerarse que este problema está relacionado con la resolución temporal del modelo de cálculo de AgroEcoIndex®. Al considerar únicamente el balance a resolución anual, el modelo no contempla la variabilidad mensual o diaria que podría generar diferencias en los índices de riesgo de contaminación y los balances de N y P. Adicionalmente, esto podría ser aún más grave a la luz de los cambios esperados en la región como consecuencia del cambio climático (ej. precipitaciones más intensas) (Farrelli *et al.* 2019, IPCC 2014).

La evaluación de los sistemas productivos en la región núcleo argentina realizada en este trabajo evidencia ventajas y desafíos de cara al futuro próximo. El uso austero de nutrientes, el elevado uso de pesticidas y la escasa diversidad de cultivos parecen ser debilidades que amenazan su sustentabilidad a mediano y largo plazo. Siendo la región núcleo una de las zonas de producción de granos más importantes del mundo, y a la luz de la reciente conflictividad mundial, es importante considerar un horizonte productivo de mediano y largo plazo que contemple todas las dimensiones socioambientales. Solamente reconociendo la crisis ambiental y el contexto productivo propio de la región pueden visualizarse transformaciones viables y virtuosas para las próximas décadas.

5. Conclusiones

Este trabajo logró evaluar aspectos claves de la sustentabilidad ambiental de las principales rotaciones agrícolas en la Región Núcleo Sur pampeana. La aproximación para caracterizar y cuantificar rotaciones agrícolas basada en la integración de datos de campo con información derivada de sensores remotos fue adecuada a los objetivos planteados y a la escala de análisis aplicada. El análisis de la sustentabilidad ambiental, basado en el uso de AgroEcoIndex®, evidenció que el uso austero de nutrientes, el elevado uso de pesticidas y la escasa diversidad temporal de cultivos son aspectos que podrían afectar la sustentabilidad de la región de estudio en el mediano y largo plazo. Por otro lado, los resultados de este trabajo se podrían ampliar y complementar mediante la incorporación de otros indicadores de sustentabilidad ambiental que contemplan la pérdida de hábitats naturales, el consumo de energía fósil, la erosión y pérdida de estructura del suelo, entre otros. Por otro lado, los resultados también podrían ampliarse incorporando variaciones anuales y estacionales en el balance de agua, lo cual permitiría tener una mejor comprensión de los procesos vinculados al balance hidrológico. También resultaría interesante ampliar la extensión temporal y espacial incorporando, para ello, otras regiones y campañas agrícolas. Aunque el trabajo presenta algunas limitaciones metodológicas, como su cobertura espaciotemporal y la exhaustividad de los procesos involucrados, sus resultados podrían ser útiles para orientar futuras investigaciones, políticas públicas orientadas al uso y ordenamiento del territorio y estrategias de manejo agrícola. Alcanzar la sustentabilidad ambiental y productiva de la región núcleo será uno de los grandes desafíos de la agricultura argentina en este siglo. Este objetivo solo será alcanzable mediante la ampliación de los marcos conceptuales de análisis, que permitan incorporar tanto las dimensiones ambientales como productivas de los agroecosistemas pampeanos.

