

UNIVERSIDAD FASTA

Ambientes ribereños de una cuenca hortícola: evaluación de sus servicios ecosistémicos como alternativa para mitigar la contaminación

TRABAJO FINAL DE GRADUACIÓN EN INGENIERÍA AMBIENTAL

Alumna

Sofía Oronoz

Directora

Dra. Ing. María Paula Barral

- 2021 -

Agradecimientos

A mi familia, por bancarme y acompañarme siempre.

A mis amigos. A los de siempre, a los nuevos y a los que se convirtieron en una familia marplatense.

A Paula, a quien debo gran parte de mi aprendizaje durante todo este tiempo. Gracias por todo tu apoyo y por transmitirme tanto entusiasmo.

A Pau, por ser mi compañera de siempre. “Siempre” empieza a contar después del primer día, que no me saludó.

A Aldi, por recorrer el camino a mi lado.

A Juli, porque es ese hermano que siempre está.

A Facu, porque es ese hermano que nunca está, ni siquiera en su festejo de cumpleaños, pero lo queremos igual.

A Pibi, por su compañía y tranquilidad (demasiada).

A Ne, porque los veranos de estudio no hubiesen sido lo mismo sin ella.

A Juliana Bo y Cecilia Finocchietti, por el asesoramiento brindado.

Y a cada persona que me acompañó de una u otra forma durante estos años.

Índice general

Agradecimientos	i
Índice general.....	ii
Índice de figuras.....	iv
Índice de tablas	vi
Resumen.....	viii
1. Introducción.....	1
2. Marco teórico y antecedentes	5
2.1 Servicios ecosistémicos	5
2.2 Servicios ecosistémicos en ambientes ribereños.....	7
3. Metodología	13
3.1 Área de estudio.....	14
3.2 Caracterización de la cuenca: generación y compilación de la información en un Sistema de Información Geográfica.....	16
3.3 Modelado espacial de procesos de transporte de nutrientes y sedimentos hacia los ambientes ribereños	25
4. Resultados y discusión.....	31
4.1 Mapa de coberturas de suelos.....	31
4.2 Modelado del transporte de nutrientes.....	32
4.3 Modelado de pérdida de sedimentos por erosión hídrica	40
5. Conclusiones.....	46
6. Anexos	48
6.1 Pruebas de clasificaciones de coberturas de suelos	48
Prueba A.....	48
Prueba B.....	49
Prueba C	50
Prueba D	51

Prueba E.....	52
Prueba F.....	53
Prueba G.....	54
Prueba H.....	55
Prueba J.....	56
Bibliografía.....	57

Índice de figuras

Figura 1. Funciones ecosistémicas vinculadas con el SE en estudio.....	6
Figura 2. Ambiente ribereño. Fuente: SEPA (2009)	8
Figura 3. Esquema síntesis de las metodologías utilizadas	14
Figura 4. Área de estudio. A) Localización de la provincia de Buenos Aires. B) Localización del partido de Gral. Pueyrredón en la provincia. C) Límites de las cuencas y localización del área de mayor producción frutihortícola. D) Zoom y vista satelital del área de mayor producción frutihortícola.	15
Figura 5. Modelo digital de elevaciones (DEM)	17
Figura 6. Límite de las cuencas.....	18
Figura 7. Red de drenaje (líneas) y Laguna de Los Padres (polígono azul)....	19
Figura 8. Sierras y ejidos urbanos.....	20
Figura 9. Mapa de clasificación de coberturas de suelos (año 2019, imágenes Sentinel 2A).....	32
Figura 10. Promedios de NT según orden hidrológico	34
Figura 11. Promedios de PT según orden hidrológico.....	34
Figura 12. Clasificación de tramos según llegada de NT. La cantidad, estimada en kg/píxel/año, se relativizó a una escala cuantitativa en las cinco categorías. A) Buffer de 50 m a cada lado del curso de agua. B) Buffer de 100 m a cada lado del curso de agua. C) Buffer de 200 m a cada lado del curso de agua. D) Gráfico resumen de la clasificación.....	35
Figura 13. Clasificación de tramos según llegada de PT La cantidad, estimada en kg/píxel/año, se relativizó a una escala cuantitativa en las cinco categorías. A) Buffer de 50 m a cada lado del curso de agua. B) Buffer de 100 m a cada lado del curso de agua. C) Buffer de 200 m a cada lado del curso de agua. D) Gráfico resumen de la clasificación.....	36
Figura 14. Vista de algunos de los tramos con mayor llegada de nutrientes (categorías "muy alto" y "alto"). A) Sector de la cuenca donde se ubican los tramos con mayor llegada de nutrientes. B) Vista satelital de los tramos (imagen de Google Earth). C) Vista de los tramos sobre coberturas de suelos. D) Vista de los tramos con los límites catastrales.	38
Figura 15. Ubicación del tramo analizado en el catastro (Buffer 10 m).	40
Figura 16. Promedios de sedimentos según orden hidrológico.....	41

Figura 17. Clasificación de tramos según llegada de sedimentos. La cantidad, estimada en Mg/píxel/año, se relativizó a una escala cuantitativa en las cinco categorías. A) Buffer de 50 m a cada lado del curso de agua. B) Buffer de 100 m a cada lado del curso de agua. C) Buffer de 200 m a cada lado del curso de agua. D) Gráfico resumen de la clasificación. 42

Figura 18. Vista de algunos de los tramos con mayor llegada de sedimentos (categorías "muy alto" y "alto"). A) Sector de la cuenca donde se ubican los tramos con mayor llegada de suelo. B) Vista satelital de los tramos (imagen de Google Earth). C) Vista de los tramos sobre coberturas de suelos. D) Vista de los tramos con los límites catastrales..... 44

Figura 19. Ubicación de los tramos analizados en el catastro (Buffer 10 m). A) Tramo norte. B) Tramo sur. 45

Índice de tablas

Tabla 1. Ancho mínimo de FVR según pendiente. Fuente: USDA - NRCS (2004).....	10
Tabla 2. Parámetros de descarga a colectora pluvial o cuerpo de agua superficial según Resolución N°336/03.....	13
Tabla 3. Pruebas de clasificación realizadas	22
Tabla 4. Valoración del coeficiente kappa. Fuente: Cerda Lorca & Villarroel Del P. (2008).....	24
Tabla 5. Clases identificadas en la clasificación	25
Tabla 6. Coeficientes de exportación de NT y PT.....	26
Tabla 7. Coeficientes de intercepción de flujo.....	27
Tabla 8. Matriz de confusión	31
Tabla 9. Errores de comisión	31
Tabla 10. Errores de omisión	31
Tabla 11. Precisión del usuario.....	31
Tabla 12. Precisión del productor	31
Tabla 13. Cargas de nutrientes anual en los ambientes ribereños simulando diferentes anchos	33
Tabla 14. Carga de sedimentos que llegarían a los ambientes ribereños por erosión hídrica.....	40
Tabla 15. Matriz de confusión	48
Tabla 16. Errores de comisión	48
Tabla 17. Errores de omisión	48
Tabla 18. Precisión del usuario.....	48
Tabla 19. Precisión del productor	48
Tabla 20. Matriz de confusión	49
Tabla 21. Errores de comisión	49
Tabla 22. Errores de omisión	49
Tabla 23. Precisión del usuario.....	49
Tabla 24. Precisión del productor	49
Tabla 25. Matriz de confusión	50
Tabla 26. Errores de comisión	50
Tabla 27. Errores de omisión	50

Tabla 28. Precisión del usuario.....	50
Tabla 29. Precisión del productor	50
Tabla 30. Matriz de confusión	51
Tabla 31. Errores de comisión	51
Tabla 32. Errores de omisión	51
Tabla 33. Precisión del usuario.....	51
Tabla 34. Precisión del productor	51
Tabla 35. Matriz de confusión	52
Tabla 36. Errores de comisión	52
Tabla 37. Errores de omisión	52
Tabla 38. Precisión del usuario.....	52
Tabla 39. Precisión del productor	52
Tabla 40. Matriz de confusión	53
Tabla 41. Errores de comisión	53
Tabla 42. Errores de omisión	53
Tabla 43. Precisión del usuario.....	53
Tabla 44. Precisión del productor	53
Tabla 45. Matriz de confusión	54
Tabla 46. Errores de comisión	54
Tabla 47. Errores de omisión	54
Tabla 48. Precisión del usuario.....	54
Tabla 49. Precisión del productor	54
Tabla 50. Matriz de confusión	55
Tabla 51. Errores de comisión	55
Tabla 52. Errores de omisión	55
Tabla 53. Precisión del usuario.....	55
Tabla 54. Precisión del productor	55
Tabla 55. Matriz de confusión	56
Tabla 56. Errores de comisión	56
Tabla 57. Errores de omisión	56
Tabla 58. Precisión del usuario.....	56
Tabla 59. Precisión del productor	56

Resumen

La producción frutihortícola es una de las actividades de mayor importancia dentro del Municipio de General Pueyrredón. Su desarrollo genera ciertas externalidades negativas a causa del uso de pesticidas y fertilizantes, cuyos excedentes quedan en los suelos con el riesgo de que alcancen los cursos y cuerpos de agua por procesos de escorrentía. En este trabajo, a través del enfoque de servicios ecosistémicos, se abordó parte de este problema evaluando la contribución potencial de los ambientes ribereños en la provisión de los servicios ecosistémicos asociados a la purificación del agua superficial en las cuencas del Arroyo La Tapera y de Los Padres. A tal efecto, se caracterizó la cuenca en términos de topografía, usos y coberturas del suelo y red de drenaje mediante un Sistema de Información Geográfica. Luego, se modelaron los procesos de transporte de nutrientes y sedimentos hacia los ambientes ribereños en función de los usos del suelo y los factores topográficos de la cuenca. Para esto, se utilizó un conjunto de procedimientos que integran un protocolo de mapeo original orientado al ordenamiento territorial (ECOSER). Producto de esto, se obtuvieron mapas que indican la cantidad acumulada de nitrógeno, fósforo y sedimentos. Posteriormente, se realizaron buffers de distintos tamaños a la red de cursos de agua para representar los ambientes ribereños y se categorizaron según la cantidad acumulada de nutrientes y sedimentos. El análisis de estos mapas permitió identificar las áreas claves, donde sería necesario fomentar la conservación de franjas de vegetación ribereña con el fin de disminuir la llegada de nutrientes y sedimentos a los cursos de agua y así contribuir a la preservación y/o restauración del servicio ecosistémico de purificación de agua superficial.

Palabras claves: servicios ecosistémicos, ambientes ribereños, Sistema de Información Geográfica.

1. Introducción

La agricultura es una actividad de suma importancia para el desarrollo de la humanidad, sin embargo, sus impactos negativos sobre el ambiente son cada vez mayores. La transformación de ambientes naturales, la remoción permanente del suelo y el incremento en el uso de compuestos químicos son algunas de las actividades asociadas a la agricultura que generan dichos impactos (Krutz et al., 2005; Maille, 2001; Szpeiner et al., 2007; Ortega, 2009).

La labranza del suelo suele afectar sus propiedades físicas y producir mayor susceptibilidad a la erosión, lo que puede afectar los niveles de materia orgánica y nitrógeno en la superficie del suelo (McLaughlin & Mineau, 1995). Además, la agricultura impacta negativamente en las fuentes y cuerpos de agua debido a que los plaguicidas pueden contaminar las aguas subterráneas a través de su infiltración o pueden dispersarse por acción del viento y contaminar los cuerpos de agua superficiales (Ortega, 2009). Por otro lado, las actividades agrícolas y el uso de pesticidas y fertilizantes tiene impactos sobre la biodiversidad en varios niveles, incluyendo plantas y grupos de vertebrados e invertebrados (McLaughlin & Mineau, 1995).

En las últimas décadas, la agricultura de la región pampeana y del país en general se ha expandido e intensificado a raíz del desarrollo tecnológico basado en cultivos transgénicos, la siembra directa, el incremento en el uso de fertilizantes y plaguicidas y, últimamente, la agricultura de precisión (Vázquez & Zulaica, 2013). La intensificación permite aumentar la productividad pero genera ciertas externalidades negativas como la homogeneización del paisaje por la remoción y el cultivo de ambientes marginales (Aizen et al., 2009), la pérdida de biodiversidad (Medan et al., 2011), la contaminación de aguas superficiales (Peruzzo et al., 2008) y subterráneas (Costa et al., 2002), entre otros.

Dentro de la diversidad de agricultura que existe en la región, la producción de frutas y hortalizas, comúnmente denominada producción frutihortícola, es un caso particular ya que suele desarrollarse de manera concentrada en la zona

periurbana (sector comprendido entre lo rural y lo urbano). Esta actividad aporta múltiples ventajas a los territorios donde se desarrolla, al ser una fuente de alimentos y generar puestos de trabajo para los centros poblados adyacentes (Piñero et al., 2012). Pero a su vez, como se mencionó anteriormente, esta actividad genera impactos ambientales. Entre los más relevantes se encuentran: la contaminación de aguas subterráneas con nitratos o bacterias coliformes por la aplicación de abono en grandes cantidades y de forma continua, la alteración de la estructura y permeabilidad del suelo debido al laboreo del mismo y la ineficaz gestión de envases y líquidos remanentes (Daga et al., 2017).

El cinturón frutihortícola del Municipio de General Pueyrredón, segundo más importante del país, se destaca por el volumen, variedad y calidad de los productos obtenidos (González et al., 2017). En cuanto a valor agregado, es una de las actividades de mayor importancia desarrollada en el municipio (Atucha, Lacaze, & Roveretti, 2014). No obstante, la opinión social sobre los posibles impactos en el ambiente y la salud derivados del uso de agroquímicos en dichas producciones intensivas generó en el año 2008 la sanción de la ordenanza N° 18740, que prohíbe el uso de agroquímicos a 1000 m de cada núcleo poblacional (entendido como tal casa-habitación con cuatro o más habitantes permanentes) (González et al., 2017). Sin embargo, esto generó un fuerte rechazo y movilización, ya que esta nueva normativa volvería prácticamente improductiva al 70% del área destinada a estas actividades (Atucha et al., 2014). Es entonces que los sectores agropecuarios hicieron una presentación ante el Municipio y, luego de varias audiencias públicas, se sancionó la ordenanza N° 21296 en el año 2013, donde se redujo el límite de aplicación a 100 m, adecuando así las estrategias productivas hacia un nuevo paradigma productivo-ambiental pero de manera progresiva.

Frente a esta situación se hace necesaria la generación de alternativas de planificación que apunten a mejorar la sostenibilidad del desarrollo rural, especialmente en estas interfaces urbano-rural (los periurbanos) donde los conflictos entre los diversos actores sociales suelen ser recurrentes y los impactos ambientales negativos se hacen más evidentes. Una herramienta

interesante para abordar este tipo de problemas socio-ambientales es el enfoque de servicios ecosistémicos ya que permite vincular decisiones, factores de cambio, ecosistemas y bienestar humano (Laterra & Nahuelhual, 2014).

Los servicios ecosistémicos pueden definirse como aquellos procesos y componentes de los ecosistemas que contribuyen o son utilizados (activa o pasivamente) en la generación de beneficios o bienestar para la sociedad (B. Fisher, Costanza, Turner, & Morling, 2009). Bajo este marco se establecen las relaciones entre los procesos que ocurren en un ecosistema (ej. la infiltración de agua en el suelo), el impacto que tienen distintas decisiones (ej. reemplazar un pastizal natural por un cultivo) sobre estos procesos (ej. reducción de las tasas de infiltración) y cómo estos impactos pueden afectar el bienestar de parte de una sociedad (ej. aumento de las inundaciones). Al hacer visible estas vinculaciones, el enfoque de servicios ecosistémicos se convierte en una herramienta útil, no sólo para identificar cómo determinados cambios afectan el bienestar humano, sino también para generar alternativas que apunten a conservar y/o restaurar servicios ecosistémicos que sean necesarios para atenuar algún impacto no deseado.

En los paisajes rurales existen ciertos fragmentos que por sus condiciones ambientales no son “tan atractivos” para la agricultura, pero que desde el punto de vista ecológico son claves para la provisión de algunos servicios ecosistémicos. Los ambientes ribereños son un claro ejemplo de esta situación, por lo que podrían ser estratégicos para diseñar medidas de mitigación a los problemas ambientales antes mencionados. La zona ribereña es el lugar donde el sistema acuático converge con el ambiente terrestre (Act, 1993). Estos ambientes suelen presentar suelos poco productivos para la agricultura y a su vez resultan ser fuentes de generación de servicios ecosistémicos (Quevedo Corado, 2008). Entre sus roles se pueden mencionar su capacidad de: reducir los flujos de agua de escorrentía (Schoumans et al., 2014), retener sedimentos, nitrógeno, fósforo y ciertos pesticidas (Gumiere & Rousseau, 2011; Hoffmann et al., 2009; Syversen & Bechmann, 2004), proveer refugios de biodiversidad y aumentar la conectividad del paisaje (Naiman & Décamps, 1997).

En las cuencas agrícolas, el exceso de plaguicidas, nutrientes y otros contaminantes emergentes (ej. antibióticos de uso veterinario) en la escorrentía proveniente de fuentes no puntuales es una de las principales causas de la degradación de los ecosistemas de agua dulce aguas abajo (De Jonge et al., 2002). Como ejemplo de esto, Peruzzo et al. (2008) encontraron glifosato en aguas superficiales producto del escurrimiento superficial en arroyos en el norte de la provincia de Buenos Aires. Aparicio et al. (2013) también encontraron este herbicida en suelos y agua superficial en cuencas del sudeste de la provincia. Pérez et al. (2020) detectaron niveles de alto riesgo ecotoxicológico de monensina (antibiótico) en un arroyo del partido de Balcarce. Mientras que en un estudio realizado en las cuencas donde se emplaza el cinturón frutihortícola (área de estudio de este trabajo) detectaron oxitetraciclina y monensina en más del 50% de las muestras de agua en un monitoreo en distintos tramos de los arroyos (Okada et al., 2020).

Por lo tanto, teniendo en cuenta la importancia de la producción frutihortícola para el municipio y zonas aledañas y la necesidad de generar estrategias para dar solución a las problemáticas ambientales en torno a esta actividad, este trabajo se propone identificar los ambientes ribereños claves por su rol en la provisión de los servicios ecosistémicos asociados a la purificación de agua superficial en el cinturón hortícola del partido de General Pueyrredón.

Objetivo general

Identificar los ambientes ribereños claves por su rol en la provisión de servicios ecosistémicos asociados a la purificación de agua superficial en la cuenca que contiene gran parte del cinturón hortícola del partido de General Pueyrredón.

Objetivos específicos

- Caracterizar la cuenca bajo estudio en términos de topografía, usos y coberturas del suelo y red de drenaje.
- Modelar el transporte de sedimentos y nutrientes hacia los ambientes ribereños de la cuenca teniendo en cuenta los usos y coberturas del suelo, tipo de suelos, topografía y factores climáticos.

- Identificar los ambientes ribereños estratégicos para fomentar la conservación por su potencial contribución a la provisión de servicios ecosistémicos asociados a la purificación de agua superficial a través de la retención de sedimentos y nutrientes.

2. Marco teórico y antecedentes

2.1 Servicios ecosistémicos

Los servicios ecosistémicos (de aquí en adelante, SE) pueden definirse como aquellos procesos y componentes de los ecosistemas que contribuyen o son utilizados (activa o pasivamente) en la generación de beneficios o bienestar para la sociedad (Fisher et al., 2009). Los procesos que contribuyen a la generación de SE suelen denominarse funciones ecosistémicas (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). Estas son definidas como un subconjunto de interacciones entre estructura y procesos biofísicos, que sustentan la capacidad de un ecosistema de proveer bienes y servicios. Una misma función ecosistémica puede aportar a distintos SE y un mismo SE puede depender de distintas funciones (Haines-Young & Potschin, 2015). Por ejemplo, el SE de purificación de agua superficial se vincula a diferentes funciones (Figura 1) como control de la erosión, retención de sedimentos y contaminantes en humedales, y retención de sedimentos y contaminantes en franjas de vegetación ribereña (Barral, 2015).

Los SE comprenden interacciones complejas entre la generación y la utilización de los mismos. El lugar donde se captura o utiliza el SE puede no ser el mismo lugar en donde se genera y depende del tipo de SE y la escala de espacio y tiempo considerada. Ejemplificando con el SE de purificación de agua superficial, un humedal ubicado en la parte alta de una cuenca contribuye al dicho SE filtrando los contaminantes generados en la actividad agrícola pero los beneficiarios resultan ser los habitantes de la ciudad ubicada en la parte baja de la cuenca (Barral, 2015).

