

**UNIVERSIDAD DE LA REPÚBLICA
FACULTAD DE AGRONOMÍA**

**MODELACIÓN DEL USO DE SUELO EN UNA CUENCA
LECHERA PARA MINIMIZAR LA EXPORTACIÓN DE
NUTRIENTES HACIA AGUAS SUPERFICIALES**

por

Andrés CASTAGNA DU PRÉ

TESIS presentada como uno
de los requisitos para obtener
el título de Magíster en
Ciencias Agrarias
opción Ciencias del Suelo

**MONTEVIDEO
URUGUAY
Marzo 2020**

Tesis aprobada por el tribunal integrado por Ing. Agr. (PhD) Carlos Perdomo, Ing. Agr. (PhD) Verónica Ciganda, y Ing. (PhD) Pablo Rodríguez-Bocca, el (día) de (mes) de (año). Autor: Ing. Agr. Andrés Castagna. Director: Ing. Agr. (PhD) Oscar Blumetto, Co-directora: Lic. (PhD) Lorena Rodríguez-Gallego.

AGRADECIMIENTOS

A mis tutores Oscar Blumetto y Lorena Rodríguez-Gallego por sus opiniones, sugerencias, disposición y dedicación en todo el proceso de elaboración de la tesis.

A Federico Matonte y Antonio Mauttone del Instituto de Computación de la Facultad de Ingeniería de la Universidad de la República, por su colaboración imprescindible en el desarrollo del modelo y su programación.

A INIA y ANII, por apoyo financiero e institucional que hizo posible realizar este posgrado.

A Pablo Chilibroste, Ricardo Mello, Gastón Ortega, Tatiana Nuñez y personal de operaciones de la Unidad de Producción Lechera del Centro Regional Sur de la Facultad de Agronomía, por su colaboración desde el experimento de la Red Tecnológica Sectorial.

A Andrea Cardoso por su ayuda con la estadística.

A Liliana del Pino y Rodrigo Icardi por su gran apoyo en el trabajo de campo.

A Soledad Costa y Carolina Lescano, por su colaboración en el análisis de las muestras de agua en el laboratorio del Centro Universitario Regional Este.

A los integrantes del tribunal: Carlos Perdomo, Verónica Ciganda y Pablo Rodríguez-Bocca.

A mi familia por su constante apoyo y motivación para que esto saliera.

A Natalia por acompañarme en la vida.

TABLA DE CONTENIDO

PÁGINA DE APROBACIÓN.....	II
AGRADECIMIENTOS.....	III
RESUMEN.....	VI
SUMMARY.....	VII
1. <u>INTRODUCCIÓN</u>	1
1.1. HIPÓTESIS Y OBJETIVOS.....	3
1.1.1. <u>Hipótesis</u>	3
1.1.2. <u>Objetivo general</u>	4
1.1.3. <u>Objetivos específicos</u>	4
1.2. ESTRUCTURA GENERAL DE LA TESIS.....	5
2. <u>PLANIFICACIÓN DE LOS USOS DE SUELO EN UNA CUENCA LECHERA PARA MINIMIZAR LA EXPORTACIÓN DE FÓSFORO: UN MODELO DE OPTIMIZACIÓN</u>	6
2.1. RESUMEN.....	6
2.2. SUMMARY.....	7
2.3. INTRODUCCIÓN.....	8
2.4. MATERIALES Y MÉTODOS.....	12
2.4.1. <u>Sitio de estudio para resolver el modelo</u>	12
2.4.2. <u>Formulación del modelo</u>	15
2.4.3. <u>Método de resolución</u>	22
2.5. RESULTADOS.....	24
2.5.1. <u>Productividad de materia seca y exportación inicial de fósforo</u>	24
2.5.2. <u>Resultados a nivel de potrero</u>	25
2.5.3. <u>Resultados a nivel de píxel</u>	28
2.6. DISCUSIÓN.....	30
2.7. CONCLUSIONES.....	35
2.8. BIBLIOGRAFÍA.....	36

3.	<u>SIMULACIÓN DE LLUVIA DE ALTA INTENSIDAD PARA EVALUACIÓN DE LAS PÉRDIDAS DE NUTRIENTES EN PASTURAS SEMBRADAS</u>	44
3.1.	RESUMEN.....	44
3.2.	SUMMARY.....	45
3.3.	INTRODUCCIÓN.....	46
3.4.	MATERIALES Y MÉTODOS.....	48
3.4.1.	<u>Descripción del sitio de estudio</u>	48
3.4.2.	<u>Diseño experimental</u>	50
3.4.3.	<u>Determinación de variables del suelo</u>	51
3.4.4.	<u>Nutrientes en agua de escurrimiento</u>	52
3.4.5.	<u>Estimación de coeficientes de exportación de nutrientes</u>	53
3.4.6.	<u>Análisis estadísticos</u>	55
3.5.	RESULTADOS.....	56
3.5.1.	<u>Caracterización del suelo</u>	56
3.5.2.	<u>Diferencias entre tratamientos en las variables del suelo y de la escorrentía simulada</u>	57
3.5.3.	<u>Relaciones entre variables analizadas</u>	64
3.5.4.	<u>Modelos explicativos del aporte de nutrientes</u>	65
3.5.5.	<u>Coefficientes de exportación estimados</u>	67
3.6.	DISCUSIÓN.....	69
3.7.	CONCLUSIÓN.....	75
3.8.	BIBLIOGRAFÍA.....	76
4.	<u>DISCUSIÓN GENERAL Y CONCLUSIONES</u>	87
4.1.	DISCUSIÓN GENERAL.....	87
4.2.	CONCLUSIONES.....	89
5.	<u>BIBLIOGRAFÍA</u>	90

RESUMEN

La intensificación de la actividad agropecuaria ha favorecido el aumento de la concentración de nutrientes en ecosistemas acuáticos, lo que ha impactado negativamente sobre la calidad de agua en varias zonas del mundo. La cuenca del Rio Santa Lucía es uno de los sitios de Uruguay que no escapa a esta situación, y en los últimos años ha sido motivo de creciente preocupación dado que provee de agua potable al 60% de la población del país. La producción lechera es una de las actividades que más influye en la contaminación difusa de la cuenca, y a su vez tiene el desafío de aumentar la productividad para asegurar su viabilidad económica. En este contexto, es necesario buscar soluciones que contemplen los compromisos entre productividad y potencial contaminante. En base a la selección de una subcuenca lechera como estudio de caso, se logró desarrollar un modelo de optimización de resolución heurística que permitió integrar esos compromisos y brindar soluciones de planificación de usos del suelo a nivel de cuenca. El modelo mostró que existía potencial para reducir la exportación de fósforo de la cuenca y cumplir con mínimos de productividad anual establecidos para que la actividad lechera sea económicamente viable. Contar con coeficientes de exportación específicos para los usos del suelo del país, es necesario para mejorar la representatividad del modelo. Se realizó un experimento con simulación de lluvia de alta intensidad que generó datos de concentración de nutrientes en agua de escurrimiento para pasturas típicas de sistemas lecheros. Los datos generados aportaron a la estimación de las pérdidas de fósforo de algunos usos del suelo para mejorar la información de entrada del modelo. Las soluciones del modelo, espacialmente explícitas, podrían ayudar a los actores sociales involucrados en el diseño de estrategias de manejo que incorporen objetivos de productividad y conservación de la calidad de agua a nivel de cuenca.

Palabras clave: planificación espacial, optimización combinatoria, coeficientes de exportación, calidad de agua, simulación de lluvia.

Modeling Land Use in a Dairy Basin to Minimize Nutrients Losses by Surface Runoff.

SUMMARY

Agricultural intensification has led to the increase in the concentration of nutrients in aquatic ecosystems, which has negatively impacted water quality in several areas of the world. Rio Santa Lucia basin is one of the sites in Uruguay that does not escape this situation, and in recent years has been a cause for growing concern as it provides drinking water to 60% of the country's population. Dairy production is one of the activities that most influences nonpoint pollution in the basin, and in turn has the challenge of increasing productivity to ensure its economic viability. Solutions that address trade-offs between productivity and polluting potential need to be sought. A sub-basin was selected as a case study in order to develop an optimization model that allowed to integrate those trade-offs and provide land-use planning solutions at the basin level. The model was able to reduce phosphorus runoff losses and meet annual productivity minimums set for economically viable dairy activity. Specific export coefficients are needed to improve the representativeness of the model. A high-intensity rainfall simulation experiment was conducted to generate nutrient concentration data in draining water from typical dairy system pastures. Data generated contributed to the estimation of phosphorus losses that improve quality of model input information. Spatially explicit model solutions could help stakeholders to design management strategies that integrate productivity and water quality conservation goals at the watershed level.

Keywords: Spatial planning, combinatorial optimization, nutrient export coefficients, water quality, rainfall simulation.

1. INTRODUCCIÓN

El uso de suelo para obtener bienes y servicios genera uno de los impactos más importantes del ser humano sobre los ecosistemas del planeta (Tilman et al., 2002, Steffen et al., 2011). La sociedad actual enfrenta al desafío de desarrollar estrategias que reduzcan los impactos negativos de estos usos del suelo, al tiempo que mantengan beneficios sociales y económicos (Foley et al., 2005; Fu et al., 2015; Smith, 2018).

La intensificación de la actividad agropecuaria ocurrida en las últimas décadas ha estado asociada al incremento en el uso de fertilizantes (Matson et al., 1997; Tilman et al., 2002; Buytaert y Breuer, 2013). La continua aplicación de fertilizantes ha derivado en un aumento de la pérdida de nutrientes desde los sitios de agricultura hacia los cuerpos de agua (Sharpley et al., 1996; Moss, 2010; Withers et al., 2017). Esta situación ha impactado negativamente sobre la calidad del agua de arroyos y ríos en varias zonas del mundo (Foley et al., 2005; de Paula et al., 2019).

En los últimos años ha aumentado la preocupación por la calidad del agua en Uruguay, dado que muchos cuerpos de agua superficiales comenzaron a mostrar incumplimiento de la normativa en determinados parámetros relacionados a un aumento en la concentración de nutrientes (Barreto et al., 2017; Alonso et al., 2019), lo que ha ocasionado la eutroficación de sistemas lénticos y lóticos en distintas zonas del país (Bonilla et al., 2015). En ellas el deterioro de la calidad de agua está ampliamente documentado, como son las cuencas del RSL, Río Negro y Río Cuareim, y las Laguna del Sauce, del Cisne y del Diario (Steffen e Inda 2010; Bonilla y Meerhoff 2013; Bonilla et al., 2015; Arocena et al., 2008; Goyenola et al., 2015; Chalar et al., 2017; entre otros).

La cuenca del Río Santa Lucía abarca 13681 km² y es uno de los sitios donde la problemática ha tenido mayor relevancia por ser la fuente de agua

potable para el 60% de la población de Uruguay. La intensificación de las actividades productivas en esa región ha provocado un aumento en la concentración de nutrientes en los cuerpos de agua de esta cuenca (Barreto, et al., 2017; Chalar, et al., 2017).