7. Anexo

Cultivo	Tipo de Insumo	Insumo	(kg-l/ha)
Maíz	Fertilizante	Urea	212
	Fertilizante	Superfosfato triple	106
	Fertilizante	Sulfato de amonio	19
	Plaguicida	Roundup Max	2.79
	Plaguicida	2,4 D amina	0.918
	Plaguicida	Dual 96 EC	2.157
	Plaguicida	Banvel	0.243
	Plaguicida	Lorsban 48	0.767
	Plaguicida	Fenom 20	0.043
	Plaguicida	Gesaprim 90	3.8
	Plaguicida	Acetoclor	2.5
	Plaguicida	Tordon 24 K	0.215
	Plaguicida	Perfekthion	0.2
	Plaguicida	Galant R	0.615
Pastura	Fertilizante	Superfosfato triple	100
	Fertilizante	Superfosfato triple	61
	Plaguicida	2,4 DB amina	0.5
Soja	Fertilizante	Urea	9.8
	Fertilizante	Superfosfato triple	54
	Fertilizante	Sulfato de amonio	20.3
	Plaguicida	Roundup Max	2.687
	Plaguicida	2,4 D amina	0.995
	Plaguicida	Select	0.7106
	Plaguicida	Acetoclor	2.89
	Plaguicida	Lorsban 48	0.587
	Plaguicida	Classic	0.061
	Plaguicida	Banvel	0.164
	Plaguicida	Misil I	0.0074
	Plaguicida	Galant R	0.549
	Plaguicida	Spider	0.0303
	Plaguicida	Sumisoya	0.103
Plaguicida	Sencorex 48	0.715	
Trigo	Fertilizante	Urea	205
	Fertilizante	Superfosfato triple	70.5
	Fertilizante	Sulfato de amonio	21
	Plaguicida	Roundup Max	1.96
	Plaguicida	2,4 D amina	0.7
	Plaguicida	Misil I	0.073
	Plaguicida	Karate	0.268
	Plaguicida	Perfekthion	0.1625
	Plaguicida	Lorsban 48	0.44
	Plaguicida	Folicur	0.384
	Plaguicida	Banvel	0.168
	Plaguicida	Tordon 24 K	0.12
	Plaguicida	Gaucho 60%	0.09
	Plaguicida	Isomero	0.2965

Tabla 3. Insumos (Fertilizante y plaguicidas) aplicados por cultivo a la zona VII (Región Núcleo Sur) de la zonificación del Panorama Agrícola Semanal (PAS). Las dosis corresponden al promedio ponderado de las últimas tres campañas agrícolas y del nivel tecnológico (bajo, y medio y alto) basado en la información derivada de ReTAA.

6. Bibliografía

Abbona, E. A, Sarandón, S. J, Marasas, M. E., Astier M (2007) Ecological sustainability evaluation of traditional management in different vineyard systems in Berisso, Argentina. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, (3-4) 335-345.

Alvarez, C. R., Steinbach, H.S., Alvarez, R. (2012). El rol de los fertilizantes en la agricultura. En: Alvarez, R., Prystupa, P., Rodríguez, M., Alvarez C.R. 2012. (Editores). Fertilización de cultivos y pasturas. Diagnóstico y recomendación en la Región Pampeana. Editorial Facultad de Agronomía UBA, (3) 51-64.

Alvarez, R., Steinbach, H.S., De Paepe, J.L. (2014). A regional audit of nitrogen fluxes in pampean agroecosystems. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 184, 1-8.

Alvarez, R., Steinbach, H. (2006). Factores climáticos y edáficos reguladores del nivel de materia orgánica. En: *Materia orgánica. Valor agronómico y dinámica en suelos pampeanos*, (3), 31 – 40.

Alvarez, R. (2006 b). Balance de nitrógeno en cultivos de trigo. INTA-Estación Experimental Agropecuaria Rafaela. *Información Técnica de Trigo, Campaña*, 105.

Alvarez, R., Alvarez, C.R., Lorenzo, G. (2001). Carbon dioxide fluxes following tillage from a mollisol in the Argentine Rolling Pampa, *European Journal of Soil Biolog*, 37(3), 161-166.

Astier M, García-Barrios L, Galván-Miyoshi Y, González-Esquivel CE, Masera OR (2002) Assessing the sustainability of small-farmer natural resource management systems. A critical analysis of the MESMIS program (1995–2010). *Ecol Soc* 17(3):25.

Baldi, G., Paruelo, J. M. (2008). Land-use and land cover dynamics in South American temperate grasslands. *Ecology and Society*, 13(2).

BCBA. Bolsa de cereales de Buenos Aires. www.bolsadecereales.com. (último acceso: 18/07/2022)

BCR. Bolsa de Cereales de Rosario. Informe. <https://www.bcr.com.ar>. (último acceso: 18/07/2022)

Breiman, L. (2001). Random forests. *Machine learning*, 45(1), 5-32.