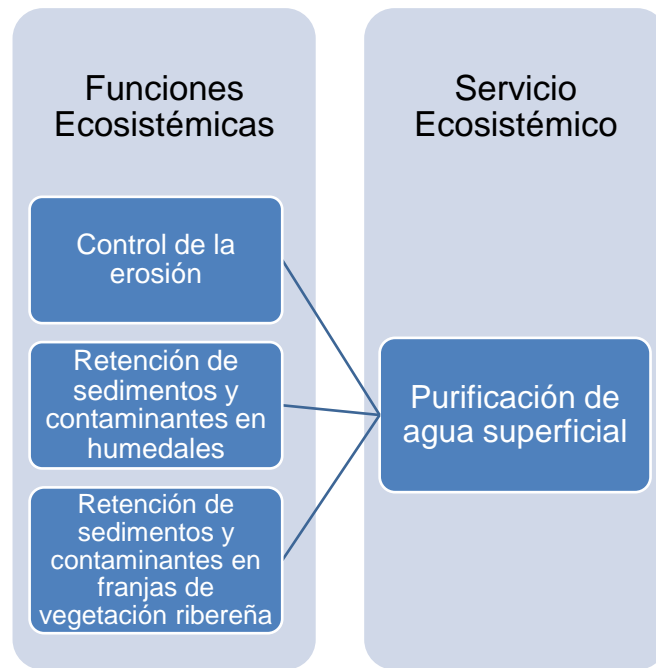


Figura 1. Funciones ecosistémicas vinculadas con el SE en estudio

Los servicios ecosistémicos pueden clasificarse en tres grupos, de provisión, de regulación y culturales (Clarkson et al., 2013):

- Servicios de provisión: contiene los productos vegetales, animales o minerales producidos en el ecosistema a los cuales se les puede dar un uso personal o comercial. Por ejemplo, el potencial de producción de alimentos, recursos medicinales, materiales combustibles (Clarkson et al., 2013).
- Servicios de regulación: resultan de la capacidad de los ecosistemas de regular el clima, los ciclos hidrológicos y biogeoquímicos, los procesos en la superficie de la tierra y una variedad de procesos biológicos. Por ejemplo, la regulación de erosión y sedimentación, la amortiguación de inundaciones, la mejora en la calidad del agua (Hein et al., 2006).
- Servicios culturales: se refieren a aquellos beneficios que las personas obtienen de los ecosistemas a través de la recreación, el desarrollo cognitivo, la relajación y la reflexión espiritual. Por ejemplo, las oportunidades de recreación y turismo, la provisión de paisaje atractivo, la provisión de información educacional, científica, cultural o artística (Hein et al., 2006).

El enfoque de SE parte de la premisa de que el buen funcionamiento de los ecosistemas es crítico para el bienestar humano, la mitigación de la pobreza y el desarrollo económico (Barral, 2015). Por lo general, las evaluaciones sobre SE comienzan analizando el sistema e identificando los SE que provee y los grupos de interés involucrados (ej. beneficiarios de la provisión de dichos SE). Luego, se cuantifican espacialmente (mapean) los flujos de SE y se identifican los beneficios, los beneficiarios, los costos y, quienes ganarían o perderían si la provisión de SE se modificara por algún cambio en el uso de la tierra. Para concluir, se evalúan y reevalúan los resultados en el marco de un determinado escenario político (Latterra & Nahuelhual, 2014).

La información espacial obtenida en las evaluaciones de SE es de gran utilidad para apoyar la toma de decisiones sobre cuestiones de planificación, de modo tal que contribuyan tanto a mejorar las condiciones de vida, proteger y conservar los recursos naturales y el ambiente, promover un modelo de desarrollo territorial equilibrado y sostenible, así como situar y reglamentar las actividades socioeconómicas que se desarrollan en un determinado territorio (Paruelo et al., 2014).

2.2 Servicios ecosistémicos en ambientes ribereños

Los ambientes ribereños comprenden áreas de transición entre los ecosistemas terrestres y los acuáticos (Figura 2). Están caracterizados por fuertes regímenes de energía, marcada heterogeneidad en el hábitat, diversidad de procesos ecológicos, gradientes multidimensionales y suelos frecuentemente fértiles y productivos debido principalmente a su ubicación cercana a los cursos y cuerpos de agua, donde los depósitos aluviales proporcionan un suelo rico en nutrientes y materia orgánica (Granados et al., 2006; Naiman et al., 2005). Estas zonas reducen las posibilidades de afectar negativamente los ecosistemas río abajo debido a que permiten al paisaje que los contiene procesar mayor cantidad de materia orgánica y capturar más nitrógeno, mejorar la cantidad y calidad del agua, facilitar el procesamiento de contaminantes y regular la temperatura y luz que ingresa a los sistemas acuáticos (Scarsbrook et al., 2001; Sirombra & Mesa, 2010).

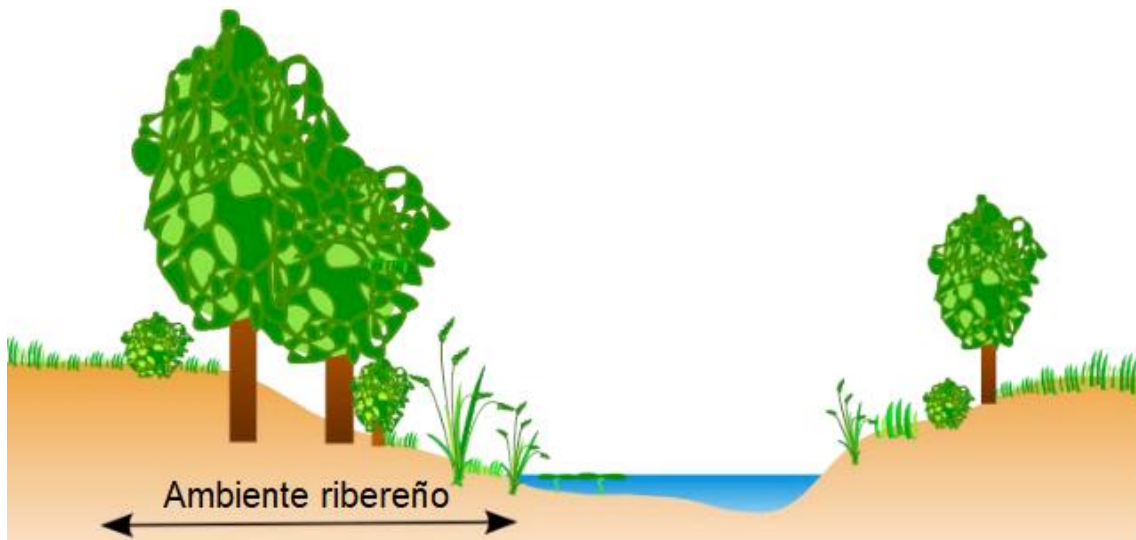


Figura 2. Ambiente ribereño. Fuente: SEPA (2009)

Los ambientes ribereños proveen diversos SE, incluyendo:

- Hábitat y biodiversidad: las especies presentes en el ecosistema acuático pueden ser altamente dependientes de la vegetación de los ambientes ribereños. Las hojas que caen en los cursos de agua forman la base de la red trófica en el ecosistema acuático y la sombra que la vegetación genera resulta importante para los organismos acuáticos. Además, crean corredores que unen hábitats fragmentados y aislados, a través de los cuales las especies se pueden mover, lo que resulta esencial para mantener y aumentar la biodiversidad (SEPA, 2009).
- Fortalecimiento de las orillas de los cursos: las raíces de las plantas previenen la erosión de las orillas de los cursos de agua. En ausencia de vegetación, son mucho más débiles y existen posibilidades de que sean erosionadas por el mismo curso de agua o por la lluvia. Los materiales arrastrados al curso de agua como resultado de la erosión, pueden introducir excesivas cantidades de nutrientes y alterar el hábitat del que dependen diversas plantas y animales (SEPA, 2009).
- Purificación de agua superficial: la vegetación presente en los ambientes ribereños puede purificar el agua superficial al reducir los impactos de la contaminación no puntual (SEPA, 2009). Debido al escurrimiento superficial, los nutrientes provenientes de las tierras altas se acumulan en las zonas ribereñas antes de ser transferidos aguas abajo. Dichos nutrientes son, en particular, fósforo y nitrógeno (como nitrato, NO_3^-) y

alcanzan los cursos de agua debido al escurrimiento superficial que atraviesa campos agrícolas (J. Fisher & Acreman, 2004; Tanner & Sukias, 2011).

- Regulación climática: las condiciones anaeróbicas que se generan en los ambientes ribereños impiden la descomposición de la materia orgánica, secuestrando y reteniendo carbono (Frolking & Roulet, 2007), logrando así la regulación de los niveles de carbono atmosférico (Clarkson et al., 2013).
- Reducción del riesgo de inundación: los ambientes ribereños brindan también el SE de amortiguación de inundaciones al acumular el agua de lluvia, retener una porción y disminuir los flujos y picos de nivel de agua (Clarkson et al., 2013).
- Oportunidades de recreación: los ambientes ribereños logran proporcionar también beneficios significantes para las personas. Pueden añadir valor estético, aumentando el disfrute del ambiente (SEPA, 2009), y atrayendo diversas actividades recreacionales que permiten generar ingresos en las comunidades locales. Además, tienen un gran valor educacional con el que atraen a grupos escolares y a la comunidad en general (Clarkson et al., 2013).

Estos ambientes se caracterizan por una flora y una fauna cuya composición está fuertemente determinada por la intensidad luminosa, el contenido de agua y la granulometría del suelo (Granados Sanchez et al., 2006). Las comunidades vegetales ribereñas están compuestas por las especies nativas que integran la transición entre los ecosistemas terrestres y acuáticos. Se encuentran dispuestas en formas de bandas alrededor de arroyos y humedales, recibiendo así el nombre de franjas de vegetación ribereña (FVR). Generalmente, son áreas fértiles y productivas que forman la última línea de defensa para la protección de los ecosistemas acuáticos.

Las FVR pueden establecerse aguas abajo de las zonas agrícolas para controlar la contaminación por fuentes no puntuales debido a la escorrentía (Grismer et al., 2006), siendo el nitrógeno, el fósforo y los sedimentos las fuentes de mayor contribución (Blanco-Canqui et al., 2004). Su implementación

trae numerosos beneficios a los ecosistemas acuáticos que protegen. En cuanto su aporte a la calidad del agua, pueden interceptar o remover a partir de un 50% de los nutrientes y pesticidas, y a partir de un 75% de sedimentos que llegan por escurrimiento superficial. Además, crean un hábitat propicio para el desarrollo de distintas especies de vida silvestre (Minnesota Department of Natural Resources, 2007).

La efectividad de las FVR depende de diversas condiciones tales como el tipo de suelo, la intensidad de la lluvia, la pendiente, la topografía, la capacidad de infiltración, el ancho de la franja y la altura de las plantas, además de su mantenimiento. Dentro de las más importantes, la pendiente y la topografía afectan a la velocidad y uniformidad del flujo, además de tener un efecto en la habilidad de las FVR para retener sedimentos y contaminantes transportados por escorrentía. Las FVR funcionan mejor para pendientes menores al 5% y, a su vez, el ancho mínimo puede variar según la pendiente (Tabla 1). El ancho de las FVR es una variable importante ya que determina su capacidad de remoción de sedimentos y el período de tiempo de contacto entre los contaminantes presentes en el agua de escurrimiento y el suelo, donde ocurren los procesos de adsorción y degradación (Grismer et al., 2006).

Tabla 1. Ancho mínimo de FVR según pendiente. Fuente: USDA - NRCS (2004)

Pendiente	Ancho mínimo de FVR (m)
1 – 3%	7.62
4 – 7%	10.67
8 – 10%	15.24

Además, la eficiencia de filtración de nutrientes varía dependiendo del tipo de cobertura vegetal. Por ejemplo, existen ciertos tipos de vegetación que poseen mayor efectividad que otros en la filtración de nitratos procedentes de los suelos saturados debido a su capacidad de acumulación en la biomasa de sus raíces (Naiman & Décamps, 1997).

La degradación de estos ambientes y la consiguiente pérdida de los SE que proporcionan pueden llevar a una importante disminución de biodiversidad y bienestar humano e impactos a largo plazo en las comunidades y la economía. Por tanto, su protección es esencial para el aprovechamiento de la vasta

cantidad de SE que proporcionan (Clarkson et al., 2013). Para esto sería necesario establecer franjas de vegetación ribereñas que protejan los cursos de agua. No obstante, no existe consenso sobre su tamaño y características ideales ya que depende de las necesidades y objetivos específicos de la zona (Romero et al., 2014).

Desde hace varios años en algunos países se promueve la conservación de las FVR a través de distintos mecanismos, algunos basados en incentivos mientras que otros, a través de regulaciones. Dentro de la categoría de incentivos, uno de los más conocidos es el de pagos por servicios ecosistémicos o ambientales. Son transacciones voluntarias cuya idea es que quienes se benefician de los SE paguen de manera directa y contractual a quienes proveen dichos SE generados en sus tierras (Wunder et al., 2007). De esta manera, los usos conservacionistas y la restauración de los ecosistemas resultan más rentables, lo cual promueve tener en cuenta los SE que generan las tierras al momento de decidir su uso. Por ejemplo, en una cuenca de Kenya implementaron un programa piloto de pagos por servicios para restaurar los SE relacionados a la purificación del agua a través de distintas prácticas de manejo sustentable (entre ellas la conservación de FVR). A cambio, los productores recibían como pago el 30% de los costos de implementación de dichas prácticas (Nduhiu et al., 2016).

En la zona del Río Potomac, ubicado en Estados Unidos, se implementan programas de zonas de amortiguamiento accesibles para agricultores que cumplan ciertos requerimientos. Este programa otorga pagos a los participantes para compensar que hayan dejado tierras fuera de la producción, y acompaña económicamente al productor en las medidas de conservación (Maille, 2001).

El Departamento de Agricultura de los Estados Unidos lleva a cabo cada año el “Programa de mejora del agua agrícola”. Es una iniciativa de conservación voluntaria que provee asistencia técnica y económica a productores para llevar a cabo actividades que conserven las aguas superficiales y subterráneas o mejoren la calidad del agua en tierras agrícolas (USDA - NRCS, 2021).

También existen otros casos donde la conservación y/o restauración de las FVR se realiza por medio de regulaciones, es decir, el Estado obliga a los propietarios de las tierras a conservar estos ambientes dentro de sus establecimientos. Un ejemplo de este caso es el Estado de Georgia, en EEUU, que sancionó en 2007 la Ley de Conservación y Recursos Naturales, que exige que se mantenga una zona de amortiguación de vegetación natural de un ancho de 30 m a cada lado de los cursos de agua. Otro ejemplo de esto es el estado de Massachusetts, cuya Ley de Protección de Ríos data del año 1996 y crea una zona protegida de 60 m a cada lado de los cursos de agua (Vermont, 2008).

En la ley argentina, el ambiente ribereño sólo se contempla en lo que se conoce como el camino de sirga, una restricción al dominio que se estableció para favorecer el tráfico fluvial. Constituye un área a la ribera de los cursos de agua que los propietarios deben dejar libre. Si bien se implementó para favorecer la navegación, resulta importante para la protección de los cursos y cuerpos de agua superficiales.

En el Código Civil del año 1869, Ley N°340, se estableció un camino de sirga de 35 metros de ancho. En su artículo N°2639 señala: *“Los propietarios limítrofes con los ríos o con canales que sirven a la comunicación por agua, están obligados a dejar una calle o camino público de treinta y cinco metros hasta la orilla del río, o del canal, sin ninguna indemnización. Los propietarios ribereños no pueden hacer en ese espacio ninguna construcción, ni reparar las antiguas que existen, ni deteriorar el terreno en manera alguna.”*

En el año 2014 el Código Civil, ahora Ley N°26994, sufrió modificaciones que resultaron en un cambio en el ancho del camino de sirga, estableciéndolo ahora en 15 metros. En su artículo N°1974, señala: *“El dueño de un inmueble colindante con cualquiera de las orillas de los cauces o sus riberas, aptos para el transporte por agua, debe dejar libre una franja de terreno de quince metros de ancho en toda la extensión del curso, en la que no puede hacer ningún acto que menoscabe aquella actividad.”* Esta normativa es la que actualmente rige en el territorio argentino en cuanto a la exclusión del uso del terreno ribereño.

En cuanto a la legislación de la provincia de Buenos Aires, el Código de Aguas (Ley N°12257) insta que la Autoridad del Agua es el ente encargado de demarcar la línea de ribera según criterios hidrológicos, hidráulicos, geomorfológicos y estadísticos. A su vez, la Resolución N°336/03 de la Ley N°5965 lista en su anexo II los parámetros de calidad admisibles de las descargas. En este caso, resultan de interés los mencionados bajo la categoría de descarga a colectora pluvial o cuerpo de agua superficial (Tabla 2). Por último, para el municipio de General Pueyrredón, no hay normas que regulen el uso de los ambientes ribereños.

Tabla 2. Parámetros de descarga a colectora pluvial o cuerpo de agua superficial según Resolución N°336/03

Parámetro	Unidad	Límite
Sólidos sedimentables (10 min)	mL/L	Ausente
Sólidos sedimentables (2 horas)	mL/L	≤ 1
Nitrógeno total	mg/L	≤ 35
Fósforo total	mg/L	≤ 1

3. Metodología

En este apartado se explican en detalle todos los procedimientos llevados a cabo en este trabajo (ver síntesis en Figura 3). Como primera instancia se generaron y compilaron en un Sistema de Información Geográfica (SIG) todos los insumos necesarios para el modelado espacial (ver 3.1 y 3.2). Luego, se implementaron los modelos espacialmente explícitos para simular la carga de nutrientes y sedimentos que llegarían a cada ambiente ribereño en función de los usos del suelo y los factores topográficos de la cuenca. Finalmente, se analizan los productos obtenidos del modelado a través de estadísticas zonales (3.3).

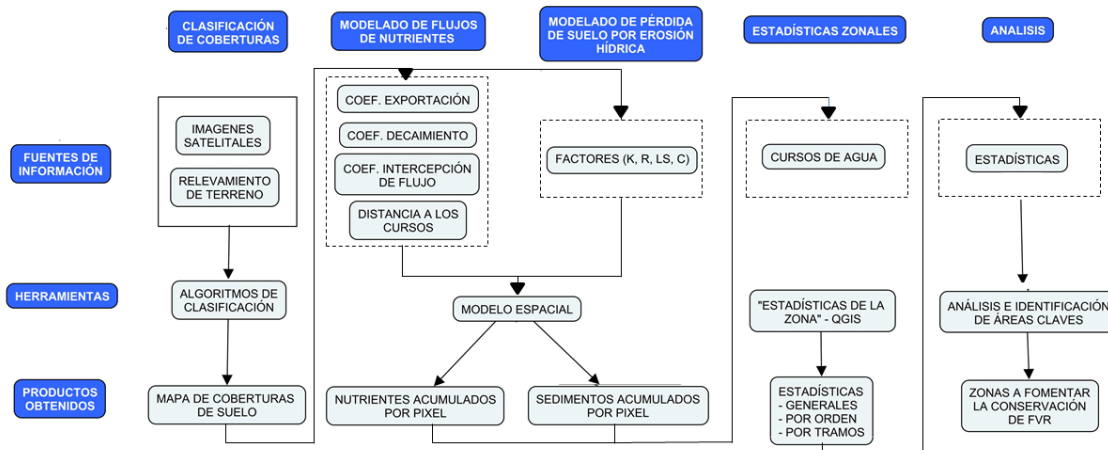


Figura 3. Esquema síntesis de las metodologías utilizadas

3.1 Área de estudio

El área de estudio seleccionada corresponde a las subcuencas del arroyo de Los Padres y del arroyo La Tapera que presentan la particularidad de ser dos subcuencas “conectadas” por la laguna de Los Padres. Estas subcuencas se encuentran ubicadas en el partido de General Pueyrredón y abarcan una superficie total aproximada de 18000 ha. A lo largo del estudio se trabajó con estas dos subcuencas como una unidad (Figura 4).