En la cuenca existen múltiples sistemas de producción que resultan en diversos usos del suelo (ganadería, lechería, fruticultura, horticultura, forestación, etc.) (Ackerman et al., 2017). La producción lechera del área es de gran importancia alojando el 38% de los productores lecheros del país (Delgado, 2017), y se destaca como una de las actividades que más influye en el aporte de nutrientes (Manta et al., 2013, Chalar et al., 2017). En promedio sólo el 45% de las salas de ordeño cuenta con manejo de efluentes (INALE, 2015), que es la fuente de contaminación concentrada de este sistema (fuentes puntuales). Las fuentes difusas, que comprenden las pérdidas de nutrientes que se producen directamente por escorrentía en el campo, son también relevantes. La concentración de P de aguas superficiales de microcuencas ubicadas en esta zona se asocia claramente al tipo de explotación, registrándose las mayores concentraciones de este nutriente en la zona de tambos, donde los niveles de P lábil del suelo son más elevados (Arocena et al., 2013).

Análisis realizados por el Instituto Nacional de la Leche (INALE) muestran que los productores lecheros, de escala reducida y limitada capacidad de inversión, necesitan incrementar el volumen total de leche producida a un bajo costo para asegurar la viabilidad económica de la actividad, lo que implica aumentar la productividad primaria por intensificación del sistema (INALE, 2015). Para reducir la exportación de nutrientes hacia aguas superficiales y atender las necesidades productivas de los sistemas lecheros de pequeña escala, deben buscarse soluciones de compromiso entre productividad y potencial contaminante, lo que implica soluciones complejas y multidimensionales de objetivos generalmente contrapuestos. La planificación espacial de usos del suelo es una medida usada mundialmente

para la gestión de diferentes objetivos (Nha, 2017). Las técnicas de optimización con soluciones espacialmente explícitas son una de las herramientas modernas que aparecen como prometedoras para resolver situaciones de este tipo (Groot et al., 2007; Rodríguez-Gallego et al., 2012; Rong et al., 2017; Rodríguez-Gallego et al., 2019).

Por otro lado, la llegada de nutrientes a los cursos de agua provenientes de los sistemas de producción agropecuaria depende de los usos de suelo actuales e históricos, así como de las prácticas de manejo aplicadas (Young et al., 1996; Moss, 2010). En la producción lechera, la salida de nutrientes con el agua de escurrimiento depende de los tipos de pasturas, fertilizantes, efluentes y prácticas de manejo animal utilizadas (Cornish et al., 2002). Conocer cómo estos factores afectan los procesos de pérdida de nutrientes por escurrimiento superficial es de importancia para mejorar las prácticas de manejo y lograr disminuir sus impactos sobre la calidad del agua en sistemas lóticos y lénticos.

El conocimiento del comportamiento en la exportación de nutrientes desde los distintos usos del suelo junto con la modelación espacialmente explícita con análisis multicriterio puede ser una herramienta fundamental para la planificación de usos del suelo en zonas sensibles.

1.1. HIPÓTESIS Y OBJETIVOS

1.1.1. Hipótesis

El presente trabajo se plantea como una de las hipótesis que a partir de la planificación espacial de los usos del suelo que se realizan a nivel de cuenca, incorporando criterios de productividad y exportación de nutrientes, es posible reducir la llegada de nutrientes a los cursos de agua superficiales a la vez que se respeta la productividad de los productores que la componen.

Por otro lado, se sabe que la llegada de nutrientes a los cuerpos de agua desde el suelo con uso agropecuario depende de las prácticas de manejo que se realizan sobre él. En este sentido se plantea como hipótesis que los factores tipo de pastura, carga animal y la estación del año tendrán un efecto significativo sobre las salidas de fósforo y nitrógeno, en sus formas disueltas y asociadas a partículas, con el agua de escurrimiento de distintos sitios.

1.1.2. Objetivo general

El objetivo general del trabajo fue evaluar distintos escenarios de usos del suelo y de su configuración espacial en el territorio que permitan manejar los compromisos que existen entre los objetivos de producción y la exportación de nutrientes a las aguas superficiales de la cuenca del río Santa Lucía.

1.1.3. Objetivos específicos

- 1) Desarrollar un modelo de optimización espacialmente explícito que permita planificar los usos del suelo para alcanzar determinados niveles de producción lechera, minimizando la exportación de fósforo a las aguas superficiales de una microcuenca dentro de la cuenca del Río Santa Lucía.
- 2) Generar datos de pérdida de nutrientes y sólidos suspendidos en agua de escurrimiento superficial generada a partir de lluvia simulada, en cuatro coberturas vegetales típicas de sistemas de producción lecheros de base pastoril; que contribuyan a obtener coeficientes de exportación específicos para esas coberturas en Uruguay.

1.2. ESTRUCTURA GENERAL DE LA TESIS

La introducción representa el primer capítulo de la tesis, donde se presenta el marco conceptual, antecedentes e hipótesis de trabajo. Luego se presentan dos artículos en proceso de ser enviados a la revista INNOTEC del Laboratorio Tecnológico del Uruguay (LATU); el primero, titulado “Planificación de los usos del suelo en una cuenca lechera para minimizar la exportación de fósforo: un modelo de optimización” constituye el segundo capítulo de esta tesis. En éste se presentan escenarios de planificación de usos del suelo a nivel de una microcuenca, dominada por productores lecheros, seleccionada como estudio de caso, dentro de la gran cuenca del Río Santa Lucía. Los escenarios de usos del suelo se obtuvieron a partir del diseño de un problema de optimización que buscaba minimizar la exportación de fósforo hacia los cursos de agua, cumpliendo con requisitos mínimos de productividad que permitieran la subsistencia de los productores lecheros.

El segundo artículo, titulado “Simulación de lluvia de alta intensidad para evaluación de las pérdidas de nutrientes en pasturas sembradas”, constituye el capítulo 3 de la tesis. En dicho capítulo se presenta la evaluación de la salida de nitrógeno y fósforo con el agua de escurrimiento, obtenida a partir de un simulador de lluvia, en cuatro pasturas utilizadas en sistemas de producción lecheros de base pastoril, con distinta carga animal y en dos estaciones del año (invierno y verano).

En el cuarto capítulo se presenta una discusión general y conclusiones que engloban los dos artículos presentados.

2. PLANIFICACIÓN DE LOS USOS DEL SUELO EN UNA CUENCA LECHERA PARA MINIMIZAR LA EXPORTACIÓN DE FÓSFORO: UN MODELO DE OPTIMIZACIÓN.

2.1. RESUMEN

La intensificación productiva en la cuenca del Río Santa Lucía en Uruguay ha resultado en un aumento de la concentración de nutrientes en aguas superficiales con la consecuente aceleración de su eutrofización. La producción lechera, de gran relevancia en la zona, necesita incrementar la producción para asegurar su viabilidad económica. En este contexto es necesario buscar soluciones que contemplen compromisos entre productividad y potencial contaminante. Se eligió una subcuenca lechera del Río Santa Lucía para desarrollar un modelo de optimización que minimizara la exportación de fósforo en un horizonte de planificación de cuatro años y cumpliera con restricciones en las secuencias de cultivos permitidas, productividad de materia seca y número de cultivos deseable en cada productor de la subcuenca. Para su resolución se utilizó un algoritmo heurístico compuesto por un proceso iterativo de dos fases (construcción aleatoria y búsqueda local). Se obtuvo un modelo que logró disminuir la exportación de fósforo en el agua de escurrimiento mediante la planificación de usos del suelo, cumpliendo con las restricciones, a excepción del número de usos del suelo. Existe un amplio campo de mejora del modelo, que constituye una herramienta útil para análisis de escenarios y compromisos entre productividad y cuidado ambiental.

Palabras clave: modelación espacial, heurística, gestión, contaminación difusa, sistemas de información geográfica.

2.2. SUMMARY

The intensification of activities in the Santa Lucia River basin in Uruguay has resulted in an increase in the concentration of nutrients in surface waters with the consequent acceleration of the eutrophication. Dairy production, of great relevance in the area, needs to increase production to ensure the economic viability of the activity. In this context, it is necessary to find solutions that address trade-offs between productivity and polluting potential. A dairy sub-basin of the Santa Lucia River was selected as a case study to develop an optimization model with the aim of minimizing phosphorus exportation over a four-year planning horizon while meeting restrictions on the crop sequence allowed, dry matter productivity and number of crops in each sub-basin producer. An heuristic algorithm composed of a two-phase iterative process (random construction and local search) was used for model resolution. It was possible to obtain a model that managed to reduce phosphorus runoff losses by planning land uses and complying the restrictions, except for the number of land uses. Exists a wide field of improvement of the model, which is a useful tool for analysis of scenarios and trade-off between productivity and environmental care.

Keywords: spatial modeling, heuristics, management, nonpoint pollution, geographic information systems.

2.3. INTRODUCCIÓN

El flujo de nutrientes en una cuenca está afectado por las actividades humanas que se realizan en ella, así como por la geología, topografía y clima del sitio (Vanni, et al., 2001). La exportación de nutrientes hacia los cursos de agua provenientes de los sistemas de producción agropecuaria depende de los usos del suelo actuales e históricos, así como de las prácticas de manejo aplicadas (Young, et al., 1996; Moss, 2010)

La intensificación de la actividad agropecuaria ha estado asociada al incremento en el uso de insumos (fertilizantes, pesticidas, concentrados alimenticios, etc.) (Tilman, et al., 2002, Buytaert y Breuer, 2013). Esto ha resultado en un aumento del riesgo de contaminación de aguas superficiales por el incremento de la concentración de nutrientes. Altas cargas de nitrógeno y fósforo que llegan desde los sitios agrícolas a los cuerpos de agua, a través del escurrimiento, pueden acelerar el proceso de eutrofización (Carpenter, 2008).

En Uruguay, la contaminación de los cursos de agua es un problema cada vez más importante (Failde, et al., 2015; Alonso, et al. 2019); y la producción lechera se destaca como una de las actividades que más influye en el aporte difuso de nutrientes (Manta, et al., 2013; Chalar, et al., 2017). Su intensificación ha ido aumentando el impacto ambiental que genera. Arocena, et al. (2013) encontraron que los arroyos de cuencas con mayor proporción de productores lecheros tenían una calidad inferior que aquellas con una menor proporción de esa actividad.

La cuenca del Río Santa Lucía ubicada al sur de Uruguay, que abarca 13681 km², tiene gran importancia para la sociedad uruguaya ya que es la principal fuente de agua potable para el área metropolitana de Montevideo, donde reside el 60% de la población del país. La intensificación de las actividades productivas ha provocado un aumento en la concentración de nutrientes en los cuerpos de agua de la cuenca (Barreto, et al., 2017; Chalar, et al., 2017),

con la consecuente tendencia a su eutrofización en diversos puntos (Aubriot, et al., 2017). El origen de los nutrientes que generan esta situación es variado, e incluye fuentes subterráneas, fluviales y entradas atmosféricas (Smith, et al., 1999). El informe sobre control de la contaminación y gestión de la calidad del agua en la cuenca del Río Santa Lucía, elaborado por el Ministerio de Vivienda Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente (DINAMA-JICA, 2011), estima que el 80 % de los aportes, de nitrógeno y fósforo, que llegan a los cursos de agua de la cuenca son de origen difuso (actividades agropecuarias y erosión de los suelos) y el restante de origen puntual (efluentes de industrias y aguas servidas).