Buchhron, M. (2020). Copernicus Global Land Service: Land cover 100m: collection 3: epoch 2019: Globe. Version V3. 0.1)[Data set].

CASAFE, 2014. Evolución del uso de Productos Fitosanitarios en Argentina. Consultado en: <http://www.casafe.org>. (último acceso: 18/07/2022)

Chagas, C. I., Kraemer, F. B., Santanatoglia, O. J., Paz, M., & Moretton, J. (2014). Biological water contamination in some cattle production fields of Argentina subjected to runoff and erosion. *Spanish Journal of Agricultural Research*, 12(4), 1008-1017.

Cruzate, G.A., Casas R. (2012). 'Extracción y balance de nutrientes en los suelos agrícolas de la Argentina', *Informaciones Egronómicas de Hispanoamérica*, 6, 7-14.

De Camino R, Müller S (1993). Sostenibilidad de la agricultura y los recursos naturales. Bases para establecer indicadores. San José, Costa Rica. 134 pp.

De Abelleira, D., Verón, S. (2020). Crop rotations in the Rolling Pampas: Characterization, spatial pattern and its potential controls. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, 18, 100320.

De Abelleira D, Banchemo S, Verón S, Mosciaro J, Volante J. 2019. Mapa Nacional de Cultivos campaña 2018/2019. Colección 1. Versión 1. Informe. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), Argentina.

De Abelleira D, Banchemo S, Verón S, Mosciaro J, Volante J. 2020. Mapa Nacional de Cultivos campaña 2019/2020. Colección 1. Versión 1. Informe. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), Argentina.

Camino, R. D., Muller, S. (1993). Sostenibilidad de la agricultura y los recursos naturales: bases para establecer indicadores. GTZ/IICA. IICA. Serie 38. Documentos de Programas. San José, Costa Rica, 133.

Ferraro, D. O., Ghera, C. M., Sznajder, G. A. (2003). Evaluation of environmental impact indicators using fuzzy logic to assess the mixed cropping systems of the Inland Pampa, Argentina. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 96(1-3), 1-18.

Ferrelli, F., Brendel, A., Aliaga, V. S., Piccolo, M. C., Perillo, G. M. E. (2019). Climate regionalization and trends based on daily temperature and precipitation extremes in the south of the Pampas (Argentina).

Flores C. C, S. J Sarandón, L. Vicente (2007) Evaluación de la sustentabilidad en sistemas hortícolas familiares del partido de La Plata, Argentina, a través del uso de indicadores. Rev. Bras. Agroecología, v.2, (1): 180-184.

Frank, F. (2007). AgroEcoIndex® agrícola. Ejemplos de su empleo en La Pampa y San Luis. Pontificia Universidad Católica Argentina.

García, P. E., Badano, N. D., Menéndez, A. N., Bert, F., García, G., Podestá, G., Arora, P. (2018). Influencia de los cambios en el uso del suelo y la precipitación sobre la dinámica hídrica de una cuenca de llanura extensa. Caso de estudio: Cuenca del Río Salado, Buenos Aires, Argentina. Ribagua, 5(2), 92-106.

García-Alvarez, D., Lara Hinojosa, J., Jurado Pérez, F. J., Quintero Villaraso, J. (2022). Global General Land Use Cover Datasets with a Time Series of Maps. In Land Use Cover Datasets and Validation Tools Springer, Cham, 287-311.

Gislason, P. O., Benediktsson, J. A., Sveinsson, J. R. (2006). Random forests for land cover classification. Pattern recognition letters, 27(4), 294-300.

Gomez AA, D. E Swete Kelly, J. K Syers, KJ Coughlan (1996) Measuring sustainability of agricultural systems at the farm level. Methods for assessing soil quality, 49: 401-410.

Gorelick, N., Hancher, M., Dixon, M., Ilyushchenko, S., Thau, D., Moore, R. (2017). Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone. Remote sensing of Environment, 202, 18-27.