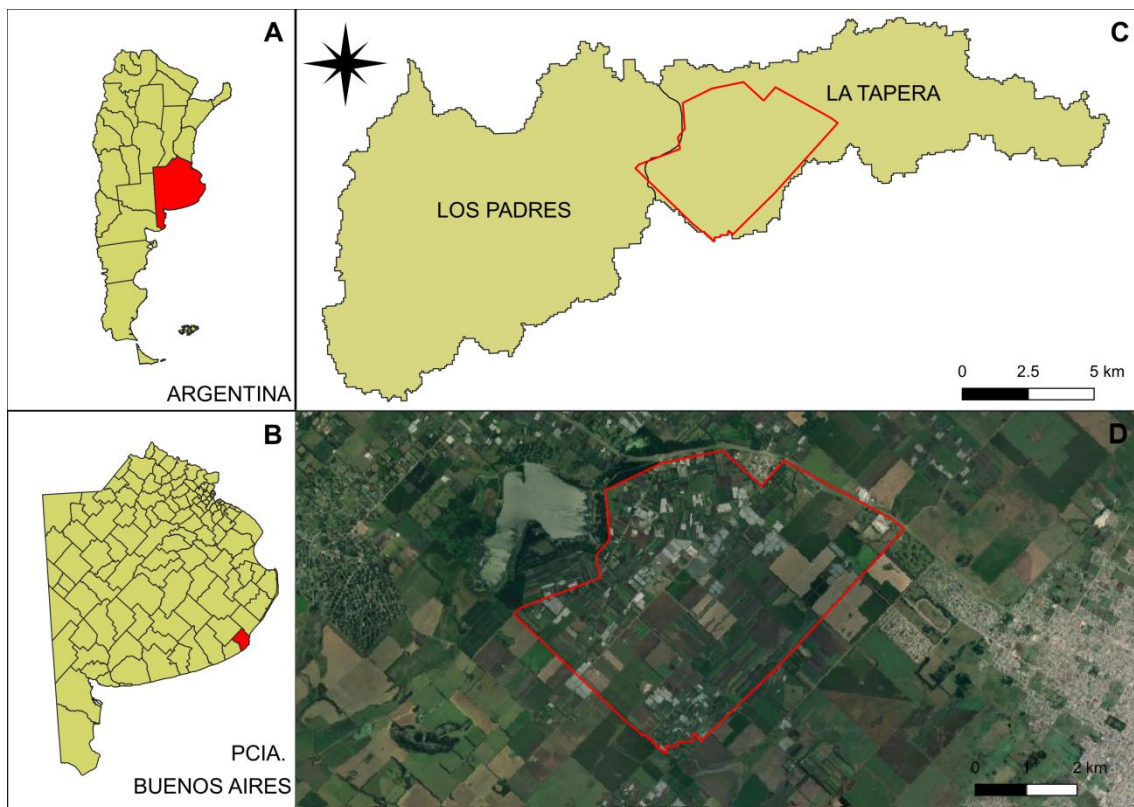


Figura 4. Área de estudio. A) Localización de la provincia de Buenos Aires. B) Localización del partido de Gral. Pueyrredón en la provincia. C) Límites de las cuencas y localización del área de mayor producción frutihortícola. D) Zoom y vista satelital del área de mayor producción frutihortícola.

La zona se caracteriza por tener buena provisión de agua subterránea, suelos fértiles muy ricos en materia orgánica y un clima templado oceánico, que determina la existencia de prolongados inviernos con precipitaciones suficientes y regulares a lo largo del año. Todo esto hace que la zona posea condiciones agroecológicas muy aptas, lo que la convierte en una de las principales regiones abastecedoras de frutas y hortalizas al resto del país (Adlercreutz, 2017; Sanchez, 2010).

En la cuenca se sitúa un espacio de sierras y lagunas que incluye a la Laguna de Los Padres, espejo de agua de gran importancia ecológica y turística. Bordeando la ciudad de Mar del Plata, principalmente en torno a las rutas 226 y 88, se localiza un área de producción intensiva de frutas y hortalizas que abastece a la ciudad y la zona, conocido como “cinturón frutihortícola”. Este cultivo intensivo se lleva a cabo a campo y bajo cubierta. Se trata de propiedades de pocas hectáreas, aproximadamente diez, donde los cultivos se expanden significativamente debido a la incorporación de semillas e

insumos y la modalidad, que permite producir a lo largo de todo el año (Leiva, 2009).

El cinturón tiene una extensión de aproximadamente 9500 hectáreas a campo y 650 hectáreas bajo cubierta y logra una producción total aproximada de 220000 y 98000 toneladas, respectivamente. Los principales cultivos realizados a campo son choclo, lechuga, zanahoria; y bajo cubierta, tomate, pimiento y lechuga o espinaca en invierno. Otros cultivos frutihortícolas y actividades relacionadas de importancia son: papa, frutilla, kiwi, viveros de plantas ornamentales, flores de corte, industria, mercados mayoristas y comercios (Adlercreutz, 2017).

3.2 Caracterización de la cuenca: generación y compilación de la información en un Sistema de Información Geográfica

Toda la información espacial necesaria para el desarrollo de los mapas se compiló en un Sistema de Información Geográfica (SIG). A continuación, se detallan cada uno de los mapas (capas) utilizados.

Modelo digital de elevaciones (DEM)

Es un producto satelital donde la información del pixel representa la elevación o cota de ese sitio. Para el área de estudio se utilizó el DEM de 90 metros de resolución, SRTM versión 4 generado por la NASA.

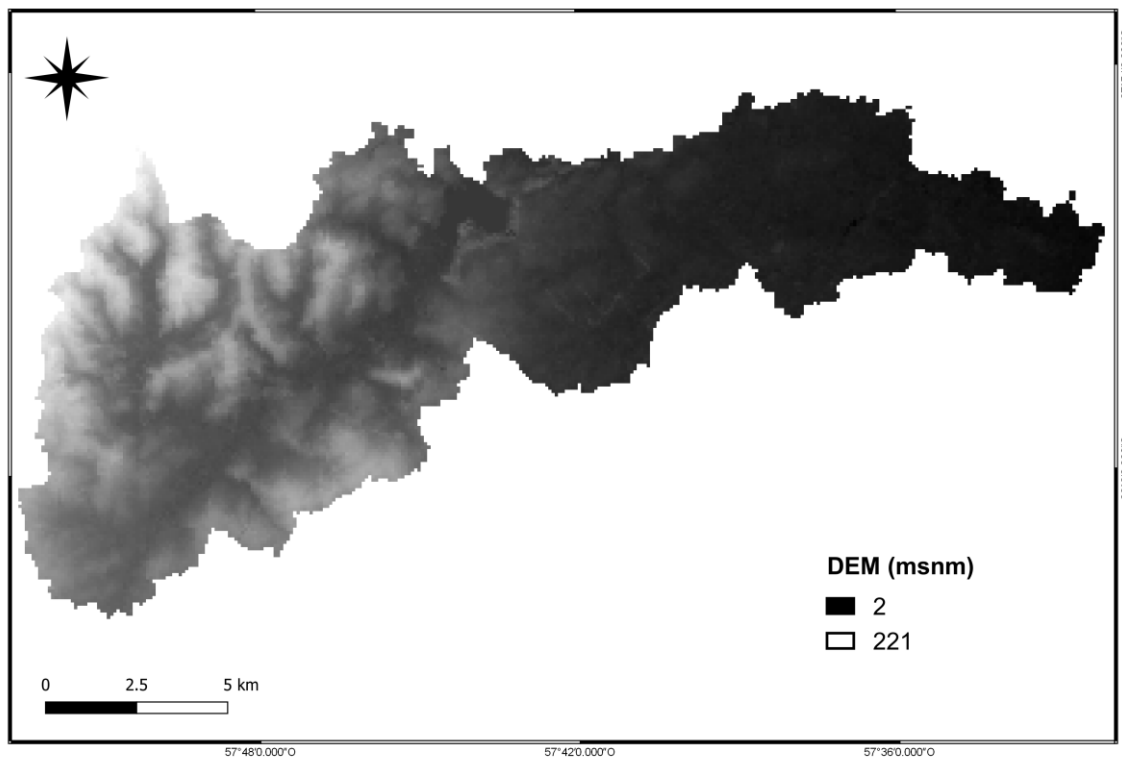


Figura 5. Modelo digital de elevaciones (DEM)

Límite de las cuencas

Este producto delimita la cuenca en estudio por una línea divisoria de aguas que une los puntos más elevados del terreno enmarcando la unidad territorial en la cual el agua que cae por precipitación y/o el agua subterránea escurre hacia un cuerpo de agua común (Morato Leite et al., 2020). Los mapas que delimitan las subcuencas de Los Padres y La Tapera fueron obtenidos de Martínez y Cionchi (1988).

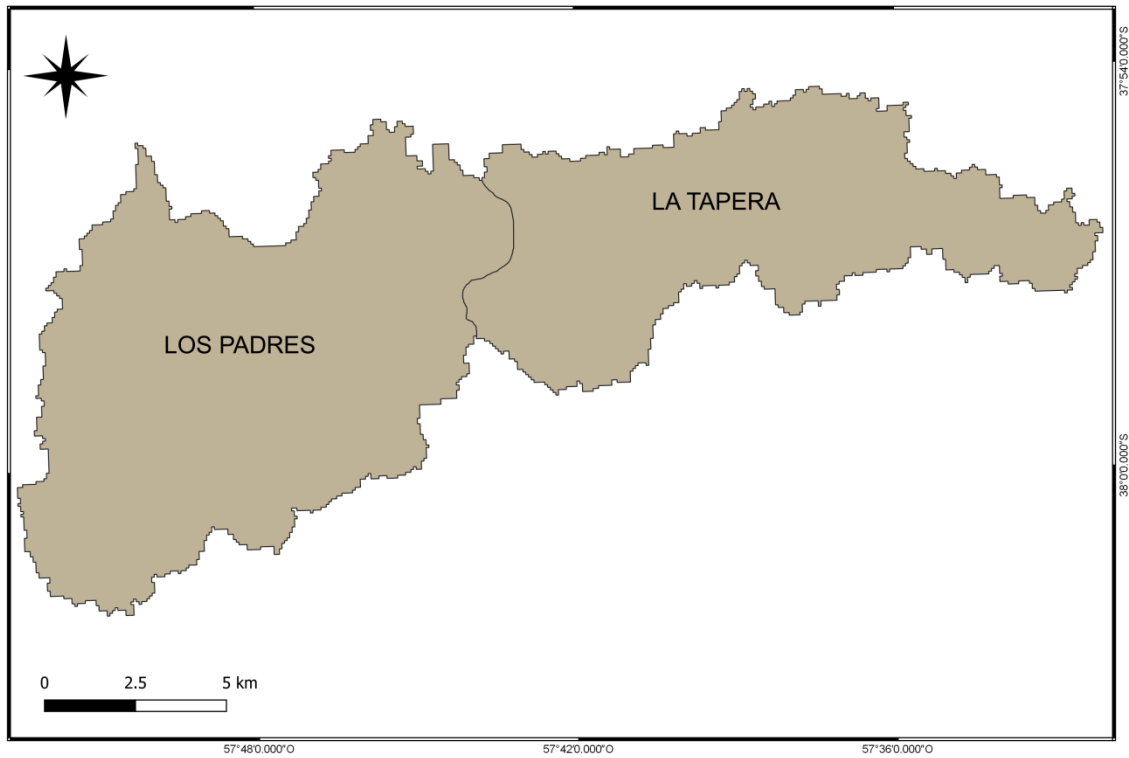


Figura 6. Límite de las cuencas

Red de drenaje

Este mapa incluye los cursos de agua presentes en la cuenca, además de la Laguna de los Padres. El mismo se generó a través de la digitalización de imágenes de alta resolución obtenidas de Google Earth.

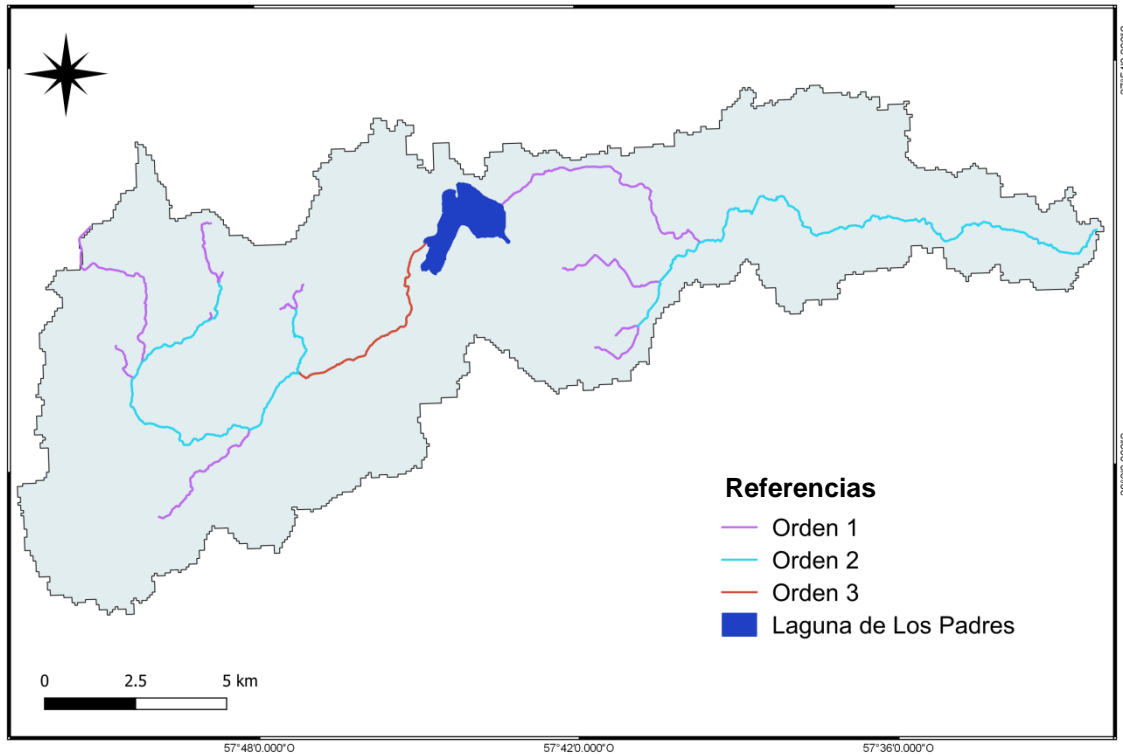


Figura 7. Red de drenaje (líneas) y Laguna de Los Padres (polígono azul)

Sierras y urbano

Este mapa contiene los afloramientos rocosos en la zona alta de la cuenca, y las ciudades y sus alrededores. Se generó a través de la digitalización de imágenes de alta resolución obtenidas de Google Earth.

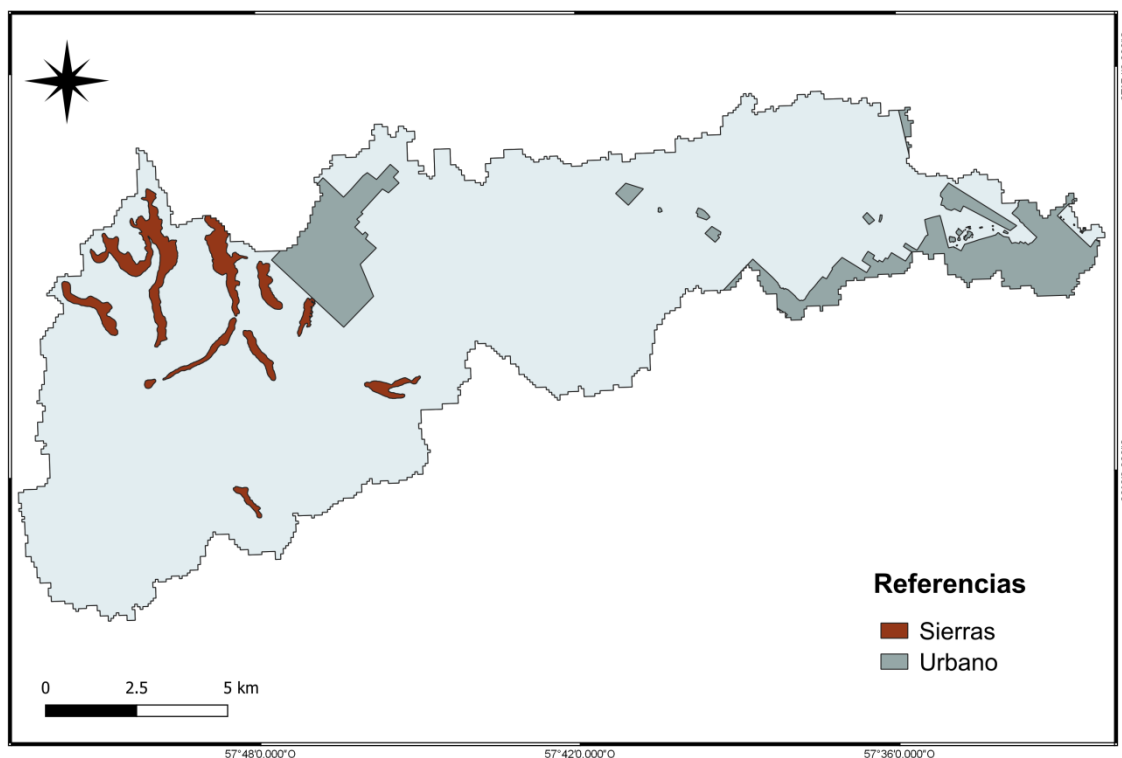


Figura 8. Sierras y ejidos urbanos

Clasificación de coberturas

Las coberturas del suelo se definen como indicadores biofísicos que describen los materiales que cubren un territorio, es decir, qué hay en cada porción de un área analizada, como por ejemplo qué tipo de vegetación (herbácea o leñosa), agua, suelo desnudo, asfalto, etc. (Borrás et al., 2017).

Dicho mapa se realizó a partir de imágenes satelitales Sentinel-2A proporcionadas por el portal de acceso abierto de Copernicus (Agencia Espacial Europea – ESA). Para realizar la búsqueda se indicaron las coordenadas del sitio que comprende la cuenca en grados decimales (-38.066, -57.905; -37.88, -57.51) tomadas de Google Earth. Además, se limitó la búsqueda con otros parámetros tales como: fecha de detección de la imagen satelital, tipo de producto y porcentaje de cobertura de nubes. Las imágenes utilizadas correspondieron a las fechas 04/08/2019 y 17/12/2019, con corrección atmosférica BOA (bottom of atmosphere) y porcentaje de cobertura de nubes menor al 10%.

Se utilizaron las bandas de la imagen con resolución espacial 10 m, lo cual corresponde a un tamaño de pixel de 10 m x 10 m (bandas 2, 3, 4, 8) y se aplicaron máscaras¹ en los cursos y cuerpos de agua, las sierras y las zonas urbanas comprendidas dentro del límite de la cuenca de estudio. Las coberturas a clasificar fueron:

1. Cubierta plástica: superficies con cubierta plástica, conocidas como invernaderos, destinadas al cultivo de frutas y hortalizas.
2. Campo natural: toda superficie que podía ser una pastura, pastizal u otra vegetación espontánea. Más bien tierras que se usan para pastoreo o no se usan para cultivos.
3. Cultivos: superficie con cultivos agrícolas anuales, de verano o invierno y superficie con horticultura.
4. Forestaciones: áreas con vegetación arbórea natural o plantada con fines comerciales o de protección.

Para identificarlas se realizó una clasificación supervisada, en la que se definen áreas de entrenamiento (ROIs) a partir de elementos pertenecientes a la imagen, de los que se conoce la clase a la que pertenecen (Rees, 2005). La cantidad de ROIs se decidió según las recomendaciones de Congalton (1991), que indica un mínimo de 50 por cada cobertura de suelo y compuestos por menos de 25 píxeles, debido a que más cantidad no aportaría mayor información. La identificación de dichas áreas de entrenamiento se realizó visualmente con el soporte de imágenes satelitales de Google Earth pertenecientes al año en estudio y algunos datos provenientes de relevamientos a campo.

Posteriormente, la clasificación de toda la imagen se logró mediante la utilización de algoritmos, cuyo trabajo es que cada pixel se corresponda con una de las coberturas de suelo previamente definidas. Para contar con varias pruebas de clasificación de coberturas (Tabla 3) se utilizaron algoritmos

¹ Las máscaras contienen elementos que fueron identificados por otras fuentes de información y que se añaden (superponen) al mapa de clasificación.

proporcionados por los plugin SCP (Semi-Automatic Classification Plugin² para QGIS) y Dzetsaka³.

Tabla 3. Pruebas de clasificación realizadas

Prueba	Bandas (fecha de la imagen)	Algoritmo de clasificación
A	2, 3, 4, 8 (17/12/19)	Distancia mínima
B	2, 3, 4, 8 (04/08/19)	Distancia mínima
C	2, 3, 4, 8 (17/12/19)	Mapeo del ángulo espectral
D	2, 3, 4, 8 (04/08/19)	Mapeo del ángulo espectral
E	2, 3, 4, 8 (17/12/19)	LCS + distancia mínima
F	2, 3, 4, 8 (04/08/19)	LCS + distancia mínima
G	2, 3, 4, 8 (17/12/19)	LCS + mapeo del ángulo espectral
H	2, 3, 4, 8 (04/08/19)	LCS + mapeo del ángulo espectral
I	2, 3, 4, 8 (17/12/19)	Gaussian mixture model
J	2, 3, 4, 8 (04/08/19)	Gaussian mixture model

Una vez clasificadas las imágenes, un aspecto clave fue evaluar la calidad de las mismas para elegir la prueba con mayor precisión. De los 477 ROIs con información de terreno, se destinó el 60% para ejecutar la clasificación y el 40% restante para validarla.