La producción lechera es de gran relevancia en la cuenca ya que el 38% de los productores lecheros del país (1300) están establecidos en esta área (Delgado, 2017). Dados estos antecedentes cualquier incidencia en el impacto ambiental provocado por este sector es extremadamente relevante. Según análisis realizados por el Instituto Nacional de la Leche (INALE) los productores lecheros, de escala reducida y limitada capacidad de inversión, necesitan incrementar el volumen total de leche producida a un bajo costo para asegurar la viabilidad económica de la actividad, lo que implica aumentar la productividad primaria por intensificación del sistema (INALE, 2015). Esto implica que, para reducir la exportación de nutrientes hacia aguas superficiales y cumplir con las necesidades productivas de los sistemas lecheros, deban buscarse soluciones que tenga en cuenta los compromisos entre productividad y potencial contaminante. Esto implica soluciones complejas y multidimensionales de objetivos generalmente contrapuestos.

La planificación espacial de usos del suelo, que puede ser definida como el proceso de asignación de actividades o usos a unidades espaciales específicas dentro de una región geográfica (Stewart, et al., 2004), es una medida usada mundialmente para la gestión de diferentes objetivos (Nha, 2017). La aplicación de técnicas de optimización es muy útil para generar

modelos de asignación y gestión de esos usos (Memmah, et al., 2015). No obstante, esto resulta extremadamente complejo y genera dificultades en el modelado del problema en términos de ecuaciones y de la estructura combinatoria resultante del problema, pues a nivel algorítmico hay muchas combinaciones de asignaciones de usos para evaluar. Esto se hace aún más complejo cuando se intenta alcanzar múltiples objetivos, en ocasiones contrapuestos (ej.: aumento de productividad y reducción de contaminación). Las técnicas de optimización con soluciones espacialmente explícitas son una de las herramientas modernas que aparecen como prometedoras para resolver situaciones de este tipo (Groot, et al., 2007; Rodríguez-Gallego, et al., 2012; Rong, et al., 2017; Rodríguez-Gallego, et al., 2019). Estas técnicas pueden ayudar a incorporar criterios espaciales en el diseño de paisajes multifuncionales con un mosaico de distintos usos del suelo que ofrecen diversos servicios ecosistémicos, a la vez que promueve la discusión de estos aspectos desde el inicio del proceso de planificación con los actores involucrados (Rodríguez-Gallego, et al., 2019).

La optimización implica el estudio de problemas de decisión en los que se quiere minimizar y/o maximizar una función objetivo mediante la elección de valores de las variables dentro de un conjunto especificado (Zhang, et al., 2015). El primer paso para llevar a cabo la optimización es identificar y describir claramente el problema a ser resuelto, antes de ser modelado (Kaim, et al., 2018). Identificado el problema de optimización, la función objetivo es minimizada (o maximizada) sujeta a restricciones, las cuales limitan los valores que toman las variables de decisión (Luenberger y Ye, 2016).

Los métodos utilizados para resolver problemas de optimización pueden dividirse en dos categorías que incluyen modelos de programación matemática y métodos Heurísticos (Liu, et al., 2013). La programación matemática incorpora algoritmos basados en gran medida en el álgebra lineal para encontrar soluciones óptimas (Cavazzuti, 2013) y requieren de

una estricta definición matemática de los objetivos, restricciones y variables de la situación a resolver (Liu, et al., 2013). Sin embargo, en problemas espaciales de gran escala y alta complejidad, los cálculos que requieren estos métodos podrían no ser practicables y/o insumirían mucho tiempo (Rodríguez-Gallego, et al., 2019). En cambio, los métodos heurísticos representan una alternativa que no requieren necesariamente de una formulación matemática del problema (Liu, et al., 2013). Estos métodos hacen una exploración sistemática del espacio de posibles soluciones para intentar encontrar la mejor posible y son útiles para encontrar buenas soluciones en tiempos computacionales razonables, aunque no garantizan que se encuentre el óptimo (Memmah, et al., 2015).

Actualmente, en un escenario donde los procesos de toma de decisiones incluyen cada vez más variables y disponen de más información de entrada para capturar la creciente complejidad de los problemas, la resolución por métodos heurísticos como una opción ampliamente aceptada dentro de la comunidad científica (Caserta y Voß, 2009).

En este artículo, se propone trabajar en un contexto de optimización combinatoria (Blum y Roli, 2003), utilizando algoritmos de resolución heurística, a partir de la experiencia generada a nivel nacional por Mauttone, et al. (2018).

El objetivo es construir escenarios de usos de suelo mediante un modelo de optimización espacialmente explícito que permita alcanzar determinados niveles de producción lechera, minimizando la exportación de nitrógeno y fósforo a las aguas superficiales de una microcuenca dentro de la cuenca del río Santa Lucía.

2.4. MATERIALES Y MÉTODOS

2.4.1. Sitio de estudio para resolver el modelo

Como caso de estudio, se seleccionó la microcuenca del arroyo Tala, ubicada dentro de la subcuenca código N°625, tributaria de la gran cuenca del Río Santa Lucía (DINAGUA, 2014). Abarca una superficie de 114 km² y se encuentra al este del departamento de San José, Uruguay (fig. 1). Los criterios de selección de la cuenca fueron que la lechería fuera la principal actividad agropecuaria y no existieran centros poblados dentro del área.



Figura 1. Área de estudio. Izquierda: se indica la zona ocupada por la cuenca del Río Santa Lucía en Uruguay. Derecha: se muestra la ubicación de la microcuenca del arroyo Tala.

El relieve dominante de la cuenca es de lomadas suaves. Los suelos predominantes corresponden a Argiudolls y Hapluderts (Durán, et al., 2006) de las unidades Tala-Rodríguez e Isla Mala de la carta 1:1.000.000 (Altamirano, et al., 1976). El clima es templado y la precipitación media anual es de 1178 mm (estación meteorológica INIA Las Brujas, Lat.: 34°40'S; Lon: 56°20'O, 1989 - 2018).

Se digitalizaron todos los cursos de agua de la cuenca y según su jerarquía, se le asignó un ancho de zona buffer, considerando la normativa vigente (10, 15 y 25 m dependiendo del orden del curso).

En base a información del parcelario rural del Uruguay y la ubicación de las edificaciones, se estimaron los límites de los establecimientos productivos (predios) que componían la cuenca. Se identificaron 42 predios con una superficie promedio de 240 ha.

Mediante fotointerpretación de imágenes satelitales de alta definición de Google Earth y Sentinel, se subdividió en potreros la superficie de cada productor y se identificó el uso del suelo que contenían. Los tipos de usos del suelo considerados fueron: pasturas sembradas plurianuales (PSP), pasturas sembradas anuales (PSA) y cultivos anuales (CA), campo natural, monte nativo, forestación, agua e infraestructura. A su vez, PSP, PSA y CA fueron categorizados según especies; y para el caso del PSP se le asignó el año de implantación aleatoriamente. Este procedimiento estuvo apoyado por la validación de la cobertura vegetal en 311 potreros de la cuenca mediante campañas de campo en verano de 2017.

Por otra parte, se digitalizaron píxeles recortando el área de la cuenca por una grilla compuesta por polígonos de 100 m de lado, equivalente a unidades con una superficie máxima de 1 ha. El recorte por los límites de predios, potreros y áreas buffer hizo que esa superficie, en algunas situaciones, fuera menor.

Los potreros o píxeles que fueron incluidos en la modelación son aquellos que contenían algún uso agropecuario y podían tener cambios en el corto plazo (PSP, PSA y CA). Las áreas clasificadas como zonas buffer, bajos inundables, bosque nativo, forestación o infraestructura se consideraron como sin posibilidad de cambio de uso (área de uso fijo) y, por lo tanto, no se incluyeron en el área de decisión del modelo. Como esta área se mantiene invariada, no se considera su exportación de fósforo ni productividad de materia seca en la presentación resultados del modelo.

Se identificaron 792 potreros con una superficie promedio de 13 ha, entre un mínimo de 0,5 ha y un máximo de 85 ha. La subdivisión a nivel de píxeles

definió 18475 unidades espaciales con una superficie media de 0,54 ha. En la figura 2 se muestra una vista de la configuración espacial de las subdivisiones.

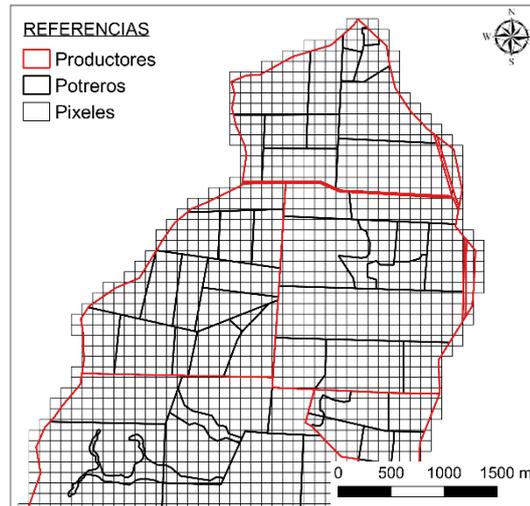


Figura 2. Vista ampliada del sector sur de la cuenca de estudio donde se muestra la disposición de productores, potreros y píxeles.

Al verano de 2017, más del 80% de la vegetación natural de la cuenca ya había sido sustituida. Las PSP fueron el principal uso de la cuenca, ocupando el 44% del área, seguido por PSA y CA con el 37%. Esto representa la situación inicial previa a la primera estación planificada por el modelo (otoño 2017).

El área de uso fijo (zonas buffer, monte nativo, calles, infraestructura y tajamares) representó el 12%. El 88% restante constituyó el área sobre la que se realizó la optimización. La categorización de usos de suelo se puede ver en la figura 5a, y en la tabla 1 se presenta la superficie estimada que ocupó cada categoría. Más de la mitad de la cuenca (56%) estaba cubierta sólo por tres usos: una mezcla forrajera de Festuca (FE), Trébol Blanco (TB y Lotus (L), Sorgo Forrajero y Maíz.

Tabla 1. Superficie ocupada por cada cobertura vegetal identificada en la caracterización inicial de la cuenca.

Cobertura Inicial	Superficie (ha)
FE+TB+L	2348
Sorgo Forrajero	2060
Maíz	1915
Alfalfa	941
Campo Natural	783
Raigrás+TB+L	582
Trébol Rojo (TR)+Cebadilla	505
Achicoria	274
TR+TB+Raigrás	263
Moha	257
Lotus Puro	65
Reservado (uso fijo)	1374
Total	11366

Toda la información espacial se sistematizó mediante Sistemas de Información Geográfica -SIG-, en software de uso libre (QGIS, 2018).

2.4.2. Formulación del modelo

Se confeccionó un modelo de optimización determinístico resuelto por métodos heurísticos para obtener una solución espacialmente explícita que permitiera minimizar el riesgo de pérdida de fósforo en el agua de escorrentía, asegurando una productividad mínima de materia seca (kg MS ha⁻¹) suficiente para hacer económicamente viable la producción lechera. El problema fue modelado como una optimización combinatoria, en la cuenca lechera antes descrita. Se definió un horizonte temporal de cuatro años, con cuatro estaciones climáticas cada uno, totalizando 16 estaciones en el período de optimización.