Guerschman, J. P., Paruelo, J. M., Bella, C. D., Giallorenzi, M. C., & Pacin, F. (2003). Land cover classification in the Argentine Pampas using multi-temporal Landsat TM data. International Journal of Remote Sensing, 24(17), 3381-3402.

Hall, A. J., Rebella, C. M., Ghera, C. M., Culot, J. P. (1992). Field-crop systems of the Pampas. Ecosystems of the World, 18, 413-450.

Herrera, L. A., Castellarín, J., Sánchez, J., Casiello, F. A. (2014). Herramientas y métodos para la caracterización de la sostenibilidad socio, productivo, ambiental en áreas representativas de la cuenca del río Carcarañá, en el sur de la Provincia de Santa Fe.

Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (2019). Mapa Nacional de Cultivos. Campaña 2018-2019. <http://www.geointa.inta.gob.ar/2019/09/10/mapa-nacional-decultivos-campana-20182019/>

Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (2020). Mapa Nacional de Cultivos. Campaña 2019-2020. <http://www.geointa.inta.gob.ar/2020/10/06/mapa-nacional-decultivos-campana-2019-2020/>

INTA. 1987. Secretaría de Agricultura, Ganadería y Recursos Renovables de la Nación. Carta de Suelos de la República Argentina.

IPCC. (2014) Climate change 2014: synthesis report. Contribution of working groups I, II and III to the fifth assessment report of the intergovernmental panel on climate change. En: Pachauri, R.K., Meyer, L.A. (Editores) Core Writing Team. Geneva, Switzerland.

Jobbágy, E. G., Aguiar, S., Piñeiro, G., Garibaldi, L. A. (2021). Impronta ambiental de la agricultura de granos en Argentina: revisando desafíos propios y ajenos.

Larsen, B., Kristensen J., Confalone, A. (2020). Aplicación de indicadores agroecológicos para el diagnóstico ambiental de una unidad productiva agropecuaria en el sudeste de Buenos Aires, Argentina. Cuban Journal of Agricultural Science, 54(3), 309-322.

Lloyd, L.E., McDonald, B.E., Crampton, E.W. (1978) Fundamentals of Nutrition, 2nd Edition. Freeman, San Francisco, CA.

Ministerio de Agricultura Ganadería y Pesca (MAGyP) (2015). Estimaciones Agrícolas. Distribución de la superficie agropecuaria según el uso actual de los suelos . <https://www.magyp.gob.ar/sitio/areas/estimaciones/distribucion/cg2014->

Método de segmentos aleatorios. Metodología para la estimación de la superficie sembrada con cultivos extensivos. Versión V. [https://www.magyp.gob.ar/sitio/areas/estimaciones/estimaciones/metodologia/_archivos//000000_Metodo%20de%20segmentos%20aleatorios%20\(Version%205\).pdf](https://www.magyp.gob.ar/sitio/areas/estimaciones/estimaciones/metodologia/_archivos//000000_Metodo%20de%20segmentos%20aleatorios%20(Version%205).pdf)

NRC, National Research Council (1978). Nutrient Requirements of Domestic Animals, National Academy of Sciences, Washington, DC.

Olofsson, P., Foody, G. M., Herold, M., Stehman, S. V., Woodcock, C. E., y Wulder, M. A. (2014). Good practices for estimating area and assessing accuracy of land change. Remote Sensing of Environment, 148, 42-57.

Pacini C, A Wossink, G, Giesen, C, Vazzana R Huirne (2003) Evaluation of sustainability of organic, integrated and conventional farming systems: a farm and field-scale analysis. Agriculture, Ecosystems & Environment 95: 273-288.

Paruelo, J. M., Guerschman, J. P., Piñeiro, G., Jobbagy, E. G., Veron, S. R., Baldi, G., Baeza, S. (2006). Cambios en el uso de la tierra en Argentina y Uruguay: marcos conceptuales para su análisis. *Agrociencia*. Vol (2) 47-64.

Paruelo, J. M. (2008). La caracterización funcional de ecosistemas mediante sensores remotos. *Ecosistemas*, 17(3).