El primer paso para llevar a cabo esta elección fue la confección de una matriz de confusión para cada prueba, a partir de la cual luego se derivaron diversos cálculos estadísticos que formaron parte de la toma de decisiones. La matriz de confusión es una tabla de doble entrada que enfrenta la cantidad de píxeles clasificados por un algoritmo en las filas, contra la cantidad de píxeles de información de referencia (o verdad – terreno) brindados para realizar la clasificación, en las columnas. La diagonal principal de la matriz de confusión representa los píxeles correctamente clasificados, mientras que el resto de las celdas representan errores (Olofsson et al., 2014). De ella se derivan todos los cálculos estadísticos explicados a continuación.

² Congedo Luca (2020). Semi-Automatic Classification Plugin Documentation. DOI: <http://dx.doi.org/10.13140/RG.2.2.25480.65286/1>

³ Karasiak Nicolas (2016). Dzetsaka Qgis Classification plugin. DOI: 10.5281/zenodo.2552284

La forma más simple de evaluar la exactitud de una prueba consiste en el cálculo de la precisión global (Ecuación 1), que se obtiene dividiendo la cantidad de píxeles correctamente asignados (ubicados en la diagonal principal de la matriz) por el número total de píxeles. Sin embargo, este cálculo no tiene en cuenta la exactitud de la clasificación de cada clase. Para salvar esto y realizar un análisis más profundo, se calcularon también los errores de comisión y omisión y las precisiones del usuario y del productor.

$$P_{global} = \frac{\sum_{i=1}^n X_{ii}}{N}$$

Ecuación 1

Por un lado, la precisión del usuario (Ecuación 2) se calcula dividiendo la cantidad de píxeles correctamente asignados a una categoría por el número total de píxeles de esa fila, derivado de la cantidad de píxeles que fueron clasificados en esa categoría. Representa la probabilidad de que un píxel clasificado realmente pertenezca a esa categoría. Es una medida del error de comisión (Congalton, 1991).

$$Pu_i = \frac{X_{ii}}{X_{i+}}$$

Ecuación 2

Por otra parte, la precisión del productor (Ecuación 3) recibe ese nombre porque el productor de la clasificación presenta interés en saber que tan bien puede ser clasificada cierta área. Esta precisión resulta de dividir la cantidad de píxeles correctamente asignados a una categoría por el número total de píxeles de esa columna, derivado de la información de referencia. Entonces, la precisión del productor representa la probabilidad de que un píxel de referencia esté correctamente clasificado. Es una medida del error de omisión (Congalton, 1991).

$$Pp_i = \frac{X_{ii}}{X_{+i}}$$

Ecuación 3

Por ejemplo, un 80% de exactitud del productor y un 57% de exactitud del usuario para una clase X significa que un 80% de las zonas X fueron

correctamente clasificadas como tales, pero el 57% de lo que se clasificó como X en verdad lo era. Entonces, mientras el productor de la clasificación puede afirmar que un 80% de las veces un área que era X fue identificada como tal, el usuario se encontrará con que solo el 57% de las veces visitará un área del mapa clasificada como X y en verdad lo es (Congalton, 1991).

Por último, otro cálculo realizado para evaluar la exactitud de las pruebas fue el coeficiente Kappa (Ecuación 4, Ecuación 5). El coeficiente Kappa, planteado por Cohen en 1960, refleja la diferencia entre el acuerdo observado (mapa-realidad) y el que cabría esperar por el azar (Vélez Alvarado, 2019).

En términos matemáticos:

$$\kappa = \frac{N \sum_{i=1}^n X_{ii} - \sum_{i=1}^n X_{i+} * X_{+i}}{N^2 - \sum_{i=1}^n X_{i+} * X_{+i}}$$

Ecuación 4

En términos conceptuales:

$$\kappa = \frac{\text{total de pixeles} * \sum \text{diagonal principal} - \sum (\text{total de fila} * \text{total de columna})}{\text{total de pixeles}^2 - \sum (\text{total de filas} * \text{total de columnas})}$$

Ecuación 5

El coeficiente kappa puede tener valores entre 0 y 1, pudiendo clasificar la exactitud obtenida según la tabla a continuación:

Tabla 4. Valoración del coeficiente kappa. Fuente: Cerda Lorca & Villarroel Del P. (2008)

Coeficiente kappa	Fuerza de la concordancia
0.00	Pobre
0.01 – 0.20	Leve
0.21 – 0.40	Aceptable
0.41 – 0.60	Moderada
0.61 – 0.80	Considerable
0.81 – 1.00	Casi perfecta

Una vez analizados todos los parámetros antes mencionados en cada una de las pruebas, se decidió continuar con la que mejor resultados arrojó. Luego, se agregaron a la clasificación las clases previamente enmascaradas:

- Agua: incluye tanto cursos como cuerpos de agua, incluyendo en este último caso la Laguna de Los Padres y pequeños humedales de la zona.
- Sierras: afloramientos rocosos en la zona alta de la cuenca.
- Urbano: contiene las localidades de Mar del Plata y Sierra de los Padres.

Tabla 5. Clases identificadas en la clasificación

Clase	Descripción
1	Cubierta plástica
2	Campo natural
3	Cultivos
4	Forestaciones
5	Agua
6	Sierras
7	Urbano

3.3 Modelado espacial de procesos de transporte de nutrientes y sedimentos hacia los ambientes ribereños

Modelado de llegada de la carga de nutrientes a los ambientes ribereños

Los nutrientes son sustancias no conservativas, por lo tanto, decaen en función del tiempo a partir del momento en el que comienzan su transporte en el escurrimiento superficial. Para calcular la exportación y el transporte en el caso de nitrógeno total (NT) y fósforo total (PT) se adoptó el siguiente modelo general de decaimiento (cinética de primer orden) propuesto por Skop y Sørensen (1998), disponible en el protocolo de evaluación y mapeo de servicios ecosistémicos denominado ECOSER (Barral, 2017):

$$NT_t = NT_0 * e^{-k*t}$$

Ecuación 6

$$PT_t = PT_0 * e^{-k*t}$$

Ecuación 7

Donde NT_t y PT_t es la cantidad de nutrientes (kg) que persistirá en el escurrimiento luego de ser transportada desde cada píxel durante un tiempo de viaje t (días) hasta el cauce o humedal más cercano, NT_0 y PT_0 es la cantidad inicial (kg) que es exportada de cada píxel y k es el coeficiente de decaimiento (días^{-1}).

Las cargas de nutrientes provenientes de las diferentes coberturas de la cuenca (NT_0 y PT_0 , Ecuación 6 y Ecuación 7) que se transportarían por el escurrimiento hacia los cauces se calcularon a través de coeficientes de exportación. Estos representan la cantidad de nutrientes o sedimentos generados por unidad de área y tiempo (kg/ha/año). Su uso se basa en el supuesto de que una determinada cobertura de suelo aporta una cantidad específica de nutrientes o sedimentos a un cuerpo de agua ubicado aguas abajo (McFarland & Hauck, 2001).

Dichos coeficientes se obtuvieron de Jeje (2006) y fueron ajustados a la superficie del píxel utilizado en el mapa de coberturas (100 m^2). Sólo se tuvieron en cuenta coberturas vegetales, al resto se les asignó valor cero (Tabla 6).

Tabla 6. Coeficientes de exportación de NT y PT

Cobertura de suelo	NT (kg/píxel*año)	PT (kg/píxel*año)
Cubierta plástica	0	0
Campo natural	0.0044	0.000085
Cultivos	0.04415	0.01114
Forestación	0.0246	0.0021
Agua	0	0
Sierra	0	0
Urbano	0	0

En el caso de los cultivos, la bibliografía diferencia los coeficientes de exportación de los cultivos extensivos con respecto a los intensivos. Sin embargo, no se pudo discriminar entre ambos al momento de hacer la clasificación debido a que dichos píxeles reflejan de manera bastante similar, resultando confuso para el algoritmo y deviniendo en errores en la clasificación. Debido a esto, se optó por realizar un promedio entre los coeficientes de exportación de cultivos extensivos e intensivos.

En cuanto a los coeficientes de decaimiento, se aplicó 0.1/día para el caso del nitrógeno, y 0.05/día para el fósforo (Neitsch et al., 2005). Por otro lado, el tiempo de viaje de los nutrientes hacia los cauces y/o humedales se calculó a través de la distancia y la velocidad (tiempo = distancia/velocidad). El cálculo de las distancias desde cualquier píxel hasta el cauce más cercano respetando la topografía se realizó mediante la aplicación de la herramienta “*D8 Distance to streams* de TauDEM” (Tarboton & Mohammed, 2013). Para el cálculo de la velocidad del flujo superficial no encauzado se utilizó la siguiente ecuación (Brown et al., 2001):

$$v = k * \sqrt{S}$$

Ecuación 8

En donde *v* es la velocidad de la escorrentía (m/s), *k* es el coeficiente de intercepción de flujo (que depende del uso de la tierra y el radio hidrológico, en m/s) y *S* es la pendiente (m/m). Los valores empleados para el coeficiente *k* (Tabla 7) se obtuvieron de Brown et al. (2001).

Tabla 7. Coeficientes de intercepción de flujo

Cobertura de suelo	K
Cubierta plástica	0.619
Campo natural	0.219
Cultivos	0.274
Forestación	0.076
Agua	0.457
Sierra	0.305
Urbano	0.619

Una vez conocida la tasa de entrega de contaminantes (*NT_t* y *PT_t*) píxel a píxel se calculó la acumulación hasta el margen de los cursos de agua aplicando la herramienta “*flow accumulation*” del análisis hidrológico de ArcGIS. Los mapas generados representan píxel a píxel los kilogramos acumulados de nitrógeno y fósforo.

Modelado de llegada de sedimentos a los ambientes ribereños

La erosión y sedimentación son procesos naturales pero en exceso pueden ocasionar impactos negativos como la reducción de la productividad agrícola, la contaminación de cuerpos de agua superficiales, entre otros. La magnitud del transporte de sedimentos en una cuenca se determina por varios factores. La variación natural en las propiedades del suelo, los patrones de precipitación y la pendiente crean patrones de erosión y de flujo de sedimentos. Mientras que otros factores como la cobertura vegetal mantienen el suelo en su lugar y capturan los sedimentos durante su transporte (Tallis et al., 2010).

Para estimar la pérdida de suelo por erosión se utilizó la Ecuación Universal de Pérdida de Suelo Revisada (RUSLE, Renard et al., 1991), abordaje propuesto en el protocolo ECOSER (Barral, 2017). Esta ecuación predice pérdidas de sedimentos medias anuales de acuerdo a factores climáticos, topográficos, edáficos y de uso y cobertura del suelo según la siguiente ecuación:

$$A_i = R_i * K_i * LS_i * C_i * P_i$$

Ecuación 9

En donde A_i es la pérdida media anual de sedimentos por erosión hídrica en el píxel i (Mg/año), R_i es el factor erosivo de las lluvias o índice de erosividad, el factor K_i es la susceptibilidad del suelo a la erosión, LS_i es un factor que combina la longitud del flujo y el grado de la pendiente, los factores C_i de cobertura y P_i de prácticas de conservación representan una reducción de las pérdidas de sedimentos por protección de cobertura vegetal y buenas prácticas de manejo. A continuación, se explican los procedimientos y fuentes de información empleados para el cálculo de cada factor en el área de estudio:

- Índice de erosividad de precipitaciones (R). Los valores para la cuenca de este índice fueron obtenidos de estudios anteriores (Barral, 2015). El factor R se define como el producto acumulado para un periodo de interés (generalmente 1 año) con cierta probabilidad de ocurrencia (50%) de la energía cinética de una precipitación por su máxima intensidad en 30 minutos. Este factor está determinado por la cantidad total de precipitación anual y por la forma en que éstas se producen, siendo más erosivas cuanta mayor cantidad

de agua cae en un menor espacio de tiempo. Para la zona de estudio se obtuvieron valores puntuales de R para distintas posiciones geográficas tomadas de Scotta y Papparotti (1989), se georreferenciaron y posteriormente se realizó una interpolación con el método *Kriging*. El valor de este parámetro se expresa en unidades de energía por unidad de superficie, en este caso J/píxel.

- Factor K (erodabilidad). Los valores para la cuenca de este factor fueron obtenidos de estudios anteriores (Barral, 2015). K es una medida de la susceptibilidad de las partículas de suelo para separarse y ser transportadas por la lluvia y escorrentía. Este factor se obtuvo aplicando la ecuación propuesta por Wischmeier y Smith (1978). Los datos empleados para el cálculo fueron obtenidos del Atlas de Suelos de la República Argentina a escala 1:500000 (Salazar et al., 1980).

- Factor LS. Los valores de la cuenca de este factor fueron obtenidos de estudios anteriores (Barral, 2015). LS es el producto de los sub-factores longitud (L) y pendiente (S) del terreno y representa el efecto de la topografía sobre la pérdida de sedimentos por erosión y se calcula a través del modelo digital de elevaciones.

- Factor C y P: estos factores representan la reducción de las pérdidas de sedimentos por protección de cobertura vegetal y buenas prácticas de manejo. Para la zona bajo estudio no se consideraron las prácticas conservacionistas y se tomaron los siguientes valores de C que fueron asignados al mapa de coberturas:

- Cubierta plástica: 0
- Campo natural: 0.02
- Cultivos: 0.4
- Forestaciones: 0.006
- Agua: 0
- Sierras: 0
- Urbano: 0

El mapa obtenido indica los Mg de sedimentos por año por píxel. Una vez conocida la pérdida de sedimentos píxel a píxel se calculó la acumulación hasta el margen de los cursos de agua aplicando la herramienta “*flow*

accumulation” del análisis hidrológico de ArcGIS. El mapa generado representa pixel a pixel los Mg de sedimentos acumulados.

Análisis y síntesis de resultados

Una vez obtenidos los mapas de acumulación de NT, PT y sedimentos hasta el margen de los cursos de agua se realizaron “*buffers*” o “zona de influencia” de 50, 100 y 200 m a la red de cursos para representar los ambientes ribereños (es decir, el *buffer* representa el área a cada lado del curso de agua). Luego, con la herramienta “Estadísticas de la zona” de QGIS se calcularon la suma, media, desvío estándar, mínimos y máximos de los parámetros antes mencionados para cada zona de influencia determinada previamente.

Primero, se analizaron las estadísticas zonales de la totalidad de los cursos de agua presentes en el área de estudio para obtener las estadísticas a un nivel general, es decir de toda la cuenca. Segundo, se dividieron los cursos por orden hidrológico según Horton (1945) y Strahler (1964) y se observaron las estadísticas. Tercero, para bajar la escala de análisis, se fraccionaron los cursos de agua en tramos equidistantes de 100 m y se examinaron sus estadísticas con el fin de identificar los tramos que más nutrientes y sedimentos reciben. Los mismos fueron clasificados mediante una escala de cinco categorías que van desde el “muy bajo” hasta el “muy alto”, empleando el método “rupturas naturales” (Jenks) en QGIS.

Luego, se realizó una revisión bibliográfica acerca de los anchos de FVR recomendados y, en base a eso, se analizaron las zonas más vulnerables (es decir, con más llegada de nutrientes y sedimentos) contrastándolo con el catastro de la provincia. Para ello, se asumió que cada polígono o parcela catastral corresponde a un dueño diferente. Con esta información, y teniendo en cuenta las implicancias potenciales de los resultados de este trabajo, se calculó el porcentaje de terreno que cada dueño debería destinar a la conservación para garantizar la provisión del SE de purificación de agua superficial.

4. Resultados y discusión

4.1 Mapa de coberturas de suelos

La clasificación de coberturas de suelos que arrojó mejores resultados y fue seleccionada fue la I (Tabla 8 - Tabla 12, en el anexo se presentan los resultados de todas las clasificaciones realizadas).

Tabla 8. Matriz de confusión

Clases	Cubierta plástica	Campo natural	Cultivo	Forestaciones	Total
Cubierta plástica	582	0	16	0	598
Campo natural	0	295	117	1	413
Cultivo	5	130	466	12	613
Forestación	0	20	83	335	438
Total	587	445	682	348	2062

Tabla 9. Errores de comisión

Clases	Porcentaje
Cubierta plástica	2.68
Campo natural	28.57
Cultivo	23.98
Forestación	23.52

Tabla 10. Errores de omisión

Clases	Porcentaje
Cubierta plástica	0.85
Campo natural	33.71
Cultivo	31.67
Forestación	3.74

Tabla 11. Precisión del usuario

Clases	Porcentaje
Cubierta plástica	97.32
Campo natural	71.43
Cultivo	76.02
Forestación	76.48

Tabla 12. Precisión del productor

Clases	Porcentaje
Cubierta plástica	99.15
Campo natural	66.29
Cultivo	68.33
Forestación	96.26

La precisión global fue 0.8138 y el coeficiente Kappa 0.7484, lo cual representa una fuerza de la concordancia considerable (Tabla 4). Finalmente, el mapa de coberturas de suelos obtenido identificó un 1.94% de cubierta plástica, 26.22% de campo natural, 47.04% de cultivos, 10.24% de forestaciones, 1.89% de agua, 3.13% de sierras y 9.53% de urbano (Figura 9).

Si bien la clasificación arrojó buenos resultados, para los objetivos específicos de este trabajo, sería interesante poder discriminar dentro de la categoría de cultivos entre intensivos (hortícola) y extensivos (cultivos como soja, maíz, trigo, entre otros). Esto no fue posible ya que dichas coberturas reflejan la energía de manera muy similar, ocasionando confusiones para el algoritmo clasificador.

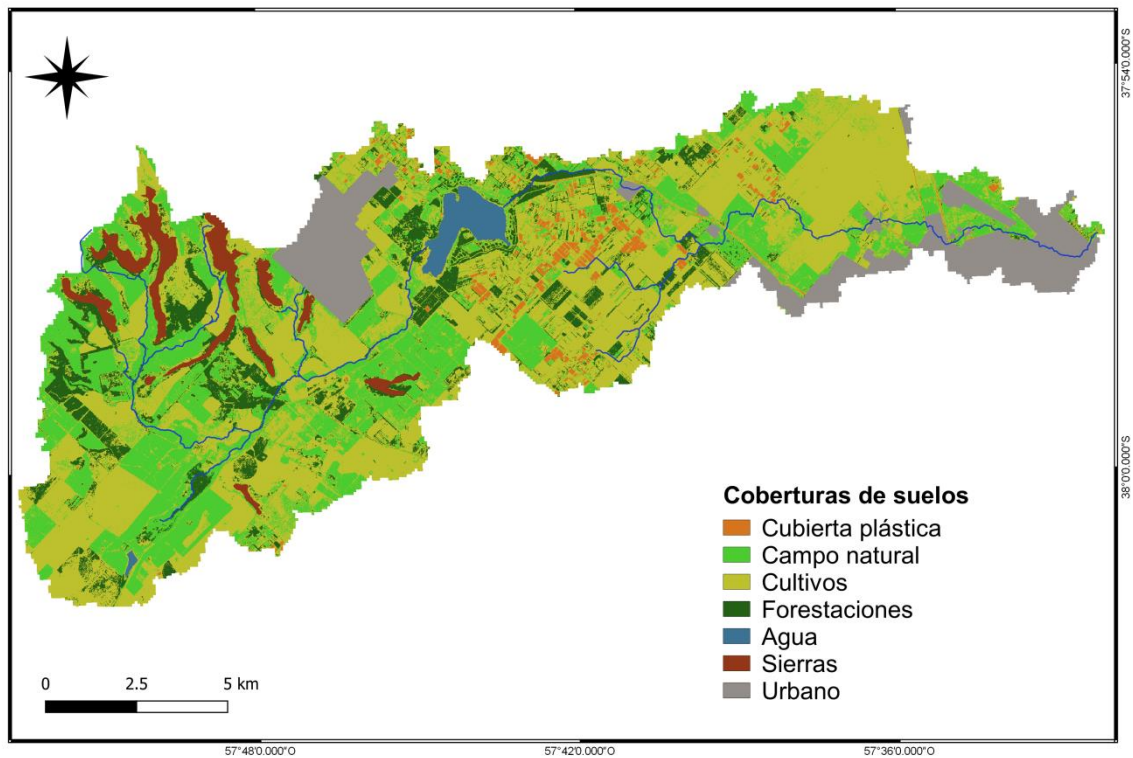


Figura 9. Mapa de clasificación de coberturas de suelos (año 2019, imágenes Sentinel 2A)

4.2 Modelado del transporte de nutrientes

La cantidad de nutrientes vía escurrimiento superficial que llegaría al total de los cursos de agua varía de acuerdo a los buffers considerados, siendo el NT el nutriente que más se exporta (Tabla 13).