El modelo se corrió con tres variantes. Dos de ellas emplearon diferentes unidades espaciales y la restante incorporó la distancia a los cursos de agua como parámetro adicional:

- La primera variante utilizó los límites definidos por los potreros dentro de cada establecimiento de los productores de la cuenca. Los potreros constituyen la unidad espacial típica sobre la que un productor toma decisiones de uso del suelo; sobre estas unidades se desplegaron las soluciones de la optimización.
- La segunda variante utilizó los píxeles digitalizados. Estos representaron unidades espaciales artificiales de menor tamaño que los potreros.
- La tercera variante del modelo buscó minimizar la exportación de fósforo en el agua de escorrentía, en función de la distancia al curso de agua más cercano (kg P ha^{-1}). De esta forma se incorporó, al modelo, el factor de riesgo de llegada de nutrientes a los cursos de agua según la mayor o menor distancia que deben recorrer. Para esto se consideró sólo la resolución espacial a nivel de píxel.

En las siguientes secciones se describe los inputs necesarios para el modelo (información de entrada) y la formulación del modelo propiamente dicho. Esta incluye la definición de las condiciones (parámetros), restricciones propuestas, y la configuración de la función objetivo.

2.4.2.1. Información de entrada

La información de entrada necesaria para el modelo definió seis conjuntos o set de información denominados: F , I , I_f , J , H y J_{jh} , según se describe:

- F : *Conjunto de productores (f)*: compuesto por los productores identificados en la cuenca. Estos son unidades espaciales que agrupan los potreros o píxeles.
- I : *Conjunto de unidades de decisión espacial (i)*: está compuesto por los potreros o píxeles que resultaron de las subdivisiones internas realizadas dentro del predio de cada productor de la cuenca.

- $I_f \subset I$: Conjunto de potreros o píxeles de I que pertenecen al productor f del conjunto F .
- J : *Conjunto de coberturas del suelo*: corresponde a la lista de coberturas vegetales vinculadas a la actividad agropecuaria de la cuenca (ver tabla 2). En total se seleccionó 14 coberturas, agrupados en 6 tipos de usos de suelo: pasturas sembradas plurianuales (PSP), pasturas sembradas anuales de invierno (PSAi) y verano (PSAv), cultivo anual (CA) campo natural (CN) y rastrojos (RR).
- H : *Conjunto de unidades de decisión temporales (h)*: estas unidades hacen referencia a las estaciones climáticas dentro de los 4 años de horizonte de planificación. En total son 16 estaciones, que resultara en 16 unidades temporales para cada potrero en las cuales se asigna un uso del suelo. El horizonte quedó definido entre otoño 2018 (inicio) y verano 2022 (fin).
- $J_{jh} \subset J$: *Conjunto de coberturas de suelo permitidas para la estación h* + 1 dada la cobertura $j \in J$ existente en la estación $h \in H$, para cualquier unidad espacial.

2.4.2.2. Parámetros

Se propusieron tres parámetros para el modelo. El primero de ellos (a_i) corresponde a la superficie en hectáreas de las unidades espaciales de decisión ($i \in I$). El segundo parámetro (e_{jh}) refiere a los coeficientes de exportación de fósforo de la cobertura de suelo ($j \in J$) por unidad de superficie (kg P ha^{-1}) en cada estación $h \in H$. Dicha información surgió de una revisión de la información existente a nivel nacional (Barreto, 2008; Lescano, et al., 2017; Piñeiro y Perdomo, 2019; datos propios generados en trabajo del capítulo 3) e internacional (Marston, et al., 1995; Reckhow, et al., 1980; U.S.EPA, 2002; Drewry, et al., 2006; Potter, et al., 2006), a partir de la cual se elaboró la tabla 2. Los coeficientes de exportación revisados estaban

reportados a escala anual, por lo que se dividieron entre cuatro para obtener los coeficientes para cada una de las estaciones del año, asumiendo que para el ejercicio no existen diferencias estacionales.

Tabla 2. Coeficientes de exportación de fósforo (kg P ha⁻¹) según cobertura vegetal.

USO	ID	Cobertura	Otoño	Invierno	Primavera	Verano
PSP	1	Alfalfa	0,513	0,513	0,513	0,513
PSP	2	FE+TB+L	0,345	0,345	0,345	0,345
PSP	3	TR+Cebadilla	0,430	0,430	0,430	0,430
PSP	4	TR+TB+Raigrás	0,430	0,430	0,430	0,430
PSP	5	Lotus Puro	0,473	0,473	0,473	0,473
PSP	6	Raigrás+TB+L	0,345	0,345	0,345	0,345
PSP	7	Achicoria	0,300	0,300	0,300	0,300
PSAv	8	Moha	NC	NC	0,393	0,393
PSAv	9	Sorgo Forrajero	0,548	NE	0,548	0,548
PSAi	10	Avena pastoreo	0,520	0,520	0,520	NC
PSAi	11	Avena+Raigrás Temp.	0,520	0,520	0,520	NC
CA	12	Maíz	NC	NC	0,560	0,560
CN	13	Campo Natural	0,168	0,168	0,168	0,168
RR	14	Rastrojo	0,244	0,244	0,244	0,244
NC: no corresponde; estaciones del año en la que el uso no está presente.						

El tercer parámetro (p_{jh}) es la productividad de materia seca de cada cobertura de suelo ($j \in J$) por unidad de superficie (kg MS ha⁻¹) en cada estación $h \in H$. Esto requirió recopilar datos de productividades estacionales en la bibliografía nacional (Carámbula, et al., 1997; Mieres, 2004; Formoso, 2007; Durán, 2011), a partir de la cual se elaboró la tabla 3.

Tabla 3. Productividad estacional (O: otoño; I: invierno; P: primavera según año de implantación, estación de siembra (ES) y propuesta de próximas coberturas posibles en la rotación (ID de cada cobertura vegetal).

			PRODUCTIVIDAD (kg MS ha ⁻¹)						
TIPO	ID	Cobertura Vegetal	O	I	P	V	TOTAL	ES	Rotación posible
PSP	1	Alfalfa (1° año)	0	0	3025	2475	5500	O	1
PSP	1	Alfalfa (2° año)	3000	1200	4200	3600	12000	O	1
PSP	1	Alfalfa (3° año)	1600	800	3200	2400	8000	O	1
PSP	1	Alfalfa (4° año)	700	350	3500	2450	7000	O	2 al 11 y 14
PSP	2	FE+TB+L (1° año)	0	450	3150	900	4500	O	2
PSP	2	FE+TB+L (2° año)	2500	1500	4000	2000	10000	O	2
PSP	2	FE+TB+L (3° año)	1400	1120	3500	980	7000	O	2
PSP	2	FE+TB+L (4° año)	700	650	3000	650	5000	O	1, 3 al 11 y 14
PSP	3	TR+Cebadilla (1° año)	0	2000	4400	1600	8000	O	3
PSP	3	TR+Cebadilla (2° año)	2800	2000	4200	1000	10000	O	1, 2, 4 al 11 y 14
PSP	4	TR+TB+R (1° año)	1161	2212	3768	1483	8624	O	4
PSP	4	TR+TB+R(2° año)	2176	1780	3495	1483	8934	O	1, 2, 3, 5 al 11 y 14
PSP	5	Lotus puro (1° año)	558	1075	2127	962	4722	O	5
PSP	5	Lotus puro (2° año)	1318	1107	2826	1387	6638	O	5
PSP	5	Lotus puro (3° año)	1134	828	2340	971	5273	O	1 al 4, 6 al 11 y 14
PSP	6	R+TB+L (1° año)	775	1811	3159	816	6561	O	6
PSP	6	R+TB+L (2° año)	1840	1749	3342	1365	8296	O	6
PSP	6	R+TB+L (3° año)	1318	1287	2523	999	6127	O	1 al 5, 7 al 11 y 14
PSP	7	Achicoria (1° año)	65	232	2653	2849	5799	O	7
PSP	7	Achicoria (2° año)	1572	2342	3193	NE	7107	O	1 al 6, 8 al 11 y 14
PSAv	8	Moha	NE	NE	0	5000	5000	P	1 al 7, 10, 11, 14
PSAv	9	Sorgo Forrajero	3568	NE	0	9687	13255	P	1, 2, 5, 7, 8, 10,12 y 14
PSAi	10	Avena pastoreo	1625	3250	1625	NE	6500	O	1, 2, 5, 7, 8, 9, 12 y 14
PSAi	11	Avena+R. Temprao	2083	2211	2735	NE	7029	O	8, 9, 12 y 14
CI	12	Maíz	NE	NE	0	12882	12882	P	1 al 7, 10, 11, 14
CN	13	Campo Natural	675	425	1039	932	3071	N/C	1 al 12
RR	14	Rastrojo	0	0	0	0	0	N/C	1 al 12

FE: festuca, TB: trébol blanco, TR: trébol rojo, L: Lotus, R: raigrás.

Para incorporar el factor distancia a los cursos de agua, se incorporó al modelo un cuarto parámetro que consideró la distancia (d_i) que existe entre el punto central del polígono que define cada píxel y el punto más cercano dentro de la línea que representa cada curso de agua de la cuenca.

2.4.2.3. Restricciones

Para el estudio de caso se definieron 3 restricciones:

La primera de ellas refiere a la secuencia permitida de usos del suelo para cada unidad espacial (píxel o potrero, según la variante) a lo largo de las subsecuentes estaciones del año.

Las dos restricciones restantes son a nivel del predio de cada productor. Una refiere a la productividad mínima por año que cada uno de ellos debería alcanzar para asegurar su sostenibilidad. En base a recomendaciones de técnicos del sector, ese valor se fijó en 6000 kg MS ha⁻¹, el cual debía alcanzarse con un mínimo de productividad por productor en cada estación del año (P_{min}) según los porcentajes presentados en la tabla 4. Estos porcentajes se basan en la producción de materia seca estacional promedio observada en productores lecheros (adaptado de Silberman, et al., 2005).

La tercera restricción incluida hace referencia a la necesidad de mantener cierta diversidad de coberturas vegetales dentro del predio de cada productor, para lo que se definió un rango de entre 3 (NC_{min}) y 6 (NC_{max}) coberturas posibles; esto disminuye el riesgo de contar con pocos usos de suelo (crisis climática y/o problemas sanitarios); y el máximo, es un número que razonablemente puede abordar un productor de pequeña escala.

Tabla 4. Valores mínimos de productividad estacional fijados según porcentaje de la productividad anual.