Paruelo, J. M., Guerschman, J.P., Baldi, G., Di Bella, C. M. (2004). La estimación de la superficie agrícola. *Antecedentes y una propuesta metodológica*. *Interciencia*, 29 (8), 421-427.

Pengue, W. A. (2005). Transgenic crops in Argentina: the ecological and social debt. *Bulletin of Science, Technology & Society*, 25(4), 314-322.

Reboratti, C. (2010). Un mar de soja: la nueva agricultura en Argentina y sus consecuencias. *Revista de Geografía Norte Grande*, (45), 63-76.

RETAA. Relevamiento de tecnología agrícola aplicada de la Bolsa de Cereales (2018) Buenos Aires, Argentina.

Romanelli, A., Soto, D. X., Matiatos, I., Martínez, D. E., Esquiús, S. (2020). A biological and nitrate isotopic assessment framework to understand eutrophication in aquatic ecosystems. *Science of the Total Environment*, 715, 136909.

Sarandón S. J, M. E. Marasas, F Dipietro, A Belaus, W Muiño E Oscares (2006a) Evaluación de la sustentabilidad del manejo de suelos en agroecosistemas de la provincia de La Pampa, Argentina, mediante el uso de indicadores. *Revista Brasileira de Agroecología*, Vol 1 (1): 497-500.

Satorre, E. H., Andrade, F. H. (2021). Cambios Productivos y tecnológicos de la agricultura extensiva argentina en los últimos quince años. *Ciencia Hoy*, 29, 19-27.

Satorre, E.H., (2012). Recent changes in Pampean agriculture: possible new avenues to cope global change challenges. In: Slafer, Araus (Ed.), *Crop Stress Management and Climate Change*; CABI, (2) 47–57.

Sbarra, N.H. (1964). *Historia del Alambrado en la Argentina*. EUDEBA. Buenos Aires. Argentina.

Smyth, A.J., J. Dumanski., (1995). A framework for evaluating sustainable land management. *Can.J.Soil Sci.* 75:401-406.

Soriano, A., León R. J. C, Sala O.E., Lavado R.S., Deregibus V.A (1991). Rio de la Plata grasslands. En: Coupland, R.T. (Editores). Natural Grasslands, Ecosystems of the World. Elsevier, Amsterdam., 367-407.

Viglizzo, E. F., Jobbágy, E. (2010). Expansión de la frontera agropecuaria en Argentina y su impacto ecológico-ambiental. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), Buenos Aires, AR.

Viglizzo E, Frank F (2010b) Erosión del suelo y contaminación del ambiente. En: Viglizzo EF, Jobbágy E (editores). Expansión de la Frontera Agropecuaria en Argentina y su impacto ecológico ambiental. INTA, Buenos Aires, 37–41.

Viglizzo, E., Frank, F., Bernardos, J., Buschiazzi, D., Cabo, S. (2006). A Rapid Method for Assessing the Environmental Performance of Commercial Farms in the Pampas of Argentina. *Ecosystems Monitoring and Assessment* 117, 109–134.

Viglizzo, E. F., Pordomingo, A. J., Castro, M. (2002). La sustentabilidad ambiental del agro pampeano. The environmental sustainability of agriculture in the Argentine Pampas. Programa Nacional de Gestión Ambiental Agropecuaria. Argentina, INTA, 84.

Viglizzo, E. F., Lértora, F., Pordomingo, A. J., Bernardos, J. N., Roberto, Z. E., & Del Valle, H. (2001). Ecological lessons and applications from one century of low external-input farming in the pampas of Argentina. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 83(1-2), 65-81.

Waldner, F., de Abelleira, D., Verón, S. R., Zhang, M., Wu, B., Plotnikov, D., Defourny, P. (2016). Towards a set of agrosystem-specific cropland mapping methods to address the global cropland diversity. *International Journal of Remote Sensing*, 37(14), 3196-3231.

Weber, G., Parada, O. (1994). Development of an integrated pest management system for rice in Latin America. *Biology and management of rice insects*. Wiley Eastern Limited, New Delhi, India, 733-748.