Tabla 13. Cargas de nutrientes anual en los ambientes ribereños simulando diferentes anchos

		NT	PT
Buffer 50 m	Total acumulado (kg)	52258	11497
	Promedio (kg/pixel)	0.78	0.17
	Desvío (kg/pixel)	7.39	1.69
Buffer 100 m	Total acumulado (kg)	109691	24082
	Promedio (kg/pixel)	0.83	0.18
	Desvío (kg/pixel)	7.63	1.74
Buffer 200 m	Total acumulado (kg)	2090000	45920
	Promedio (kg/pixel)	0.81	0.17
	Desvío (kg/pixel)	7.44	1.70

Al dividir los cursos según su orden hidrológico, un 43% de la superficie total ocupada por ellos corresponde a los cursos de orden 1, un 48% corresponde a cursos de orden 2 y solo un 9% corresponde a cursos de orden 3. Teniendo esto en cuenta y analizando los promedios obtenidos del análisis (Figura 10 y Figura 11), tanto en el caso del nitrógeno como en el caso del fósforo, los valores son mayores en los tramos de orden hidrológico 1 para los tres buffers realizados. Esto en parte podría explicarse debido a que se encuentran en el área de las sierras, donde se concentran las mayores pendientes, y la herramienta utilizada para modelar el transporte de los nutrientes hacia los ambientes ribereños (flow accumulation) depende de la dirección del flujo y de las pendientes. Por lo tanto, la pendiente es un aspecto que podría estar influyendo en que estos tramos de orden 1 sean los que tengan mayor acumulación.

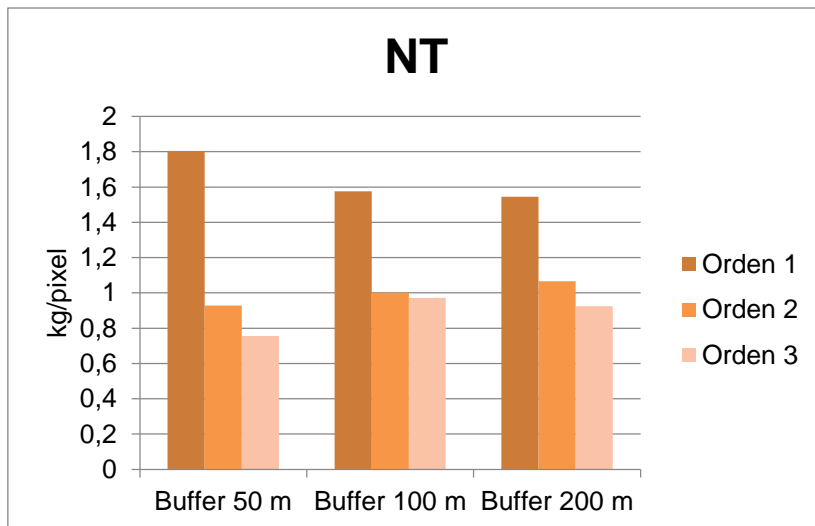


Figura 10. Promedios de NT según orden hidrológico

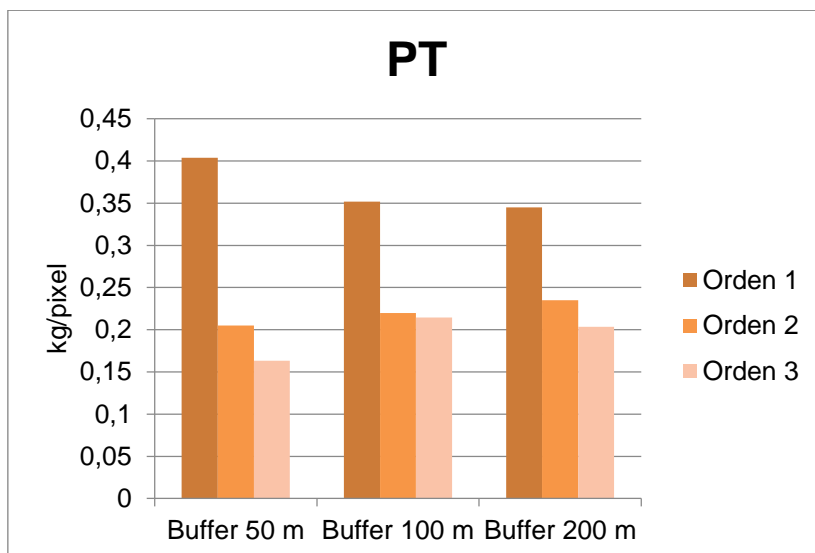


Figura 11. Promedios de PT según orden hidrológico

Al dividir los tramos de los arroyos cada 100 metros, cada segmento presenta una superficie aproximada de 1.76 ha para el buffer de 50 m; 5 ha para el buffer de 100 m; y 16 ha para el buffer de 200 m. La clasificación de estos tramos de acuerdo a la totalidad de nutrientes que acumulan muestra una heterogeneidad espacial más marcada en los tramos correspondientes al orden hidrológico 1 (Figura 12 y Figura 13).

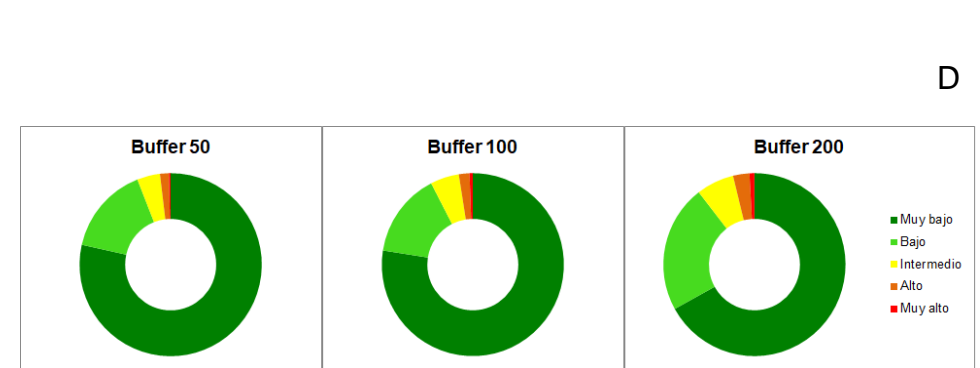
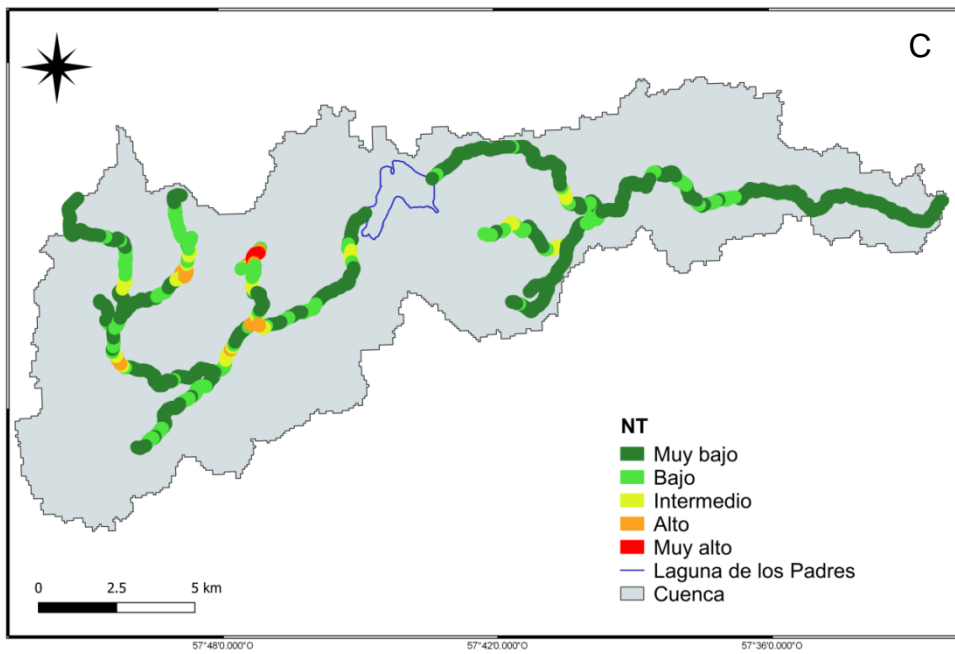
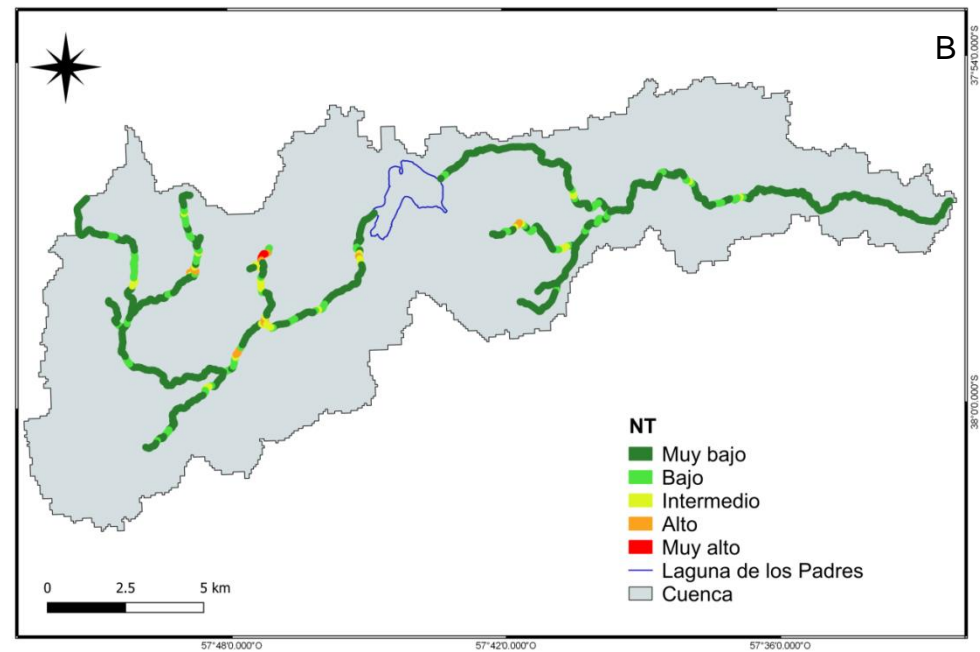
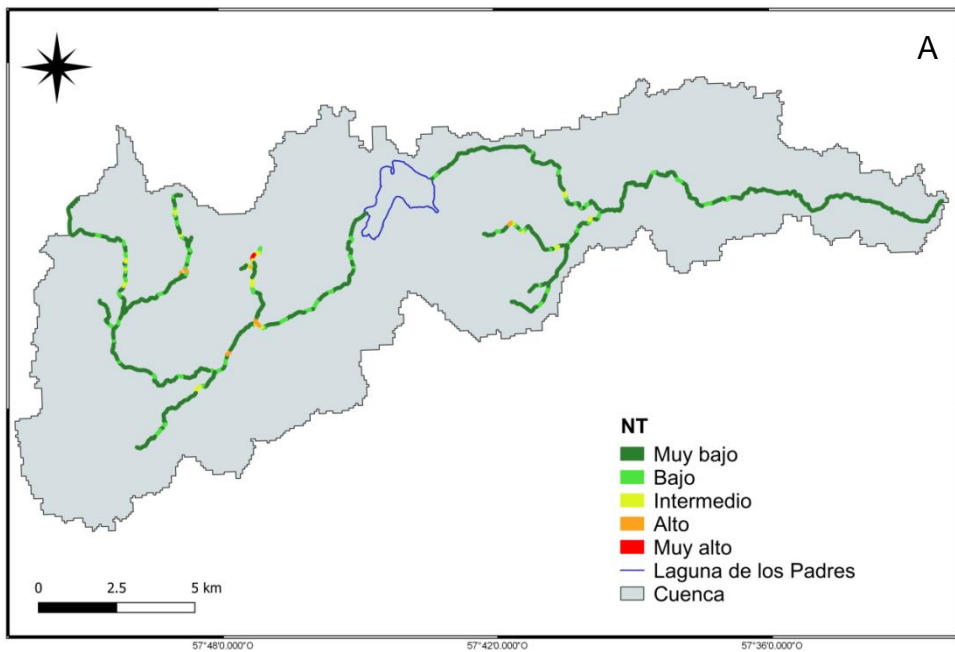


Figura 12. Clasificación de tramos según llegada de NT. La cantidad, estimada en kg/píxel/año, se relativizó a una escala cuantitativa en las cinco categorías. A) Buffer de 50 m a cada lado del curso de agua. B) Buffer de 100 m a cada lado del curso de agua. C) Buffer de 200 m a cada lado del curso de agua. D) Gráfico resumen de la clasificación.

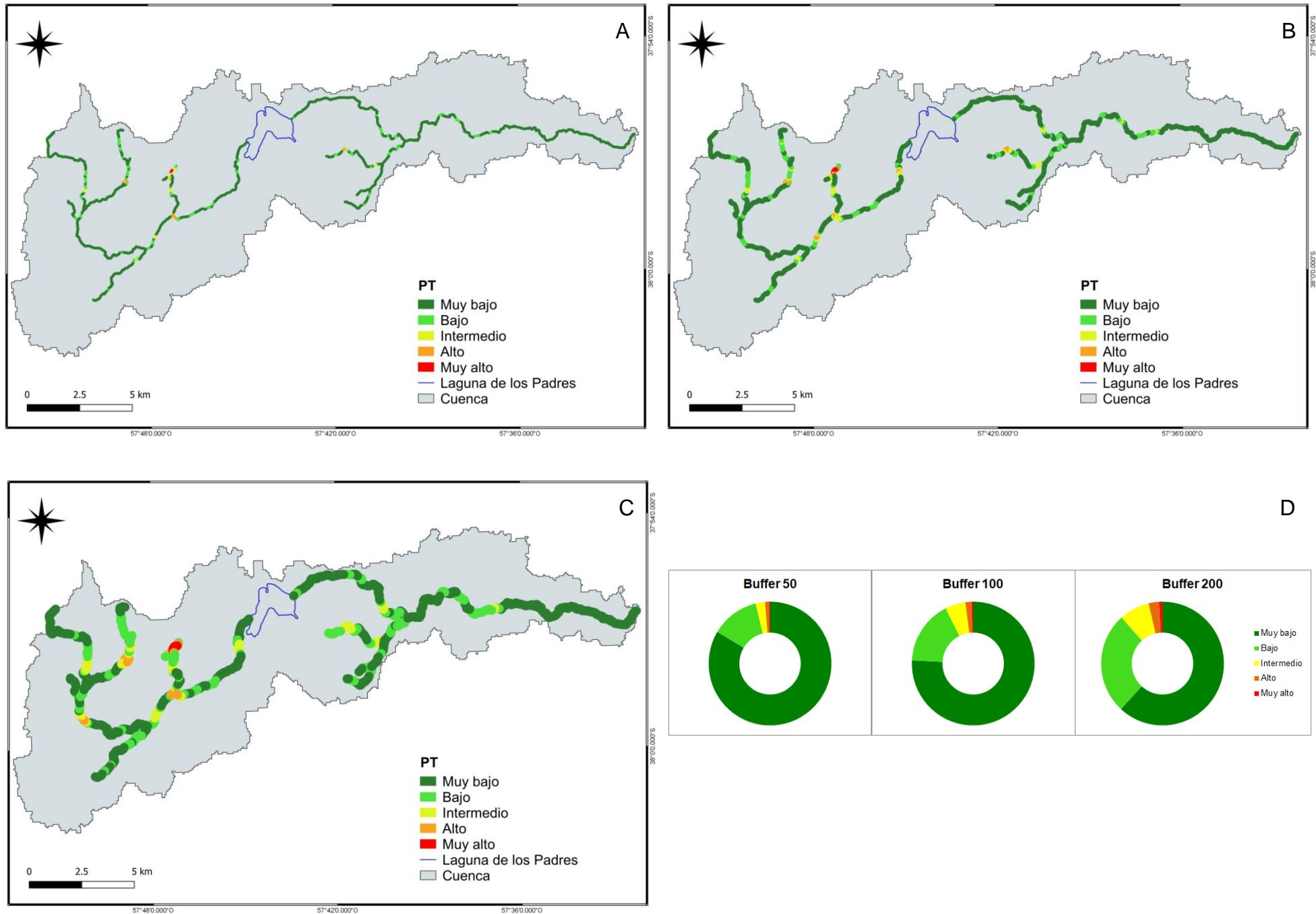


Figura 13. Clasificación de tramos según llegada de PT La cantidad, estimada en kg/píxel/año, se relativizó a una escala cuantitativa en las cinco categorías. A) Buffer de 50 m a cada lado del curso de agua. B) Buffer de 100 m a cada lado del curso de agua. C) Buffer de 200 m a cada lado del curso de agua. D) Gráfico resumen de la clasificación.

En los mapas (Figura 12 y Figura 13) se puede observar que en la cuenca bajo estudio predominan los tramos donde la acumulación de nutrientes vía escurrimiento superficial a los ambientes ribereños son los clasificados en la categoría “muy bajo” y “bajo” (92% para el NT y 93% para el PT, para buffer 100 m). En términos absolutos, esto indica que el 92% de los ambientes ribereños recibirían hasta 1174 kg de NT acumulado y el 93% recibirían hasta 269 kg de PT acumulado. Seguido de estos, los tramos “intermedios” (5% para el NT y el PT para buffer 100 m) indicarían una acumulación de NT entre 1174 y 2296 kg, y de PT entre 269 y 597 kg al 5% de los ambientes ribereños.

Los segmentos clasificados en la categoría “alto” y “muy alto” (3% para el NT y 2% para el PT para buffer 100 m) representarían una acumulación de NT entre 2296 y 7878 kg al 3% de los ambientes ribereños, y una acumulación de PT entre 597 y 1801 kg al 2% de los ambientes ribereños. Estos segmentos se sitúan en tramos de orden hidrológico 1 ubicados en la subcuenca de Los Padres (Figura 4).

De acuerdo a una revisión sobre la exportación de nutrientes en cuencas de Latinoamérica (Álvarez-Cobelas & Angeler, 2007), los valores reportados para nitrógeno y fósforo fueron de 0.50 – 46.67 kg/ha/año y 0.04 – 4.50 kg/ha/año, respectivamente. El promedio de nitrógeno y fósforo exportado en la cuenca estudiada fue de 2 kg/ha/año y 1 kg/ha/año respectivamente. Por lo tanto, los valores obtenidos se encuentran dentro del rango reportado por este trabajo en base al análisis de 45 cuencas.

Sería interesante contrastar las cantidades que el modelo calcula que va a llegar a cada tramo ribereño con los parámetros establecidos por la ley para descargas en cursos de agua superficiales. Esto no fue posible de hacer ya que no se encontraron registros del caudal de estos arroyos, este valor resulta necesario ya que los parámetros de la ley están expresados en concentraciones (mg/L) y los resultados de este modelado están expresados en cargas de nutrientes.

Según el análisis realizado sobre el buffer de 100 m, los tramos clasificados como “muy alto” y los tramos contiguos clasificados como “alto” ocupan una superficie de 12.6 hectáreas. Según el mapa de coberturas de suelos

generado, en esta zona predomina el campo natural y, en algunos sectores, los cultivos (Figura 14). La vegetación natural podría estar generando el SE de purificación del agua al filtrar o retener parte de estos nutrientes. Por lo tanto, estos tramos serían áreas estratégicas para fomentar acciones de conservación entre los productores o dueños de estos establecimientos. Por otro lado, en la zona de cultivos, la periódica remoción de la vegetación y el agregado de insumos en el suelo, que causan la degradación de los mismos, indicaría la ausencia del SE en estas áreas. Considerando que estos tramos son los que más reciben nutrientes, serían estratégicos para impulsar acciones de restauración de la vegetación natural para, a su vez, restaurar el SE.