ESTACIÓN	Porcentaje (%)	Productividad (kg MS ha ⁻¹ estación ⁻¹)
OTOÑO	20	1200
INVIERNO	10	600
PRIMAVERA	35	2100
VERANO	35	2100
ANUAL	100	6000

Las ecuaciones 1, 2 y 3 que se presentan a continuación resumen las restricciones presentadas:

$$y_{i(h+1)} \in J_{y_{ih}} \quad \forall i \in I, h \in [1..|H| - 1] \quad (1)$$

$$\sum_{i \in I, j \in J} a_i p_{jh} x_{ijh} \geq P_{min} \quad \forall f \in F, h \in H \quad (2)$$

$$NC_{max} \geq \sum_{i \in I, j \in J} z_{fjh} \geq NC_{min} \quad \forall f \in F, h \in H \quad (3)$$

Donde:

- $J_{y_{ih}}$: es el conjunto de posibles usos del suelo en la unidad espacial $i \in I$ en la estación $h \in H$.
- $x_{ijh} \in \{0, 1\}$: es una variable de decisión que es igual a 1 si el uso $j \in J$ es asignado a la unidad $i \in I$ en la estación $h \in H$, de otra manera es 0.
- $y_{ih} \in J$: es la variable de decisión que indica el uso de suelo asignado a la unidad espacial $i \in I$ en la estación $h \in H$.
- $a_i > 0$: es el área de la unidad espacial $i \in I$, expresada en [ha].
- $p_{jh} \geq 0$: es la productividad en materia seca del uso $j \in J$ por unidad de superficie en la estación $h \in H$, expresado en [kg ha⁻¹].
- z_{fjh} : representa la cantidad de usos del productor f en la estación h
- P_{min} : productividad mínima (kg MS ha⁻¹) permitida para cada productor en cada estación.
- NC_{min} ($NC_{máx}$): número mínimo (y máximo) de usos del suelo distintos asignados a cada productor en cada estación.

2.4.2.4. Función objetivo

Se propuso como función objetivo minimizar la exportación total de fósforo hacia los cursos de agua, donde la variable de respuesta (output) es la masa de fósforo que sale por unidad de superficie (kg P ha⁻¹):

$$\sum_{i \in I, j \in J, h \in H} a_i e_{ijh} x_{ijh} \quad (4)$$

Análogamente, para la tercera variante del modelo, se propuso una función objetivo que minimizara la exportación de fósforo en función de la distancia a los cursos de agua:

$$\sum_{i \in I, j \in J, h \in H} \frac{a_i e_{ijh} x_{ijh}}{d_i} \quad (5)$$

2.4.3. Método de resolución

Debido a la dificultad, tanto de formulación como de resolución del problema de optimización, en conjunto con el Instituto de Computación de la Facultad de Ingeniería de la Universidad de la República, se desarrolló una heurística. Esta implicó un procedimiento iterativo compuesto por dos fases, una de construcción aleatoria y otra de búsqueda local. En la construcción, a cada unidad espacial $i \in I$ se le asigna, aleatoriamente, un uso de suelo ($j \in J$) para la primera estación; y para las subsecuentes estaciones (hasta la última del conjunto H), se asignan al azar los usos de suelo permitidos en relación con el adjudicado en la estación previa (dentro del conjunto $J_{jh} \in J$).

Posteriormente, en la búsqueda local, se selecciona al azar una unidad espacial de la solución, a la cual se le borran los usos de suelo asignados para todo el horizonte de planificación, y se realiza una nueva fase de construcción aleatoria. Si este cambio mejora el valor objetivo, es aceptado, y continúa la búsqueda realizando, nuevamente, los mismos pasos. Este proceso finaliza cuando no se encuentran nuevas mejoras, luego de intentar diferentes unidades espaciales para un determinado número de repeticiones

establecido previamente. Para evitar quedar atrapados en óptimos locales, se aceptan soluciones no viables durante la búsqueda local, donde la no factibilidad con respecto a las restricciones (2) y (3) se penaliza en una función objetivo modificada basada en (4).

Se utilizó el lenguaje de programación JAVA para desarrollar un programa que permitiera, a usuarios no experimentados, ejecutar el algoritmo de resolución construido en base a los criterios definidos en el modelo y obtener diferentes salidas de información con los resultados de la optimización.

El programa permite definir a priori el número de veces que realiza el proceso iterativo, y realizar modificaciones en la información de entrada del modelo (datos de productividades de materia seca y coeficientes de exportación de fósforo). Además, se selecciona cuál de las tres variantes del modelo a utilizar, es decir, si se requiere la solución a nivel de potrero, píxel o píxel con distancia a cursos de agua.

Al finalizar la ejecución del algoritmo, el programa muestra el resultado de la mejor solución encontrada, representado por el valor de fósforo total exportado para la cuenca durante todo el horizonte de planificación. Este valor se acompaña de información del grado de cumplimiento de las restricciones establecidas en la definición del problema de optimización. A su vez, se exportan automáticamente cuatro archivos de salida con los resultados detallados de la optimización.

Un de los archivos brinda la planificación de los usos de suelo para la cuenca, la cual indica para cada unidad espacial (potrero o píxel) la decisión a tomar (cobertura vegetal a sembrar) en cada una de las estaciones de los cuatro próximos años (horizonte temporal del modelo). Por lo tanto, para cada unidad espacial se obtiene un vector de 16 posiciones (secuencia O, I, P, V, replicada para 4 años), donde cada casilla del vector tomó alguno de los valores del conjunto de coberturas del suelo posibles. La planificación

puede ser espacializada en el SIG para mapear la distribución de los usos de suelo en la cuenca en cada estación del año.

Las tres salidas restantes muestran datos de productividad (kg MS ha⁻¹), exportación de fósforo por unidad de superficie (kg P ha⁻¹) y diversidad de coberturas vegetales para cada productor de la cuenca y para cada una de las 16 estaciones de planificación. Esta información es de utilidad para analizar el detalle del cumplimiento de las restricciones y cuantificar la magnitud de los desvíos.

El cumplimiento de las restricciones se calcula a partir de dos matrices que reporta el programa, compuestas por 41 filas¹ (productores) por 16 columnas (estaciones), totalizando 656 celdas (estación-productor); en la primera matriz cada celda contiene la productividad por unidad de superficie del productor *i* en la estación *j*; y en la segunda matriz, análogamente se reporta la cantidad de usos diferentes del productor *i* (contados a partir de todos sus potreros) para la estación *j*. El cumplimiento de las restricciones se calculó como el número de celdas que no cumplían con la restricción, es decir, las veces que un productor en determinada estación no alcanzó la productividad mínima o estuvo fuera del rango de diversidad de usos de suelo establecido.

2.5. RESULTADOS

2.5.1. Productividad de materia seca y exportación inicial de fósforo

De acuerdo con la distribución de usos de suelo inicial (verano 2017) en la cuenca, la productividad estacional total de materia seca (MS) alcanzó un valor de 54292 Mg MS, para el área de uso agropecuario. Este valor representó un promedio de 5,4 Mg MS ha⁻¹ para esa estación. Para ésta misma área, considerando los coeficientes de exportación de cada uso, la cantidad total de fósforo que sería exportada de la cuenca durante esa

¹ De los 42 productores identificados, uno tenía sólo forestación. Como este uso de suelo no admite modificación en el corto plazo, ese productor no fue incluido en la modelación.

estación fue de 4370 kg de fósforo total (PT), lo que representa un valor de 0,44 kg P ha⁻¹ para verano 2017. Si se incorpora el área de uso fijo, la cual representa un 2% del total de P exportado, la carga estacional de PT asciende a 4470 kg P total, mientras que el valor promedio por unidad de superficie es de 0,39 kg P ha⁻¹, para toda la cuenca. De aquí en adelante, los valores reportados de exportación de fósforo para la cuenca no incluyen el área fija.

2.5.2. Resultados a nivel de potrero

El algoritmo aplicado permitió obtener soluciones posibles del modelo de optimización. La solución encontrada que logró una mayor minimización de la exportación de fósforo desde el área agrícola reportó un valor de 62,6 Mg P para todo el horizonte de planificación (4 años), lo que equivale a una exportación anual promedio por unidad de superficie de 1,57 kg P ha⁻¹ año⁻¹.

Para la mejor solución obtenida, la restricción de mínima productividad de materia seca anual a nivel de productor y por unidad de superficie se cumplió en el 99% de los casos. Incluso, el valor medio estuvo 1507 kg MS ha⁻¹ por encima del mínimo establecido (6000 kg MS ha⁻¹). Por otra parte, el cumplimiento de la productividad por productor a nivel de estación del año fue del 68%. En el resto de los casos no se alcanzó el mínimo estacional establecido (tabla 4), estando en promedio 425 kg MS ha⁻¹ o 21% por debajo de la mínima productividad establecida para cada estación. Al comparar el gráfico de la figura 3 con los valores mínimos de productividad de MS propuesto en la tabla 4, se observa que la mayoría de esos incumplimientos ocurren durante el verano; mientras que para el resto de las estaciones las productividades son mayores al mínimo establecido.

El cumplimiento de la restricción de número de usos del suelo fue de 41%. A excepción de una estación en un productor, los incumplimientos registrados, se debieron a desvíos por encima del rango establecido, con una media de 2 usos más que el máximo considerado por el modelo (6 usos).

En la figura 3 se muestra la productividad de materia seca y la exportación de fósforo por unidad de superficie de la microcuenca, resultante de la planificación de usos de suelo obtenida a través de la optimización. Respecto a la productividad inicial, se observa una reducción, que luego encuentra un equilibrio a partir del segundo año, reflejada en la estabilización de la productividad primaveral del tercer y cuarto año. El coeficiente de exportación estacional también disminuye en el primer año, para luego oscilar por debajo de 0,40 kg PT ha⁻¹ por estación del año.

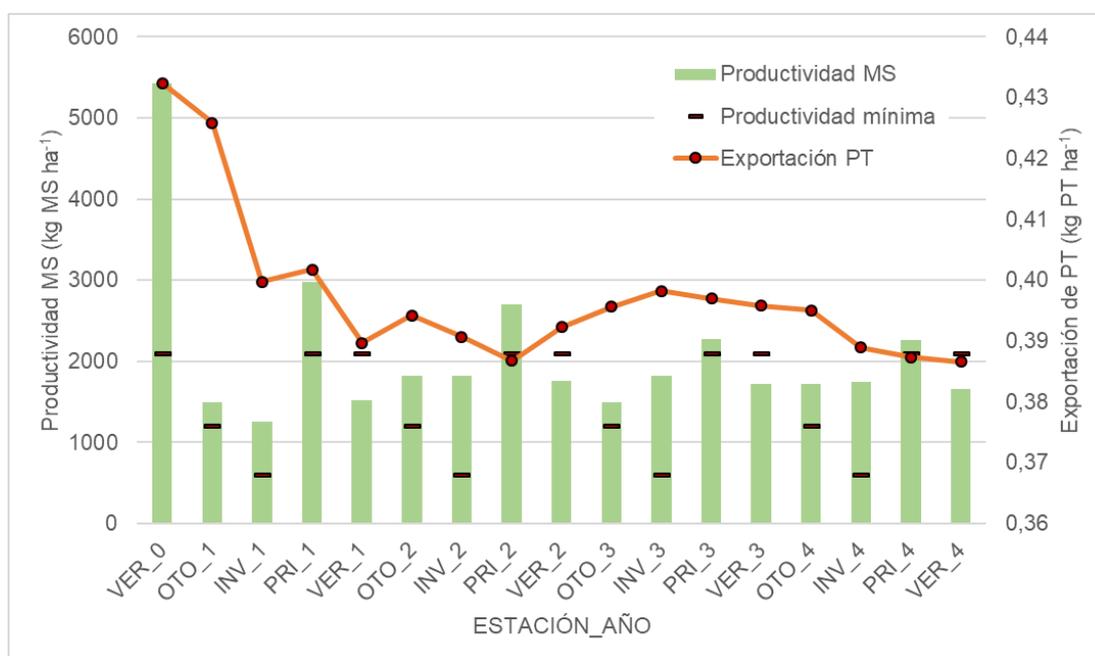


Figura 3. Productividad de materia seca (kg MS ha⁻¹) y exportación de fósforo (kg PT ha⁻¹) según estación y año del horizonte de planificación de la modelación. VER_0 corresponde a la situación de la estación previa a la ejecución del algoritmo.

La disminución de la exportación de fósforo implicó un reajuste en la proporción de los distintos tipos de usos de suelo. Si tomamos en cuenta el verano como estación de referencia para observar los cambios, la planificación sugiere una reducción en la proporción ocupada por cultivos (CA) y pasturas anuales (PSA) en respuesta a un aumento de la cobertura de pasturas sembradas plurianuales (PSP) (Tabla 5).

Tabla 5. Proporción de superficie ocupada por tipo de uso de suelo durante el verano de cada año de la planificación (CA: cultivo anual, CN: campo natural, PSA: pastura sembrada anual, PSP: pastura sembrada plurianual).

Tipo Uso	ESTACIÓN_AÑO				
	VER_0	VER_1	VER_2	VER_3	VER_4
CA	19,2%	1,7%	0,4%	2,2%	1,8%
CN	7,8%	0,2%	0,1%	0,0%	0,0%
PSA	23,2%	5,6%	4,1%	4,0%	5,5%
PSP	49,8%	91,1%	95,0%	92,4%	91,9%
Rastrojo	0,0%	1,4%	0,4%	1,3%	0,8%

El detalle de la superficie ocupada por cada cobertura vegetal se muestra en la figura 4. La situación inicial muestra una mayor proporción de Maíz y Sorgo Forrajero, que luego disminuye notoriamente. Por otro lado, el aumento de las PSP está mayormente explicado por un incremento en la superficie de Lotus Puro y FE+TB+L. En la figura 5 se puede observar la variación por tipo de cobertura vegetal, entre la situación inicial y final.

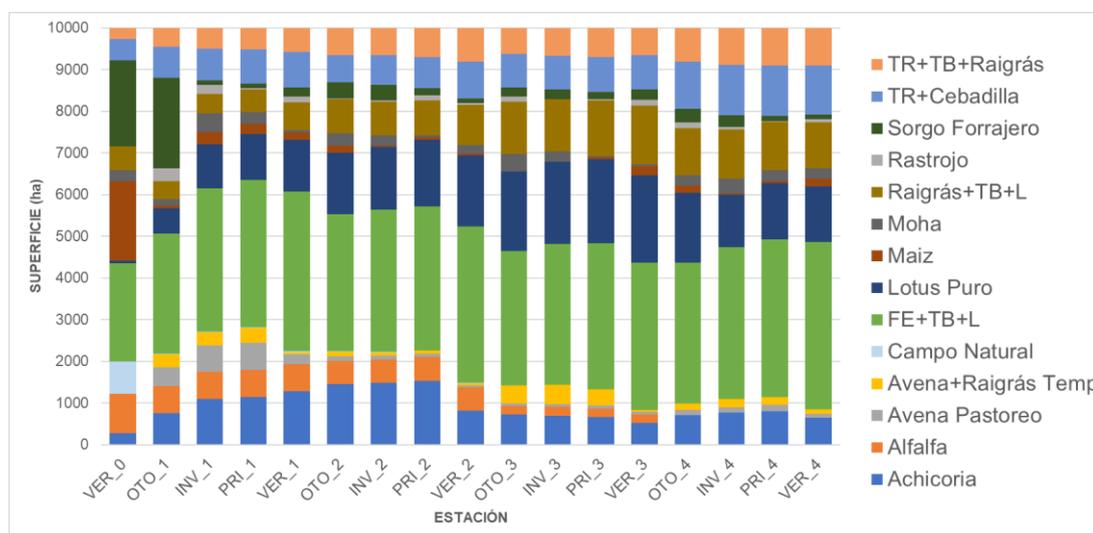


Figura 4. Superficie ocupada por cada cobertura vegetal en la estación inicial (VER_0) y para cada estación del horizonte de planificación, según la salida del modelo de optimización.

Comparando la exportación de fósforo a igual estación del año, entre el verano inicial (VER_0) y el último verano de la planificación (VER_4), se

redujo en un 11%. Esto representa una disminución, anualizada, de 0,2 kg de PT por unidad de superficie (ha), en el agua de escorrentía que sale de los potreros.

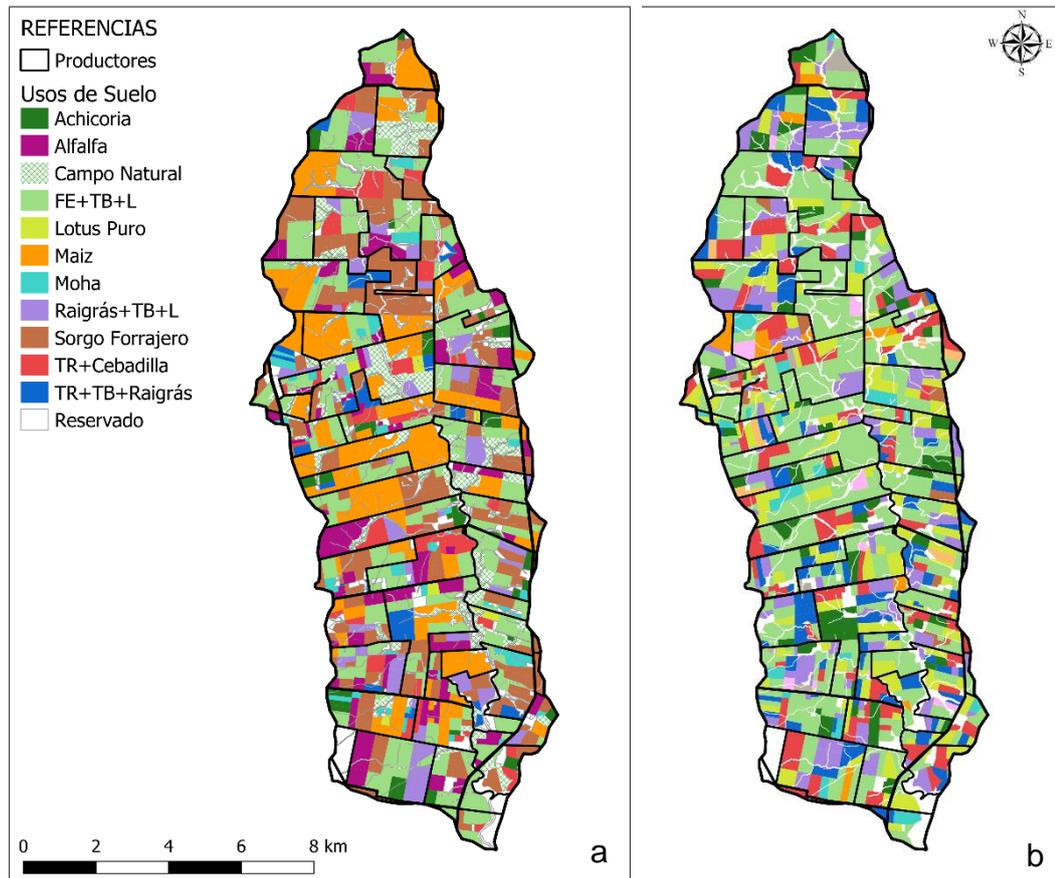


Figura 5. Mapa de productores y distribución de los usos de suelos presentes en la microcuenca al inicio de la simulación (a) y en el último verano de la planificación (b).

2.5.3. Resultados a nivel de píxel

La solución que logró una menor salida de P reportó un valor 63,1 Mg P para todo el horizonte de planificación, que representa 1,58 kg P ha⁻¹ año⁻¹. Esto valores son muy similares (0,6% superiores) a los reportados a nivel de potreros.

Al igual que en el análisis a nivel de potreros, la restricción de productividad de materia seca anual fue superada en el 100% de los casos, con un promedio de 1698 kg MS ha⁻¹ año⁻¹, 28% por encima del mínimo

establecido. A nivel de productividad estacional, el cumplimiento fue de 73%. Los casos que no superaron el mínimo tuvieron una desviación media del 22% por debajo de los límites establecidos para cada estación del año. Por otra parte, no se logró cumplir con el límite máximo de la restricción de número de usos de suelo por estación por productor, la cual sólo se cumplió en un caso de 656 (número de combinaciones de estaciones del año y productores dentro del horizonte de planificación). El desvío medio de los incumplimientos fue de 6 usos por encima del máximo establecido. En la figura 6 se muestra una vista del resultado, donde se observa que los distintos usos de suelo, dentro de cada productor, se planifican de manera desagregada espacialmente. Esta falta de compacidad representa una limitante del modelo con pixeles, ya que sería muy difícil llevarlo a la práctica en la realidad.

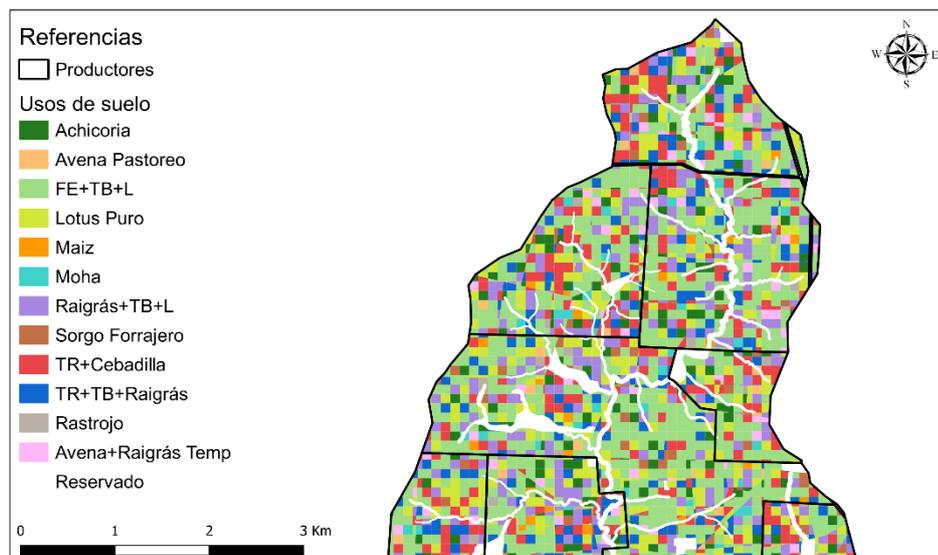


Figura 6. Vista parcial del resultado espacial de la optimización con pixeles, para la última estación del horizonte de planificación.