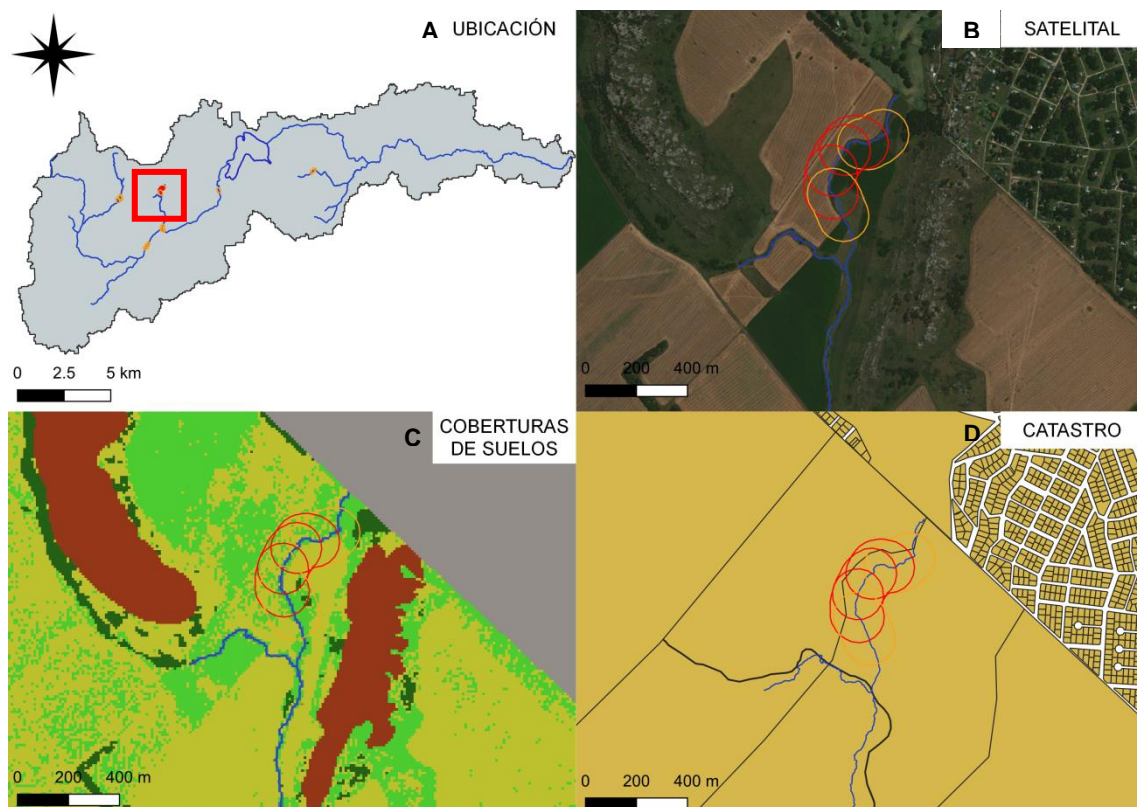


Figura 14. Vista de algunos de los tramos con mayor llegada de nutrientes (categorías "muy alto" y "alto"). A) Sector de la cuenca donde se ubican los tramos con mayor llegada de nutrientes. B) Vista satelital de los tramos (imagen de Google Earth). C) Vista de los tramos sobre coberturas de suelos. D) Vista de los tramos con los límites catastrales.

La revisión de literatura permite concluir que el criterio para determinar las dimensiones apropiadas de las FVR no está concretamente establecido y existen variadas recomendaciones. Para pendientes bajas a moderadas, las FVR interceptan y filtran la mayoría de los nutrientes transportados por escurrimiento superficial en los primeros 10 m, mientras que anchos más grandes son necesarios para pendientes más pronunciadas o en sectores

donde las fuentes de contaminación no puntuales son particularmente altas (Fischer & Fischenich, 2000), como es el caso de los tramos ubicados en los arroyos de orden hidrológico 1. Consecuentemente, Fischer (2000) recomienda un ancho de FVR entre 5 y 30 m para garantizar la purificación del agua superficial. Por otro lado, según Parsons et al. (1991), con un ancho de FVR entre 4.3 y 5.3 m el fósforo total (PT) se remueve en un 26%, mientras que el nitrógeno total (NT) alcanza una eficiencia de remoción del 50%. Asimismo, Dillaha et al. (1989) afirman que una FVR de 9.1 m de ancho remueve un 87% de PT y un 61% de NT. Si bien la relación entre ancho de FVR y eficiencia de remoción varía según los estudios, se puede sostener que con la implementación de FVR de aproximadamente 10 m se podría lograr una buena remoción de nutrientes y, por consiguiente, la purificación del agua superficial.

El análisis de algunas de estas áreas al superponer las parcelas catastrales de la provincia (ARBA, 2015) muestra que dichas áreas están emplazadas en un único establecimiento agropecuario (Figura 15). Para garantizar la provisión del SE de purificación de agua superficial debería promoverse la conservación de las FVR localizadas en esos tramos y, en el ejemplo analizado, el productor tendría que destinar el 1.8% de su tierra para la conservación y provisión del SE.

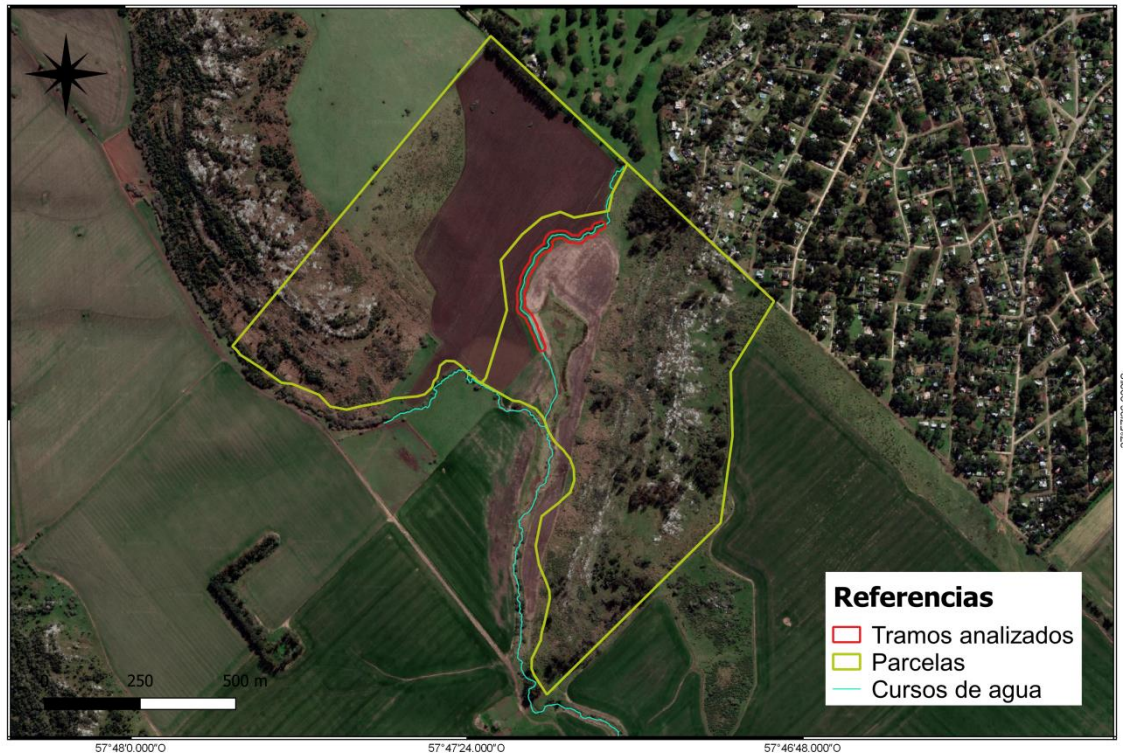


Figura 15. Ubicación del tramo analizado en el catastro (Buffer 10 m).

4.3 Modelado de pérdida de sedimentos por erosión hídrica

La pérdida de sedimentos por erosión hídrica, que llegarían al total de los ambientes ribereños, considerando distintos anchos se presenta en la Tabla 14.

Tabla 14. Carga de sedimentos que llegarían a los ambientes ribereños por erosión hídrica

		Sedimentos
Buffer 50 m	Total (Mg)	52258
	Promedio (Mg/pixel)	0.78
	Desvío (Mg/pixel)	7.39
Buffer 100 m	Total (Mg)	109691
	Promedio (Mg/pixel)	0.83
	Desvío (Mg/pixel)	7.63
Buffer 200 m	Total (Mg)	2090000
	Promedio (Mg/pixel)	0.81
	Desvío (Mg/pixel)	7.44

Considerando la proporción que ocupa cada orden hidrológico, mencionada anteriormente, se analizaron los promedios obtenidos del análisis (Figura 16). Se pudo observar que, en el caso de los tres buffers, al igual que para el análisis de nutrientes, llegaría mayor cantidad de sedimentos a los tramos de orden hidrológico 1.

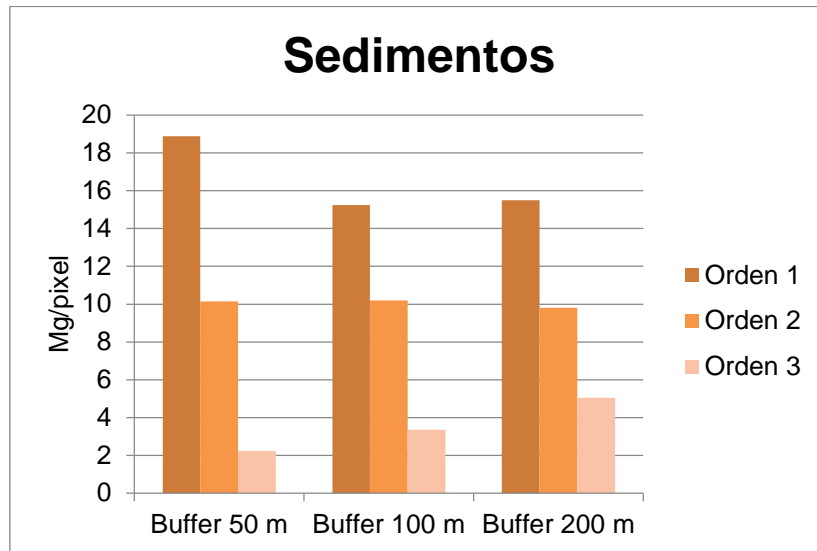


Figura 16. Promedios de sedimentos según orden hidrológico

Los tramos de 100 m previamente descritos fueron clasificados según la totalidad de sedimentos que reciben en función al modelado para identificar los tramos con mayor llegada. Dicha clasificación se llevó a cabo con una escala de cinco categorías que van desde el “muy bajo” hasta el “muy alto” (Figura 17).

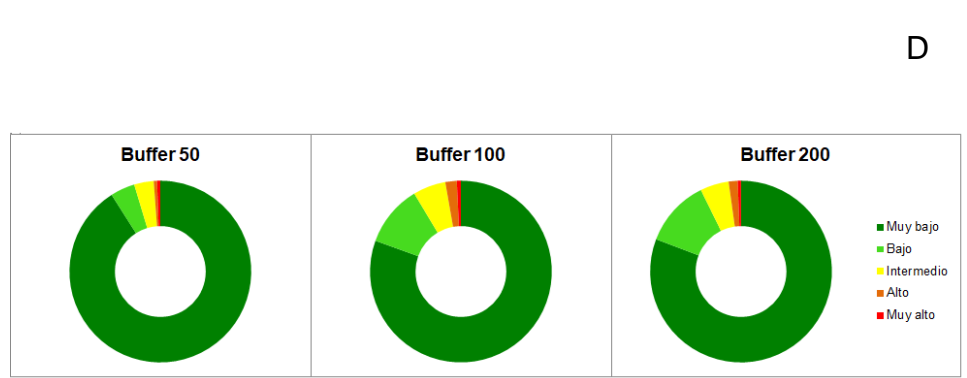
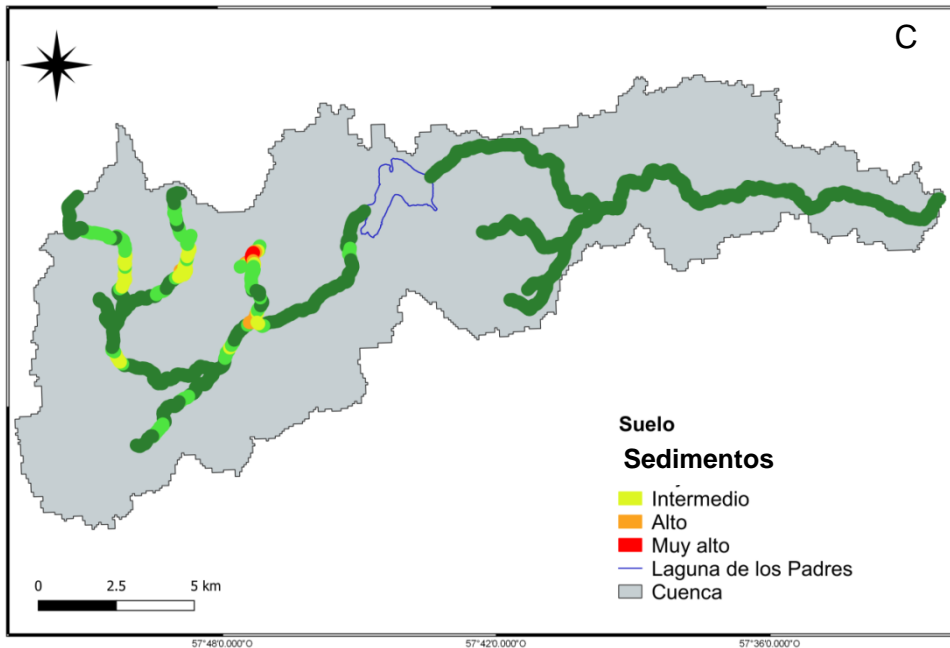
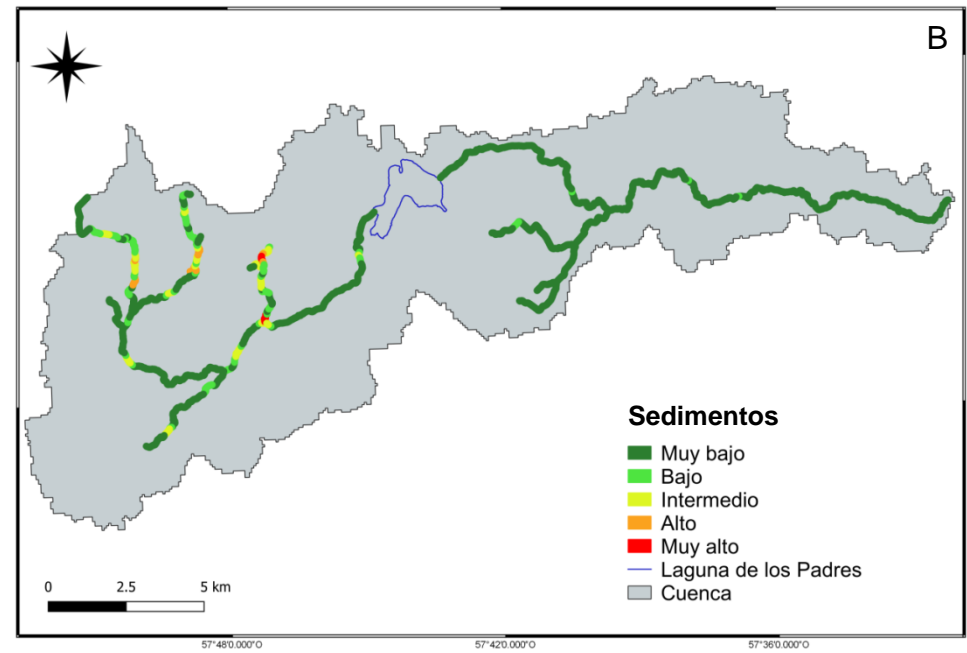
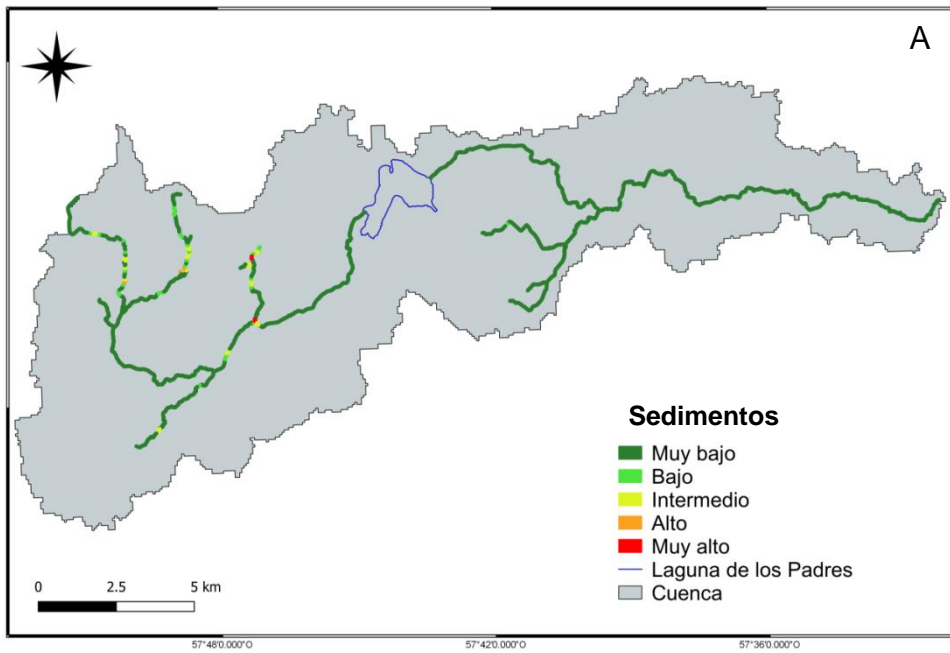


Figura 17. Clasificación de tramos según llegada de sedimentos. La cantidad, estimada en Mg/píxel/año, se relativizó a una escala cuantitativa en las cinco categorías. A) Buffer de 50 m a cada lado del curso de agua. B) Buffer de 100 m a cada lado del curso de agua. C) Buffer de 200 m a cada lado del curso de agua. D) Gráfico resumen de la 42 clasificación.

En los mapas (Figura 17) se puede observar que en la cuenca bajo estudio predominan los tramos donde la acumulación de sedimentos vía escurrimiento superficial a los ambientes ribereños son los clasificados en la categoría “muy bajo” y “bajo” (91%, para buffer 100 m). En términos absolutos, esto indica que el 91% de los ambientes ribereños recibirían hasta 1223 Mg de sedimentos acumulados. Seguido de estos, los tramos “intermedios” (6%, para buffer 100 m) indicarían una acumulación de sedimentos entre 1223 y 2673 Mg. Los segmentos clasificados en la categoría “alto” y “muy alto” (3%, para buffer 100 m) representarían una acumulación de sedimentos entre 2673 y 8046 Mg.

Estos segmentos se sitúan en la subcuenca de Los Padres (Figura 4). Como se discute para el análisis de los nutrientes, en esta subcuenca predominan las pendientes más pronunciadas del área estudiada (zona de sierras). En ambos casos, la herramienta utilizada para modelar la acumulación de nutrientes y sedimentos hacia los ambientes ribereños depende de las pendientes. Además, el área es coincidente con los valores más altos del factor k de la ecuación RUSLE, que es la susceptibilidad del suelo a ser erosionado.

Al analizar los tramos con mayor llegada de sedimentos, se identifica que la zona antes mencionada, por su alta llegada de nutrientes, también recibe altas cargas de sedimentos. No obstante, los tramos destacados como “muy alto” y sus tramos contiguos clasificados como “alto” para el buffer de 100 m, ocupan en este caso una superficie aproximada de 11 hectáreas. Por otro lado, se identifica otra zona con alta llegada de sedimentos ubicada al sur de la zona antes mencionada. Esta ocupa un área de 10 hectáreas y se ubica en un tramo de orden hidrológico 2, el cual tiene como afluente el tramo antes mencionado. Según el mapa de coberturas de suelo generado, en ambas zonas predomina el campo natural y, en parte, los cultivos (Figura 18). Como se discute más arriba, el SE podría estar generándose debido a la presencia de vegetación natural (identificada como campo natural en la clasificación), sobre todo en el tramo sur donde hay mayor proporción de esta cobertura. Nuevamente, la presencia de cultivos podría estar impidiendo la generación del SE en la zona.

Es importante destacar que en los cultivos que se realizan en la región (ej. soja) se utilizan algunos agroquímicos con afinidad al suelo (ej. glifosato), es decir, compuestos que tienen adherencia alta a las partículas de suelo. Esto

podría indicar que parte de estos sedimentos estén arrastrando otros tipos de contaminantes a los ambientes ribereños y si estos ambientes no están proveyendo el SE porque están degradados, o no presentan cobertura vegetal natural o si tienen cultivos, dichos contaminantes ingresarían directamente a los cursos de agua.