Al incorporar, al modelo, la distancia entre los pixeles y los cursos de agua, la mejor solución obtenida no mostró diferencias relevantes respecto al modelo sin la distancia; con valores de incumplimiento y desvíos iguales o similares entre ellos. Tampoco hubo diferencias en el promedio del cociente

entre exportación de fósforo y distancia al curso de agua de cada píxel, por lo que los usos del suelo con mayor coeficiente de exportación no estuvieron más lejos de los cursos de agua. En la tabla 6 se muestra un cuadro comparativo con el resumen de los resultados obtenidos por modelo.

Tabla 6. Resultados de los tres experimentos de modelación según las variantes especificadas en materiales y métodos.

Parámetro	Variable	Variante 1	Variante 2	Variante 3
Fósforo	Exportación Total (Mg)	62,6	63,5	63,6
Productividad	Incumplimiento	32%	27%	27%
	Desvío estacional medio	(-) 21%	(-) 22%	(-) 21%
	Desvío estacional máximo	(-) 68%	(-) 38%	(-) 38%
	Desvío anual medio	+ 25%	+ 28%	+ 27%
N° Usos	Incumplimiento	59%	100%	100%
	Desvío medio (N°)	+ 2,1	+ 6,3	+ 6,2

2.6. DISCUSIÓN

El modelo de optimización desarrollado en este trabajo logró disminuir la exportación de fósforo en el agua de escurrimiento a partir del reordenamiento de las coberturas vegetales productivas en una cuenca lechera. En cuanto a la unidad espacial utilizada en el modelo (potreros vs píxeles), no hubo diferencias importantes en el cumplimiento de restricciones ni del objetivo de minimizar la exportación de fósforo. Sin embargo, el modelo que incorporó los potreros como mínima unidad espacial fue el que reportó una solución con menor fósforo exportado. Comparando la estación previa a la modelación (verano 2017) con la última estación (verano 2021), se logró una reducción del 11% de la exportación de fósforo, explicado por un reajuste de la productividad de materia seca en base al aumento de la superficie asignada a praderas plurianuales en contraposición a una reducción de los cultivos y pasturas anuales, los cuales poseen valores más altos de exportación de fósforo.

Del análisis del incumplimiento de las restricciones, se observó que la productividad anual fue respetada en todos los modelos óptimos, e incluso el acumulado de materia seca de cada año del horizonte de planificación superó en más del 25% el mínimo de productividad anual establecido para asegurar la sustentabilidad económica de cada predio. Sin embargo, no fue posible obtener un cumplimiento total de la restricción de productividad a nivel estacional, ya que en algunas estaciones no se alcanzaron los mínimos necesarios. Los incumplimientos se observaron mayoritariamente en verano y con valores de incumplimiento de 21% respecto al mínimo establecido en 2100 kg ha⁻¹ para esa estación. Esto puede estar explicado por la mayor incorporación de pasturas plurianuales que propone el modelo, que en su mayoría son de ciclo invernal, lo que hace más fácil cumplir por exceso con el mínimo en el invierno, pero disminuye la producción en verano. Esto pone en evidencia la posibilidad de alcanzar las necesidades de materia seca para cada estación con el traslado de materia seca entre ellas; factor que podría ser incluido en el desarrollo futuro del modelo. Por otro lado, este resultado evidencia la falta de alternativas forrajeras plurianuales con especies de crecimiento estival en el menú de opciones que se le brindó al modelo.

En el modelo con potreros, el incumplimiento de la restricción de diversidad de usos de suelo por productor fue del 59%, pero sólo implicó desvíos promedios de 2 usos por encima del máximo establecido. Esto muestra la tendencia del modelo a encontrar mejores soluciones de la función objetivo a través de obtener la materia seca necesaria a partir de una mayor diversidad de cultivos, antes que optar por un monocultivo. Esto daría una mayor posibilidad de aplicar la planificación propuesta, analizando la factibilidad de realizar una rotación con un mayor número de cobertura vegetales para esos casos

Con pixeles, el incumplimiento del rango de diversidad de usos fue casi total, donde en el 100% de los casos los productores tendrían que utilizar, en promedio, un número de coberturas vegetales dos veces mayor que el límite

establecido como restricción (6 usos). La aplicación de la planificación propuesta por el modelo con píxeles sería inviable desde el punto de vista del manejo de los predios, debido a que el sistema de rotación de cultivos y pasturas dentro de un predio sería muy complejo.

El modelo con potreros posee la ventaja de emplear menores tiempos de procesamiento informático durante la optimización, como consecuencia de tener un menor número de unidades espaciales que con píxeles (792 vs. 18475, respectivamente). Esto permite aumentar el número de iteraciones del proceso de aplicación del algoritmo, con un aumento de la probabilidad de encontrar mejores soluciones.

Otra limitante del modelo con píxeles es que genera soluciones donde los distintos usos de suelo no se agrupan espacialmente dentro de cada productor, sino que quedan asignados de forma dispersa (fig. 6). Esto es debido a que no existen en el algoritmo restricciones sobre adyacencia de los usos del suelo o de superficies mínimas necesarias. La incorporación de estos criterios complejiza aún más el problema. Una propuesta para solucionar esto sería incorporar al modelo parámetros que maximicen la compacidad espacial de los usos de suelo según se propone en Aerts, et al. (2003). En este sentido, Mauttone, et al. (2018) probaron distintos requerimientos de compacidad en un modelo de optimización para la Laguna de Rocha (Uruguay), que permitió obtener asignaciones compactas de usos de suelo incorporando parámetros de adyacencia entre píxeles y tamaño mínimo de unidades espaciales adyacentes con el mismo uso del suelo (denominadas clúster). Este trabajo muestra las posibilidades promisorias, aunque es necesario un mayor número de experimentos computacionales para mejorar la configuración de los parámetros de compacidad de acuerdo con las necesidades de los usuarios finales del modelo.

Dado que este trabajo incluyó la primera fase del desarrollo de un algoritmo de optimización, la complejidad del problema abordado tuvo que ser

simplificada, lo que genera ciertas limitaciones a ser consideradas en futuros desarrollos para mejorar el modelo. Uno de los desafíos implica la identificación de necesidades de mejora de la información existente a nivel nacional. El menú de posibles coberturas vegetales se podría ampliar conforme aparezcan nuevas opciones (Ej.: nuevas especies o variedades) disponibles para los productores. También es importante mejorar la información de productividades, entre lo que se podría incluir las diferencias entre distintos tipos de suelo. Otro campo de mejora lo constituyen la calidad de los coeficientes de exportación de fósforo existentes para cada uno de los usos de suelo. Para calcular los coeficientes de exportación de fósforo estacionales, se supuso una distribución equitativa de la exportación en cada estación, cuando podría haber diferencias según las condiciones climáticas o de cobertura de cada una de ellas. Mejorar el conocimiento de la dinámica de exportación de fósforo desde los usos del suelo permitiría determinar con mayor exactitud las pérdidas por escorrentía de ese nutriente e incorporar nuevas variables al modelo, como zonas buffer o cultivos que extraigan fósforo, entre otras.

Otro aspecto para considerar está relacionado con el área reservada (fija), la cual no se incluyó en la modelación e incluía el área definida como buffer entre los usos de suelo productivos y los cursos de agua. A esta área se le asignó un coeficiente de exportación igual al campo natural para considerarla en el cálculo de fósforo exportado por el total de la cuenca, sin embargo, existe evidencia que estas áreas podrían tener un efecto de retención de nutrientes (Lescano, et al., 2017). Al conocer mejor cómo influyen esas áreas en el movimiento de nutrientes, podrían incorporarse en el modelo zonas buffer con una distribución espacial a definir por el modelo que permita minimizar la exportación de fósforo en el agua de escorrentía.

Otros factores que no considera el modelo son los costos y la calidad de la materia seca producida por los cultivos y las pasturas consideradas. La incorporación de estas dos variables agregaría más restricciones al modelo y

produciría soluciones más ajustadas a la realidad; pero con el consecuente aumento de complejidad del modelo y del algoritmo de resolución necesario para resolver el problema de optimización. También, hay que considerar que, dado que el método es heurístico, la resolución del problema de optimización,; (i) no garantiza optimalidad, es decir, puede haber otras soluciones que exporten menos fósforo, (ii) no garantiza factibilidad, es decir, pueden existir soluciones que cumplan la productividad y cantidad de usos por estación, pero no son encontradas por el algoritmo.

Con el modelo y algoritmo actual se cuenta con una herramienta práctica que permite analizar diferentes configuraciones de uso de suelo que permitan minimizar la exportación de fósforos desde los sistemas de producción. El modelo permite realizar diferentes escenarios a partir de la variación de los usos de suelo disponibles y sus productividades, cambio de los valores de coeficiente de exportación, y modificación de las unidades espaciales mínimas de decisión. Esto es de utilidad para brindar elementos para la discusión entre los actores que participan en la toma de decisiones a nivel de políticas públicas, para la gestión de cuencas. No es el alcance de esta primera etapa del modelo ser una solución para planificar las rotaciones de uso de suelo a nivel del productor, aunque sí podría tener la potencialidad en la medida que se mejore la calidad y el detalle de la información que se le ingresa.

2.7. CONCLUSIONES

Se desarrolló una herramienta útil para analizar posibles escenarios de usos de suelo en una cuenca hidrográfica bajo uso agropecuario, que busca compromisos entre productividad y cuidado ambiental. Los escenarios resultantes del modelo desarrollado permiten reducir la exportación de fósforo total en un 11% a partir del ordenamiento de usos de suelo dentro del predio de cada productor, superando un mínimo de productividad de materia seca anual necesario para no comprometer la sustentabilidad económica de los productores durante todo el año.

Es una herramienta que puede ser extrapolada a otras cuencas con otros usos de suelo, a partir de la modificación de la información de entrada del modelo. Esta flexibilidad permite extender la aplicación a la gestión de otras cuencas hidrográficas con características agropecuarias diferentes.

2.8. BIBLIOGRAFÍA

Aerts, JCJH., van Herwijnen, M. y Stewart, T.J., 2003. Using simulated annealing and spatial goal programming for solving a multi-site land use allocation problem. En: Fonseca, C., Fleming, P., Zitzler, E., Thiele, L. y Deb, K., eds. *International Conference on Evolutionary Multi-Criterion Optimization*. Heidelberg: Springer. 2632, pp.448-463.

Alonso, J., Quintans, F., Taks, J., Conde, D., Chalar, G., Bonilla, S., Arocena, R., Haakonsson, S., Aubriot, L., Goyenola, G., Muniz, P., Marrero, A., Hutton, M., Venturini, N., Pita, AL., Iglesias, K., Rios, M., Zaldúa, N., Teixeira de Mello, F., Soutullo, A., Eguren, G., Victoria, M., López Tort, F., Maya, L., Castells, M., Benitez, M. J., Lizasoain, A., Bertoni, E., Bortagaray, V., Salvo, M., Colina, R., Azuriz, K., Casagnet, N., Evia, V., Fernández, A., Lagos, X., Marrero, L., Milans, F., Piaggio, M., Rezzano, N., López, J., Roríguez, L., Garat, S., Pintos, M., Irburo, A., Brena, B., Méndez, H., 2019. Water Quality in Uruguay: current status and challenges. En: Roldán G, Tundisi J, Jiménez B, Vammen K, Vaux H, González E, Doria M. (Eds.). *Water quality in the Americas*. México: Inter-American network of Academies of Sciences (IANAS-IAP), pp.592–631.