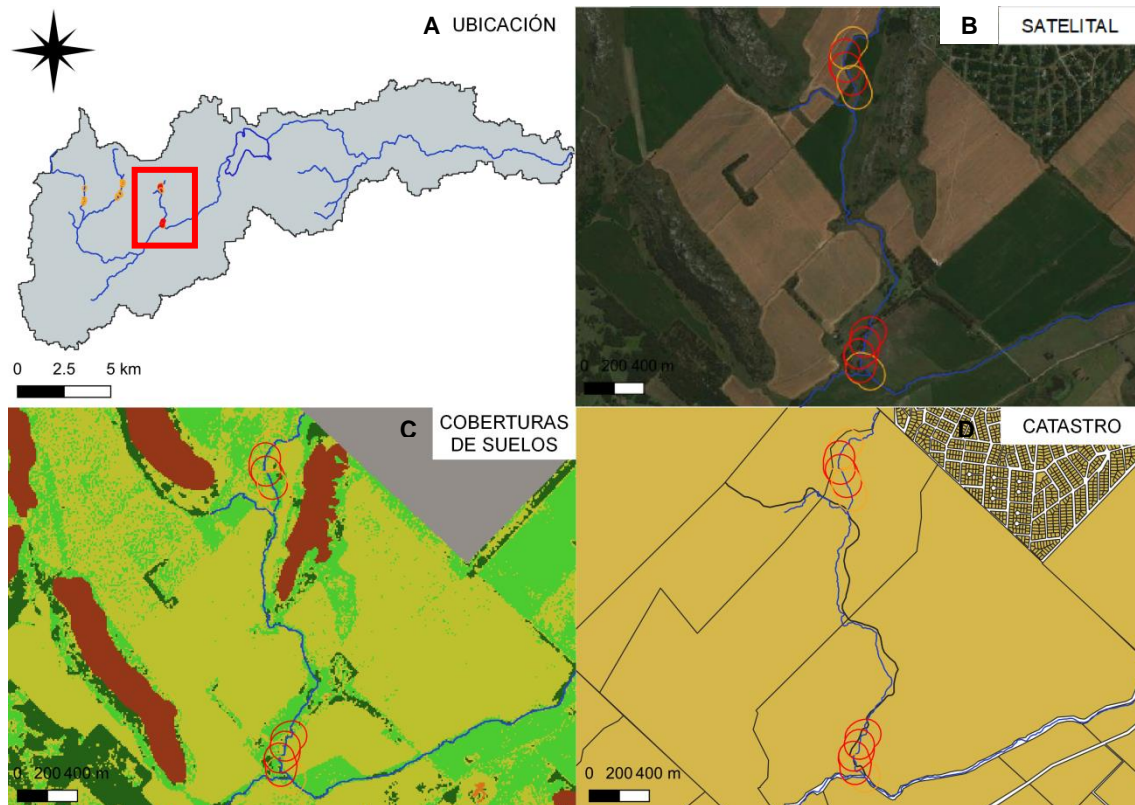


Figura 18. Vista de algunos de los tramos con mayor llegada de sedimentos (categorías "muy alto" y "alto"). A) Sector de la cuenca donde se ubican los tramos con mayor llegada de suelo. B) Vista satelital de los tramos (imagen de Google Earth). C) Vista de los tramos sobre coberturas de suelos. D) Vista de los tramos con los límites catastrales.

En general, la eficiencia de remoción de una FVR depende de su ancho, el tipo de vegetación, la tasa de flujo y las características de los sedimentos. Gharabaghi et al. (2006) indican que los primeros 5 m de una FVR son críticos y efectivos en la remoción de sedimentos, logrando alrededor de un 90%. En promedio, el 50% de los sedimentos logran removerse en los primeros 2.5 m de la FVR y entre un 25% y un 40% adicional, en los próximos 2.5 m. Otras investigaciones, incluyendo Dillaha et al. (1989), Daniels & Gilliam (1996) y Schmitt et al. (1999), obtuvieron resultados similares que sustentan estos descubrimientos. Por otra parte, Robinson et al. (1996) sostienen que los primeros 3 m son esenciales ya que la concentración de sedimentos disminuye entre un 70% y un 80%. Asimismo, una FVR de 9.1 m logra filtrar un 85% de

sedimentos. Sin embargo, no registra remoción de sedimentos más allá de los 9.1 m, lo que supone que las partículas remanentes sean probablemente arcillas o coloides orgánicos.

En el catastro de la provincia (ARBA, 2015) se puede observar que el buffer de 10 m de los tramos analizados que se encuentran más al norte (Figura 19), se ubica en una única parcela. Mientras tanto, el tramo ubicado al sur se encuentra en tres distintas parcelas, considerando el buffer de 10 m. Para garantizar la provisión del SE de purificación de agua superficial debería promoverse la conservación de las FVR localizadas en esos tramos. En el tramo norte analizado (Figura 19.a), el productor tendría que destinar el 2.16% de su tierra para la conservación y provisión del SE. Por otro lado, en el tramo sur analizado (Figura 19.b) se requiere de la conservación de un 0.5% del lote 1, un 0.26% del lote 2 y un 0.1% del lote 3.

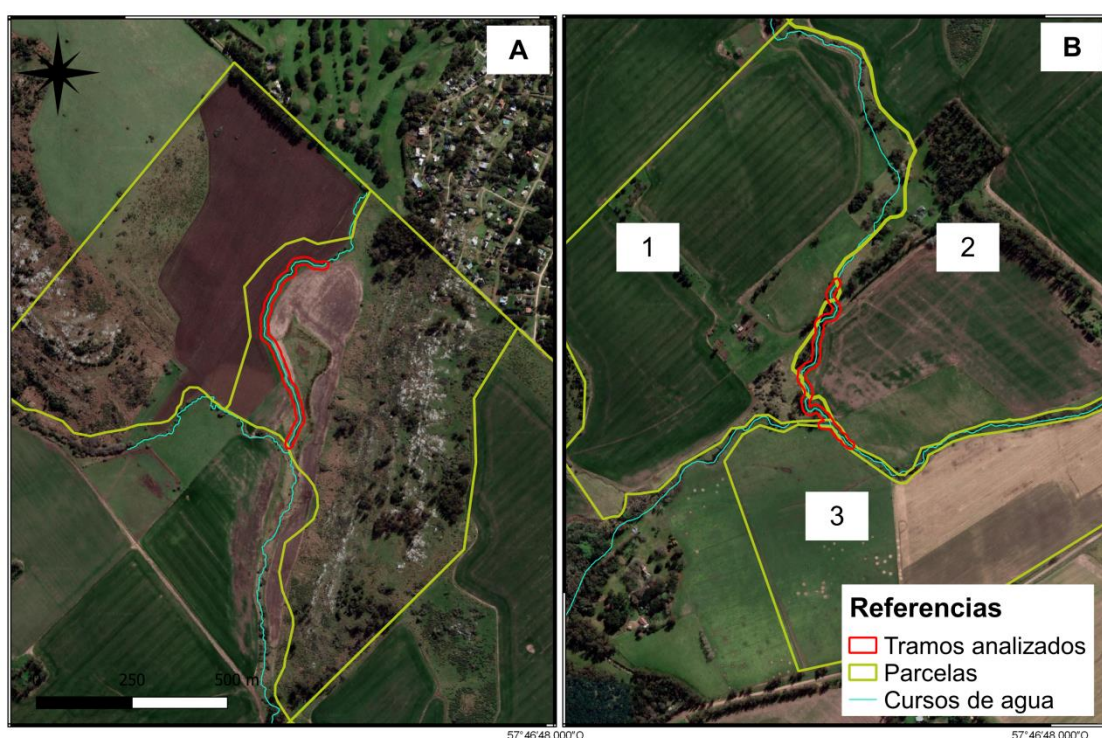


Figura 19. Ubicación de los tramos analizados en el catastro (Buffer 10 m). A) Tramo norte. B) Tramo sur.

En un trabajo realizado para el sudeste de la provincia de Buenos Aires (Giaccio et al., 2020) entrevistaron a los tomadores de decisiones de 50 explotaciones agropecuarias que tenían arroyos en sus establecimientos. El

objetivo del trabajo fue comprender cuales eran los factores psicosociales que determinaban sus intenciones de conservar los ambientes ribereños. El trabajo concluye que si bien los factores normativos (norma social – control de comportamiento – atribución de responsabilidades) fueron los que mejor explicaron las intenciones de conservación, representan cuellos de botella en los que no se puede influir y solo se puede intervenir a través de los factores cognitivos, promoviendo el conocimiento. De acuerdo a estos resultados, para garantizar que las explotaciones conserven ese 2% de sus áreas, el municipio debería impulsar una normativa que incentive a realizarlo. En segunda medida, la generación de conocimiento como el generado en este trabajo, debería difundirse entre los dueños de estos establecimientos para generar conciencia.

5. Conclusiones

Este trabajo abordó una problemática relevante y recurrente en nuestro país (las externalidades negativas de la actividad agrícola) a través de un enfoque innovador (servicios ecosistémicos) proponiendo una solución basada en la naturaleza (conservación y restauración de los ambientes ribereños y sus servicios ecosistémicos asociados).

El modelado espacial a través de información satelital resultó ser una herramienta interesante y potente, especialmente cuando no se cuenta con datos de campo, que suelen ser costosos. Los datos satelitales pueden ser obtenidos con facilidad y los resultados generados resultan ser información muy valiosa para la toma de decisiones. En este trabajo, a través de imágenes satelitales de alta resolución, se logró obtener un mapa que identifica a una escala de 10 m cuáles fueron las coberturas del suelo para el año 2019.

Los modelados de transporte de nutrientes y de pérdida de suelo por erosión hídrica permitieron conocer las cantidades de nitrógeno total, fósforo total y sedimentos acumulados por los ambientes ribereños de la cuenca. El análisis de estos valores permitió identificar cuáles son los tramos de los arroyos estudiados dentro de la cuenca con mayor acumulación de nutrientes y sedimentos, con el fin de identificar donde se debería promover la conservación

y/o restauración de la vegetación natural en sus ambientes ribereños para garantizar el filtrado de estos contaminantes y evitar su ingreso al agua.

Los resultados obtenidos indican que la acumulación de nutrientes y sedimentos es mayor en tramos de orden hidrológico 1 ubicados en la subcuenca de Los Padres. Esto se asocia a su emplazamiento en el área de las sierras, donde hay mayores pendientes y suelos susceptibles a la erosión hídrica. Según la clasificación de coberturas de suelo realizada, estas zonas tienen presencia de cultivos y campo natural. Por un lado, la presencia de cultivos podría estar impidiendo la generación del SE de purificación de agua superficial. Por el otro, la presencia de vegetación natural podría estar permitiendo la generación del SE.

La revisión bibliográfica realizada con respecto a la relación entre el ancho de las FVR y la eficiencia de remoción de nutrientes y sedimentos, indicó que la conservación de 10 m de vegetación natural a cada lado de los cursos de agua sería ideal y permitiría la generación de las funciones claves en la provisión del SE de purificación de agua superficial, incluso hay trabajos que reportan anchos menores y eficacias de remoción de contaminantes muy buenas. Para alcanzar esto, los establecimientos analizados deberían destinar menos de un 2% de su tierra para la conservación y provisión del servicio. Este tipo de medidas (destinar un porcentaje de los establecimientos agrícolas para la conservación) ya está siendo evaluada en algunos proyectos de ley a nivel nacional (Mesquida, 2021).

En síntesis, los productos generados en este trabajo resultan de interés para orientar medidas de conservación que apunten a resolver conflictos ambientales en el territorio periurbano del municipio de General Pueyrredón. Asimismo, la metodología utilizada puede servir para generar información técnica de base en la implementación de políticas que promuevan la conservación de los ambientes ribereños y la provisión de SE asociados a la purificación del agua superficial.

6. Anexos

6.1 Pruebas de clasificaciones de coberturas de suelos

Prueba A

Tabla 15. Matriz de confusión

Clases	Cubierta plástica	Campo natural	Cultivo	Forestaciones	Total
Cubierta plástica	582	2	35	0	619
Campo natural	5	365	356	22	748
Cultivo	0	63	295	159	517
Forestación	0	18	0	169	187
Total	587	448	686	350	2071

Tabla 16. Errores de comisión

Clases	Porcentaje
Cubierta plástica	5.98
Campo natural	51.20
Cultivo	42.94
Forestación	9.63

Tabla 17. Errores de omisión

Clases	Porcentaje
Cubierta plástica	0.85
Campo natural	18.53
Cultivo	57.00
Forestación	51.71

Tabla 18. Precisión del usuario

Clases	Porcentaje
Cubierta plástica	94.02
Campo natural	48.80
Cultivo	57.06
Forestación	90.37

Tabla 19. Precisión del productor

Clases	Porcentaje
Cubierta plástica	99.15
Campo natural	81.47
Cultivo	43.00
Forestación	48.29

Precisión global: 0.6813

Coefficiente Kappa: 0.5689

Prueba B

Tabla 20. Matriz de confusión

Clases	Cubierta plástica	Campo natural	Cultivo	Forestaciones	Total
Cubierta plástica	579	16	28	3	626
Campo natural	3	211	176	19	409
Cultivo	5	194	426	100	725
Forestación	0	24	54	226	304
Total	587	445	684	348	2064

Tabla 21. Errores de comisión

Clases	Porcentaje
Cubierta plástica	7.51
Campo natural	48.41
Cultivo	41.24
Forestación	25.66

Tabla 22. Errores de omisión

Clases	Porcentaje
Cubierta plástica	1.36
Campo natural	52.58
Cultivo	37.72
Forestación	35.06

Tabla 23. Precisión del usuario

Clases	Porcentaje
Cubierta plástica	92.49
Campo natural	51.59
Cultivo	58.76
Forestación	74.34

Tabla 24. Precisión del productor

Clases	Porcentaje
Cubierta plástica	98.64
Campo natural	47.42
Cultivo	62.28
Forestación	64.94

Precisión global: 0.6986

Coeficiente Kappa: 0.5871

Prueba C

Tabla 25. Matriz de confusión

Clases	Cubierta plástica	Campo natural	Cultivo	Forestaciones	Total
Cubierta plástica	580	0	9	1	590
Campo natural	0	238	199	24	461
Cultivo	7	166	403	28	604
Forestación	0	41	73	295	409
Total	587	445	684	348	2064

Tabla 26. Errores de comisión

Clases	Porcentaje
Cubierta plástica	1.69
Campo natural	48.37
Cultivo	33.28
Forestación	27.87

Tabla 27. Errores de omisión

Clases	Porcentaje
Cubierta plástica	1.19
Campo natural	46.52
Cultivo	41.08
Forestación	15.23

Tabla 28. Precisión del usuario

Clases	Porcentaje
Cubierta plástica	98.31
Campo natural	51.63
Cultivo	66.72
Forestación	72.13

Tabla 29. Precisión del productor

Clases	Porcentaje
Cubierta plástica	98.81
Campo natural	53.48
Cultivo	58.92
Forestación	84.77

Precisión global: 0.7345

Coeficiente Kappa: 0.6413

Prueba D

Tabla 30. Matriz de confusión

Clases	Cubierta plástica	Campo natural	Cultivo	Forestaciones	Total
Cubierta plástica	587	6	4	0	597
Campo natural	0	211	233	33	477
Cultivo	0	186	382	60	628
Forestación	0	42	65	255	362
Total	587	445	684	348	2064

Tabla 31. Errores de comisión

Clases	Porcentaje
Cubierta plástica	1.68
Campo natural	55.77
Cultivo	39.17
Forestación	29.56

Tabla 32. Errores de omisión

Clases	Porcentaje
Cubierta plástica	0.00
Campo natural	52.58
Cultivo	44.15
Forestación	26.72

Tabla 33. Precisión del usuario

Clases	Porcentaje
Cubierta plástica	98.32
Campo natural	44.23
Cultivo	60.83
Forestación	70.44

Tabla 34. Precisión del productor

Clases	Porcentaje
Cubierta plástica	100.00
Campo natural	47.42
Cultivo	55.85
Forestación	73.28

Precisión global: 0.6953

Coeficiente Kappa: 0.5868

Prueba E

Tabla 35. Matriz de confusión

Clases	Cubierta plástica	Campo natural	Cultivo	Forestaciones	Total
Cubierta plástica	583	4	82	0	669
Campo natural	3	229	146	2	380
Cultivo	1	192	373	19	585
Forestación	0	20	83	327	430
Total	587	445	684	348	2064

Tabla 36. Errores de comisión

Clases	Porcentaje
Cubierta plástica	12.86
Campo natural	39.74
Cultivo	36.24
Forestación	23.95

Tabla 37. Errores de omisión

Clases	Porcentaje
Cubierta plástica	0.68
Campo natural	48.54
Cultivo	45.47
Forestación	6.03

Tabla 38. Precisión del usuario

Clases	Porcentaje
Cubierta plástica	87.14
Campo natural	60.26
Cultivo	63.76
Forestación	76.05

Tabla 39. Precisión del productor

Clases	Porcentaje
Cubierta plástica	99.32
Campo natural	51.46
Cultivo	54.53
Forestación	93.97

Precisión global: 0.7326

Coeficiente Kappa: 0.6381

Prueba F

Tabla 40. Matriz de confusión

Clases	Cubierta plástica	Campo natural	Cultivo	Forestaciones	Total
Cubierta plástica	580	33	74	7	694
Campo natural	3	197	153	18	371
Cultivo	4	184	369	85	642
Forestación	0	31	88	238	357
Total	587	445	684	348	2064

Tabla 41. Errores de comisión

Clases	Porcentaje
Cubierta plástica	16.43
Campo natural	46.90
Cultivo	42.52
Forestación	33.33

Tabla 42. Errores de omisión

Clases	Porcentaje
Cubierta plástica	1.19
Campo natural	55.73
Cultivo	46.05
Forestación	31.61

Tabla 43. Precisión del usuario

Clases	Porcentaje
Cubierta plástica	83.57
Campo natural	53.10
Cultivo	57.48
Forestación	66.67

Tabla 44. Precisión del productor

Clases	Porcentaje
Cubierta plástica	98.81
Campo natural	44.27
Cultivo	53.95
Forestación	68.39

Precisión global: 0.6705

Coeficiente Kappa: 0.5508

Prueba G

Tabla 45. Matriz de confusión

Clases	Cubierta plástica	Campo natural	Cultivo	Forestaciones	Total
Cubierta plástica	580	2	52	0	634
Campo natural	0	216	169	5	390
Cultivo	7	188	350	12	557
Forestación	0	39	113	331	483
Total	587	445	684	348	2064

Tabla 46. Errores de comisión

Clases	Porcentaje
Cubierta plástica	8.52
Campo natural	44.62
Cultivo	37.16
Forestación	31.47

Tabla 47. Errores de omisión

Clases	Porcentaje
Cubierta plástica	1.19
Campo natural	51.46
Cultivo	48.83
Forestación	4.89

Tabla 48. Precisión del usuario

Clases	Porcentaje
Cubierta plástica	91.48
Campo natural	55.38
Cultivo	62.84
Forestación	68.53

Tabla 49. Precisión del productor

Clases	Porcentaje
Cubierta plástica	98.81
Campo natural	48.54
Cultivo	51.17
Forestación	95.11

Precisión global: 0.7156

Coeficiente Kappa: 0.6172

Prueba H

Tabla 50. Matriz de confusión

Clases	Cubierta plástica	Campo natural	Cultivo	Forestaciones	Total
Cubierta plástica	587	30	58	5	680
Campo natural	0	181	190	26	397
Cultivo	0	186	336	48	570
Forestación	0	48	100	269	417
Total	587	445	684	348	2064

Tabla 51. Errores de comisión

Clases	Porcentaje
Cubierta plástica	13.68
Campo natural	54.41
Cultivo	41.05
Forestación	35.49

Tabla 52. Errores de omisión

Clases	Porcentaje
Cubierta plástica	0.00
Campo natural	59.33
Cultivo	50.88
Forestación	22.70

Tabla 53. Precisión del usuario

Clases	Porcentaje
Cubierta plástica	86.32
Campo natural	45.59
Cultivo	58.95
Forestación	64.51

Tabla 54. Precisión del productor

Clases	Porcentaje
Cubierta plástica	100.00
Campo natural	40.67
Cultivo	49.12
Forestación	77.30

Precisión global: 0.6652

Coeficiente Kappa: 0.5471

Prueba J

Tabla 55. Matriz de confusión

Clases	Cubierta plástica	Campo natural	Cultivo	Forestaciones	Total
Cubierta plástica	587	0	3	2	592
Campo natural	0	257	97	13	367
Cultivo	0	145	497	23	665
Forestación	0	43	85	310	438
Total	587	445	682	348	2062

Tabla 56. Errores de comisión

Clases	Porcentaje
Cubierta plástica	0.84
Campo natural	29.97
Cultivo	25.26
Forestación	29.22

Tabla 57. Errores de omisión

Clases	Porcentaje
Cubierta plástica	0.00
Campo natural	42.25
Cultivo	27.13
Forestación	10.92

Tabla 58. Precisión del usuario

Clases	Porcentaje
Cubierta plástica	99.16
Campo natural	70.03
Cultivo	74.74
Forestación	70.78

Tabla 59. Precisión del productor

Clases	Porcentaje
Cubierta plástica	100.00
Campo natural	57.75
Cultivo	72.87
Forestación	89.08

Precisión global: 0.8007

Coeficiente Kappa: 0.7297

Bibliografía

- Act, C. (1993). The Importance of Riparian Vegetation To The Health & Stability of Aquatic Systems . *Synthesis*, 1, 1–32.
- Adlercreutz, E. (2017). *Descripción del cinturón hortícola de Mar del Plata*.
- Aizen, M. A., Garibaldi, L. A., & Dondo, M. (2009). Expansión de la soja y diversidad de la agricultura argentina. *Ecología Austral*, 19(1), 45–54. Retrieved from https://www.researchgate.net/profile/Lucas_Garibaldi/publication/280019258_Soybean_expansion_and_agriculture_diversity_in_Argentina/links/5677fe3008aebcdda0eba4ac.pdf
- Álvarez-Cobelas, M., & Angeler, D. G. (2007). Exportación de nutrientes en las cuencas hidrográficas de Latinoamérica: una recopilación. *Revista Latinoamericana de Recursos Naturales*, 3(1), 31–43.
- Aparicio, V. C., De Gerónimo, E., Marino, D., Primost, J., Carriquiriborde, P., & Costa, J. L. (2013). Environmental fate of glyphosate and aminomethylphosphonic acid in surface waters and soil of agricultural basins. *Chemosphere*, 93(9), 1866–1873. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.06.041>
- ARBA. (2015). *Capa vectorial de parcelas catastrales de la Provincia de Buenos Aires*.
- Atucha, A. J., Lacaze, M. V., & Roveretti, M. J. (2014). *Hacia la producción frutihortícola sustentable en el sudeste bonaerense: los desafíos que enfrentan las explotaciones de General Pueyrredón*.
- Barral, M. P. (2015). *Provisión de servicios ecosistémicos en paisajes rurales: desarrollo de criterios y herramientas para el ordenamiento territorial rural*. Universidad Nacional de Mar del Plata.
- Barral, M. P. (2017). *Tutorial para el mapeo de funciones ecosistémicas y servicios ecosistémicos. Protocolo colaborativo de evaluación y mapeo de servicios ecosistémicos y vulnerabilidad socio-ecológica para el ordenamiento territorial (ECOSER)*. Retrieved from www.eco-ser.com.ar

- Blanco-Canqui, H., Gantzer, C. J., Anderson, S. H., Alberts, E. E., & Thompson, A. L. (2004). Grass barrier and vegetative filter strip effectiveness in reducing runoff, sediment, nitrogen, and phosphorus loss. *Soil Science Society of America Journal*, 68, 1670–1678.
- Borrás, J., Delegido, J., Pezzola, A., Pereira, M., Morassi, G., & Camps-Valls, G. (2017). Clasificación de usos del suelo a partir de imágenes Sentinel-2. *Revista de Teledetección*, 48, 55–66.
- Brown, S., Stein, S., & Warner, J. (2001). Urban drainage desing manual. *Hydraulic Engineering Circular*, (22).
- Cerda Lorca, J., & Villarroel Del P., L. (2008). Evaluación de la concordancia inter-observador en investigación pediátrica: Coeficiente de Kappa. *Revista Chilena de Pediatría*, 79(1), 54–58. <https://doi.org/10.4067/s0370-41062008000100008>
- Clarkson, B. R., Ausseil, A.-G. E., & Gerbeaux, P. (2013). Wetland ecosystem services. In J. R. Dymond (Ed.), *Ecosystem services in New Zealand - conditions and trends* (pp. 192–202). https://doi.org/10.1007/978-90-481-9659-3_66
- Congalton, R. G. (1991). A review of assessing the accuracy of classifications of remotely sensed data. *Remote Sensing of Environment*, 37(1991), 35–46. Retrieved from https://s3.amazonaws.com/academia.edu.documents/50422785/A_Review_of_Assessing_the_Accuracy_of_CI20161119-30667-14qzkjb.pdf?response-content-disposition=inline%3Bfilename%3DA_review_of_assessing_the_accuracy_of_cl.pdf&X-Amz-Algorithm=AWS4-HMAC-SHA256&X-A
- Costa, J. L., Massone, H., Martinez, D., Suero, E. E., Vidal, C. M., & Bedmar, F. (2002). Nitrate contamination of a rural aquifer and accumulation in the unsaturated zone. *Agricultural Water Management*, 57(1), 33–47.
- Daga, D. Y., Zulaica, L., Ferraro, R., & Vazquez, P. (2017). Expansión e intensificación hortícola en el Partido de General Pueyrredón, Argentina: Sustentabilidad ecológica e impactos ambientales. *Geografía En Cuestión*,

- 10(2), 102–117. Retrieved from <http://e-revista.unioeste.br/index.php/geoemquestao/article/view/16957/11960>
- Daniels, R. B., & Gilliam, J. W. (1996). Sediment and chemical load reduction by grass and riparian filters. *Soil & Water Management & Conservation*, 60, 246–251.
- De Jonge, V. N., Elliott, M., & Orive, E. (2002). Causes, historical development, effects and future challenges of a common environmental problem: Eutrophication. *Hydrobiologia*, 475–476, 1–19. <https://doi.org/10.1023/A:1020366418295>
- Dillaha, T. A., Reneau, R. B., Mostaghimi, S., & Lee, D. (1989). Vegetative filter strips for agricultural nonpoint source pollution control. *Transactions of ASAE*, 32(2), 513–519.
- Fischer, R. A., & Fischenich, C. J. (2000). *Design recommendations for riparian corridors and vegetated buffer strips*. 17.
- Fisher, B., Costanza, R., Turner, R. K., & Morling, P. (2009). Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics*, 68(3), 643–653.
- Fisher, J., & Acreman, M. C. (2004). Wetland nutrient removal: A review of the evidence. *Hydrology and Earth System Sciences*, 8(4), 673–685. <https://doi.org/10.5194/hess-8-673-2004>
- Frolking, S., & Roulet, N. (2007). Holocene radiative forcing impact of northern peatland carbon accumulation and methane emissions. *Global Change Biology*, 13(5), 1079–1088.
- Gharabaghi, B., Rudra, R. P., & Goel, P. K. (2006). Effectiveness of vegetative filter strips in removal of sediments from overland flow. *Water Quality Research Journal of Canada*, 41(3), 275–282. <https://doi.org/10.2166/wqrj.2006.031>
- Giaccio, G. C. M., Mastrangelo, M., Aparicio, V., Costa, J. L., & Laterra, P. (2020). Factores psicosociales que influyen en la intención de los tomadores de decisión agropecuarios de la Pampa Austral de Argentina de

conservar las franjas de vegetación ribereñas. *Papeles de Geografía*, 66, 85–102.

González, M., Diurno, R., Caetano, F., & Rattín, J. (2017). Evolución del cinturón hortícola marplatense. Estrategias y logros para la adecuación productiva ante cambios legales. *Revista de La Facultad de Agronomía*, 116(3), 97–106.

Granados Sanchez, D., Hernandez García, M. A., & Lopez Rios, G. F. (2006). Ecología de las zonas ribereñas. *Chapingo. Serie Ciencias Forestales y Del Ambiente*, 12(1), 55–69. Retrieved from <http://www.redalyc.org/pdf/629/62912107.pdf>

Grismer, M. E., O'Geen, A. T., & Lewis, D. (2006). Vegetative filter strips for nonpoint source pollution control in agriculture. *ANR Publications*, 8195. Retrieved from https://www.researchgate.net/publication/237346517_Vegetative_Filter_Strips_for_Nonpoint_Source_Pollution_Control_in_Agriculture

Gumiere, S. J., & Rousseau, A. N. (2011). Development of VFMD: a riparian vegetated filter dimensioning model. *International Symposium on Erosion and Landscape Evolution*.

Haines-Young, R., & Potschin, M. (2015). The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. In *Ecosystem Ecology: a new synthesis* (pp. 110–139). Cambridge: Cambridge University Press.

Hein, L., van Koppen, K., de Groot, R. S., & van Ierland, E. C. (2006). Spatial scales, stakeholders and the valuation of ecosystem services. *Ecological Economics*, 57(2), 209–228. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2005.04.005>

Hoffmann, C. C., Kjaergaard, C., Uusi-Kämpä, J., Hansen, H. C. B., & Kronvang, B. (2009). Phosphorus retention in riparian buffers: review of their efficiency. *Journal of Environmental Quality*, 38(5), 1942–1955.

Horton, R. E. (1945). Erosional development of streams and their drainage basins; hydrophysical approach to quantitative morphology. *Bulletin of the Geological Society of America*, 56(3), 275–370.

- Jeje, Y. (2006). Export Coefficients for Total Phosphorus, Total Nitrogen and Total Suspended Solids in the Southern Alberta Region. *Alberta Environment*, 27.
- Krutz, L. J., Senseman, S. A., Zablotowicz, R. M., & Matocha, M. A. (2005). Reducing herbicide runoff from agricultural fields with vegetative filter strips: a review. *Weed Science*, 53(3), 353–367. <https://doi.org/10.1614/ws-03-079r2>
- Lattera, P., & Nahuelhual, L. (2014). Internalización de los servicios ecosistémicos en el ordenamiento territorial rural: bases conceptuales y metodológicas. In *Ordenamiento territorial rural. Conceptos, métodos y experiencias* (pp. 86–106). Buenos Aires: FAO, MAGyP y FAUBA.
- Leiva, M. E. (2009). Área frutihortícola de Sierra de los Padres. Sustentabilidad ambiental de un área turística potencial. *Aportes y Transferencias*, 1(13), 18. Retrieved from <http://nulan.mdp.edu.ar/1547/1/Apo2009a13v1pp93-110.pdf>
- Maille, P. (2001). Farmer participation in riparian buffer zone programs. *Science and Society Series*, (1), 1–10.
- Martinez, G. A., & Cionchi, J. L. (1988). Morfometría e Hipsometría en cuencas de drenaje de la mitad septentrional del partido de General Pueyrredón y zonas adyacentes, provincia de Buenos Aires. *Segundas Jornadas Geológicas Bonaerenses*. Bahía Blanca, Buenos Aires, Argentina.
- McFarland, A. M. S., & Hauck, L. M. (2001). Determining nutrient export coefficients and source loading uncertainty using in-stream monitoring data. *Journal of the American Water Resources Association*, 37(1), 223–236. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2001.tb05488.x>
- McLaughlin, A., & Mineau, P. (1995). The impact of agricultural practices on biodiversity. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 55(3), 201–212. [https://doi.org/10.1016/0167-8809\(95\)00609-V](https://doi.org/10.1016/0167-8809(95)00609-V)
- Medan, D., Torretta, J. P., Hodara, K., de la Fuente, E. B., & Montaldo, N. H. (2011). Effects of agriculture expansion and intensification on the vertebrate and invertebrate diversity in the Pampas of Argentina.

Biodiversity and Conservation, 20(13), 3077–3100.

Mesquida, F. (2021). Buscan que sea obligatorio conservar el 2,5% del hábitat natural en producciones agrícolas de más de 200 Ha. Retrieved from <https://www.infocampo.com.ar/buscan-que-sea-obligatorio-conservar-el-25-del-habitat-natural-en-producciones-agricolas-de-mas-de-200-ha/>

Millennium Ecosystem Assessment. (2005). Ecosystems and Human Well-being: Synthesis. In *Island Press*. Retrieved from <https://www.millenniumassessment.org/documents/document.356.aspx.pdf>

Minnesota Department of Natural Resources. (2007). Vegetation Buffer Strips in Agricultural Areas. In *Area*.

Morato Leite, J. R., Verri Boratti, L., Salles Cavedon-Capdeville, F., & Aragão, A. (2020). *Direito ambiental, territorialidades e informação geográfica*.

Naiman, R. J., & Décamps, H. (1997). The ecology of interfaces: riparian zones. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 28, 621–658.

Naiman, R. J., Décamps, H., & McClain, M. E. (2005). *Riparia: Ecology, Conservation, and Management of Streamside Communities*. Retrieved from https://books.google.es/books?hl=es&lr=&id=n6i_2G2f2KAC&oi=fnd&pg=PR11&dq=NAIMAN,+R.J.%3B+DECAMPS,+H.%3B+Mc+CLAIN,+M.E.+2005.+Riparia:+Ecology,+Conservation+and+Management+of+Streamside+Communities,&ots=PiSY7JJosf&sig=BcEzWAjsaOhq9IRx-Vie04bhLHQ#v=onepage

Nduhiu, C., Gathenya, J. M., Mwangi, J. K., Aman, M., & Mutisya, T. (2016). Assessment of the effectiveness of Payment for Ecosystem Services (PES) in the delivery of desired Ecosystem Services in Sasumua catchment, Kenya. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions*, 1–20. <https://doi.org/10.5194/hess-2016-541>

Neitsch, S., Arnold, J., Kiniry, J., & Williams, J. (2005). *Soil and Water Assessment Tool Theoretical Documentation Version 2005*.

Okada, E., Pérez, D., & Barral, M. P. (2020). Monitoreo de antibióticos de uso

veterinario en el ambiente acuático. *XXXVII Jornadas Interdisciplinarias de Toxicología - I Jornada Virtual Iberoamericana de Toxicología*.

Olofsson, P., Foody, G. M., Herold, M., Stehman, S. V., Woodcock, C. E., & Wulder, M. A. (2014). Good practices for estimating area and assessing accuracy of land change. *Remote Sensing of Environment*, 148, 42–57. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2014.02.015>

Ortega, G. (2009). Agroecología vs. Agricultura Convencional. *Base Investigaciones Sociales*, 24. Retrieved from <http://www.baseis.org.py/wp-content/uploads/2014/03/1395155082.pdf>

Parsons, J. E., Daniel, R. B., Gilliam, J. W., & Dillaha, T. A. (1991). The effect of vegetation filter strips on sediment and nutrient removal from agricultural run-off. *Proc. of Environmentally Sound Agriculture Conf.* Orlando, FL.

Paruelo, J., Jobbágy, E., Laterra, P., Dieguez, H., García, A., & Panizza, A. (2014). Ordenamiento Territorial Rural: Conceptos, métodos y experiencias. In *FAO, MAGyP, FAUBA*. <https://doi.org/10.13140/2.1.4004.4320>

Pérez, D. J., Okada, E., Iturburu, F. G., De Gerónimo, E., Cantón, G., Aparicio, V. C., ... Menone, M. L. (2020). Monensin occurrence in surface water and its impact on aquatic biota in a stream of the southeast Pampas, Argentina. *Environmental Science and Pollution Research*, 28(7). <https://doi.org/10.1007/s11356-020-11009-2>

Peruzzo, P. J., Porta, A. A., & Ronco, A. E. (2008). Levels of glyphosate in surface waters, sediments and soils associated with direct sowing soybean cultivation in north pampasic region of Argentina. *Environmental Pollution*, 156(1), 61–66.

Piñero, M., Castro Bisso, V., Lempereur, C., Scheggia, S., Mediavilla, M. C., Génova, F., & Kemelmajer, Y. (2012). Primeros pasos y actividades que ayudan a la reflexión en la construcción de un sistema participativo de garantía en la Feria Verde de Mar del Plata. In *Manual de horticultura periurbana*.

Quevedo Corado, J. E. (2008). Análisis y evaluación de las franjas ribereñas y

de los usos adyacentes en la microcuenca del río Toila , subcuenca del río Matanzas , Guatemala.

- Rees, G. (2005). *The Remote Sensing Data Book*. Cambridge University Press.
- Renard, K., Foster, G., Weesies, G., & Porter, J. (1991). RUSLE: Revised Universal Erosion Equation. *Journal of Soil and Water Conservation*, 46, 30–33.
- Robinson, C. A., Ghaffarzadeh, M., & Cruse, R. M. (1996). Vegetative filter strip effects on sediment concentration in cropland runoff. *Journal of Soil and Water Conservation*, 51(3), 227–230.
- Romero, F. I., Cozano, M. A., Gangas, R. A., & Naulin, P. I. (2014). Zonas ribereñas: Protección, restauración y contexto legal en Chile. *Bosque*, 35(1), 3–12. <https://doi.org/10.4067/S0717-92002014000100001>
- Salazar, J., Moscatelli, G., Cuenca, M., Ferrao, R., Godagnone, R., Grimberg, H., & Sanchez, J. (1980). *Carta de suelos de la provincia de Buenos Aires, Argentina. 1: 500.000* (Ediciones). Buenos Aires.
- Sanchez, R. M. (2010). *El cinturón frutihortícola marplatense: evolución y transformación socio-productiva*.
- Scarsbrook, M. R., Quinn, J. M., Halliday, J., & Morse, R. (2001). Factors controlling litter input dynamics in streams draining pasture, pine, and native forest catchments. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 35(4), 751. <https://doi.org/10.1080/00288330.2001.9517040>
- Schmitt, T. J., Dosskey, M. G., & Hoagland, K. D. (1999). Filter strip performance and processes for different vegetation, widths, and contaminants. *Journal of Environmental Quality*, 28(5), 1479–1489.
- Schoumans, O. F., Chardon, W. J., Bechmann, M. E., Gascuel-Oudou, C., Hofman, G., Kronvang, B., ... Dorioz, J. (2014). Mitigation options to reduce phosphorus losses from the agricultural sector and improve surface water quality: A review. *Science of the Total Environment*, 468–469, 1255–1266.
- Scotta, E., & Papparotti, O. (1989). *Manual de sistematización de tierras para*

- control de erosión hídrica y aguas superficiales excedentes*. Paraná: EERA INTA Paraná, serie didáctica n° 17.
- SEPA. (2009). *Engineering in the Water Environment Good Practice Guide: Riparian Vegetation Management* (Vol. 2).
- Sirombra, M. G., & Mesa, L. (2010). Composición florística y distribución de los bosques ribereños subtropicales andinos del Río Lules, Tucumán, Argentina. *Revista de Biología Tropical*, 58(1), 499–510. <https://doi.org/10.15517/rbt.v58i1.5224>
- Skop, E., & Sørensen, P. B. (1998). *GIS-based modelling of solute fluxes at the catchment scale : a case study of the agricultural contribution to the riverine nitrogen loading in the Vejle Fjord catchment , Denmark*. 106, 291–310.
- Strahler, A. N. (1964). Quantitative geomorphology of drainage basins and channel networks. In *Handbook of Applied Hidrology* (pp. 39–76). https://doi.org/10.1007/3-540-31060-6_304
- Syversen, N., & Bechmann, M. (2004). Vegetative buffer zones as pesticide filters for simulated surface runoff. *Ecological Engineering*, 22(3), 175–184.
- Szpeiner, A., Martínez-Ghersa, M. A., & Ghersa, C. M. (2007). Agricultura pampeana, corredores biológicos y biodiversidad. *Ciencia Hoy*, 17(101), 38–46. Retrieved from [http://www.agrotecnicounne.com.ar/biblioteca/bibliografia-introduccion-a-las-ciencias-agrarias/Agricultura pampeana.pdf](http://www.agrotecnicounne.com.ar/biblioteca/bibliografia-introduccion-a-las-ciencias-agrarias/Agricultura_pampeana.pdf)
- Tallis, H., Ricketts, T., Nelson, E., Ennaanay, D., Wolny, S., Olwero, N., ... Kennedy, C. (2010). *InVEST 1.004 Beta User's Guide: Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs*. Stanford: The Natural Capital Project.
- Tanner, C., & Sukias, J. (2011). Multi-year nutrient removal performance of three constructed wetlands intercepting drainage flows from grazed pastures. *Journal of Environmental Quality*, 40(2), 620–633. <https://doi.org/10.2134/jeq2009.0470>
- Tarboton, D. G., & Mohammed, I. N. (2013). *Quick start guide to using the*

TauDEM ArcGIS toolbox.

USDA - NRCS. (2004). *Standards and specifications No. 393, USDA - NRCS Field Office Technical Guide.*

USDA - NRCS. (2021). Agricultural Water Enhancement Program. Retrieved from https://www.nrcs.usda.gov/wps/portal/nrcs/detail/null/?cid=nrcs143_008334

Vázquez, P., & Zulaica, L. (2013). Intensificación agrícola y pérdida de servicios ambientales en el partido de Azul (provincia de Buenos Aires) entre 2002-2011. *Sociedade & Natureza*, 25(3), 543–556. Retrieved from <https://www.redalyc.org/pdf/3213/321329292008.pdf>

Vélez Alvarado, D. (2019). *Análisis multitemporal de una serie de imágenes Sentinel-1 y detección de cambios del uso de suelo para la evaluación de la reserva ecológica Manglares Churute y sus alrededores en Guayas - Ecuador* (Universidad Pública de Navarra). Retrieved from https://academica-e.unavarra.es/xmlui/bitstream/handle/2454/33672/TFM_Diana_Velez_A.pdf?sequence=1&isAllowed=y

Vermont, U. of. (2008). *Vermont legislative research shop.*

Wischmeier, W., & Smith, D. (1978). *Predicting rainfall erosion losses - a guide to conservation planning.*

Wunder, S., Wertz-Kanounnikoff, S., & Moreno-Sánchez, R. (2007). Pago por servicios ambientales: una nueva forma de conservar la biodiversidad. *Gaceta Ecológica*, 84, 39–52.