Altamirano, A., Da Silva, H., Durán, A., Echeverría, A., Panario, D. y Puentes, R., 1976. *Carta de Reconocimiento de Suelos del Uruguay: Clasificación de Suelos*. Montevideo: Ministerio de Ganadería Agricultura y Pesca.

Arocena, R., Chalar, G., Perdomo, C., Fabián, D., Pacheco, J. P., González, M., Olivero, V., Silva, M. García, P. y Etchebarne, V., 2013. Impacto de la producción lechera en la calidad de los cuerpos de agua. En: *Augm Domus*, 5(1), pp.42–63.

- Aubriot, L., Delbene, L., Haakonsson, S., Somma, A., Hirsch, F. y Bonilla, S., 2017. Evolución de la eutrofización en el Río Santa Lucía: influencia de la intensificación productiva y perspectivas. En: *Innotec*, (14), pp.7-16.
- Barreto, P., 2008. *Efectos iniciales de la aforestación sobre la calidad del agua de escurrimiento en una cuenca del río Tacuarembó*. Montevideo: Udelar. (Tesis de Máster en Ciencias Agrarias, Facultad de Agronomía).
- Barreto, P., Dogliotti, S. y Perdomo, C., 2017. Surface Water Quality of Intensive Farming Areas Within the Santa Lucia River Basin of Uruguay. En: *Air, Soil and Water Research*, 10, pp.1-8.
- Blum, C. y Roli, A., 2003. Metaheuristics in combinatorial optimization: Overview and conceptual comparison. En: *ACM Computing Surveys (CSUR)*, 35(3), pp.268-308.
- Buytaert, W. y Breuer, L., 2013. Water resources in South America: sources and supply, pollutants and perspectives. En: *Understanding Freshwater Quality Problems in a Changing World*, 361, pp.106-113.
- Cabrera Di Piramo, C., 2015. *Optimización de usos del suelo para prevenir floraciones nocivas de fitoplancton en la Laguna de Rocha, Uruguay*. Montevideo: Udelar. (Tesis de grado, Facultad de Ciencias).
- Carámbula, M., Vaz Martins, D. y Indarte, E., 1997. *Pasturas y producción animal en áreas de ganadería extensiva*. Montevideo: INIA. (Serie Técnica N° 13). ISBN: 9974-38-009-X.
- Carpenter, SR., 2008. Phosphorus control is critical to mitigating eutrophication. En: *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105(32), pp.11039-11040.

- Caserta, M. y Voß, S., 2009. Metaheuristic: Intelligent Problem Solving. En: Maniezzo, V., Stützle, T. y Voß, S., eds. *Matheuristics: Annals of Information Systems*. US: Springer. pp1-38.
- Cavazzuti, M., 2013. Deterministic Optimization. En: Cavazzuti, M., ed. *Optimization Methods*. Heidelberg: Springer. pp.77-102.
- Chalar, G., Garcia-Pesenti, P., Silva-Pablo, M., Perdomo, C., Olivero, V. y Arocena, R., 2017. Weighting the impacts to stream water quality in small basins devoted to forage crops, dairy and beef cow production. En: *Limnologica - Ecology and Management of Inland Waters*, 65, pp.76-84.
- Delgado, S., 2017. Planes para la Producción Lechera Sostenible. En: MGAP-OPYPA. *Anuario 2017*. Montevideo: MGAP. pp.291-296.
- DINAGUA, Ministerio de Vivienda, Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente. Dirección Nacional de Aguas, 2014. *Aprovechamiento de los recursos hídricos: inventario 2012-2013*. Montevideo: MVOTMA-DINAGUA.
- DINAMA-JICA, 2011. *Proyecto sobre control de contaminación y calidad de agua en la cuenca del Río Santa Lucía. Informe final de Proyecto*. Montevideo: DINAMA, JICA
- Drewry, JJ., Newham, LTH., Greene, RSB., Jakeman, AJ. y Croke, BFW., 2006. A review of nitrogen and phosphorus export to waterways: context for catchment modelling. En: *Marine and Freshwater Research*, 57(8), pp.757-774.
- Durán, H., 2011. *Guía de usuarios del Plan-T*. Montevideo: INIA.

- Durán, A., Califra, A., Molfino, JH. y Lynn, W., 2006. *Keys to Soil Taxonomy for Uruguay*. Washington: United States Department of Agriculture (USDA), Natural Resources Conservation Service.
- Failde, A., Lanzilotta, B., Perdomo, C., Bidegain, MP. y Rosas, F., 2015. *Instrumentos fiscales para el control y la reducción de la contaminación en cursos de agua: Estudio aplicado a la Cuenca del Río Santa Lucía*. Montevideo: Centro de Estudios Fiscales (CEF).
- Formoso, F., 2007. *Manual para la siembra directa*. La Estanzuela: INIA (Serie Técnica N° 161). ISBN: 9974-3226-2.
- Groot, JC., Rossing, WA., Jellema, A., Stobbelaar, DJ., Renting, H. y Van Ittersum, MK., 2007. Exploring multi-scale trade-offs between nature conservation, agricultural profits and landscape quality—a methodology to support discussions on land-use perspectives. En: *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 120(1), pp.58-69.
- INALE (Instituto Nacional de la Leche), 2015. *Primeros resultados de la Encuesta Lechera INALE 2014*. [En línea]. Montevideo: INALE. [Consulta: 25 de julio de 2018]. Disponible en: <https://www.inale.org/historico/wp-content/uploads/2018/08/Primeros-resultados-de-la-encuesta-lechera-INALE-2014.pdf>
- Kaim, A., Cord, AF. y Volk, M., 2018. A review of multi-criteria optimization techniques for agricultural land use allocation. En: *Environmental Modelling & Software*, 105, pp.79-93.
- Lescano, C., Ruibal, M., Barreto, P., Piñeiro, V., Loyoza, J. P., Perdomo, C. y Rodríguez-Gallego, L., 2017. Rol de los pastizales naturales en la retención de nutrientes provenientes de la agricultura. En: *INNOTEC*, 13 (13), pp.78–91.

- Liu, Y., Tang, D., Liu, D. y Kon, X., 2013. A land use spatial allocation model based on ant colony optimization. En: LIESMARS. *The 12th International Conference on GeoComputation*. Wuhan, China (23-25 de mayo de 2013). Wuhan University.
- Luenberger, DG. y Ye, Y., 2016. Constrained Minimization Conditions. En: Luenberger, DG. y Ye, Y., eds. *Linear and Nonlinear Programming. International Series in Operations Research & Management Science*. 4ta ed. Cham: Springer.
- Manta, E., Cancela, H., Cristina, J. y García-Prechac, F., 2013. *Informe sobre la calidad del agua en la cuenca del Río Santa Lucía: estado de situación y recomendaciones*. [En línea]. Montevideo: Udelar. [Consulta: 10 de marzo de 2018]. Disponible en: <http://www.universidad.edu.uy/renderResource/index/resourceId/26286/siteId/1>
- Marston, F., Young, W. y Davis, R., 1995. *Nutrient Data Book*. 2da ed. Canberra: CMSS Computer Package, CSIRO Division of Water Resources.
- Mauttone, A., Cairelli, L., Paroli, F. Y Rodríguez-Gallego, L., 2018. Metaheuristic approach to land use optimization balancing productivity and environmental protection. En: *Latin-Iberoamerican Conference on Operations Research (19°, 2018, Lima, Perú). Proceedings*. San Borja, Lima. Sociedad Peruana de Investigación Operativa (SOPIOS). pp.716-723.
- Memmah, MM., Lescourret, F., Yao, X. y Lavigne, C., 2015. Metaheuristics for agricultural land use optimization. A review. En: *Agronomy for Sustainable Development*, 35(3), pp.975-998.

- Mieres, J., 2004. *Guía para alimentación de rumiantes.*, La Estanzuela, Uruguay: INIA. (Serie Técnica, N°142). ISBN: 9974-38-187-8.
- Moss, B., 2010. *Ecology of fresh waters: a view for the twenty-first century.* 4ta ed. Chichester: Wiley-Blackwell.
- Nha, DV., 2017. The Role of Land-Use Planning on Socioeconomic Development in Mai Chau District, Vietnam. En: Thanh, MV., Vien, TD., Leisz, SJ. y Shivakoti, GP., eds. *Redefining Diversity & Dynamics of Natural Resources Management in Asia, Volume 2.* Amsterdam: Elsevier. pp.87-111.
- Perdomo, C., Barreto, P. y Piñeiro, V., 2015. Pérdidas de fósforo desde suelos agrícolas hacia aguas superficiales: resultados preliminares para Uruguay y posibles medidas de manejo para mitigar riesgos. En: Ribeiro, A. y Barbazán, M., eds. *IV Simposio Nacional de Agricultura, Buscando el camino para la intensificación sostenible de la agricultura.* Montevideo: Universidad de la República-Facultad de Agronomía. pp.77-94.
- Piñeiro, V. y Perdomo, C., 2019. Phosphorus runoff losses from two land uses in the Santa Lucia River Basin, Uruguay. En: *21 WCSS: Proceedings of the 21st World Congress of Soil Science*; 2018, August 12-17; Rio de Janeiro, Brazil [e-book]. Viçosa, MG: SBCS. Vol. p. 125.
- Potter, S., Andrews, S., Atwood, JD., Kellogg, RL., Lemunyon, J., Norfleet, L. y Oman, D., 2006. *Model simulation of soil loss, nutrient loss, and change in soil organic carbon associated with crop production.* Washington, DC: United States Department of Agriculture (USDA), Natural Resources Conservation Service.
- QGIS Development Team., 2018. *QGIS Geographic Information System.* Open Source Geospatial Foundation Project. <https://qgis.org>.

- Reckhow, KH., Beaulac, MN. y Simpson, JT., 1980. *Modeling Phosphorus Loading and Lake Response Under Uncertainty: A Manual and Compilation of Export Coefficients (US EPA 440/5-80-011)*. Washington, D.C: US Environmental Protection Agency.
- Rodríguez-Gallego, L., Cabrera, ABC., Kruk, C. Nin, M. y Mauttone, A. 2019. Establishing limits to agriculture and afforestation: A GIS based multi-objective approach to prevent algal blooms in a coastal lagoon. En: *Journal of Dynamics & Games*, 6(2), pp.159-178.
- Rodríguez-Gallego, L., Achkar, M. y Conde, D., 2012. Land suitability assessment in the catchment area of four southwestern Atlantic Coastal Lagoons: multicriteria and optimization modeling. En: *Environmental Management*, 50(1), pp.140-152.
- Rong, Q., Cai, Y., Chen, B., Yue, W., Yin, XA. y Tan, Q., 2017. An enhanced export coefficient-based optimization model for supporting agricultural nonpoint source pollution mitigation under uncertainty. En: *Science of the Total Environment*, 580, pp.1351-1362.
- Silberman, A., Mendoza, A. y Chilbroste, P., 2005. Capacidad de carga en establecimientos lecheros durante el período otoño-invernal. Paysandú, Uruguay: Facultad de Agronomía. En: *Cangüé*, 28, pp.38-42.
- Smith, VH., Tilman, GD. y Nekola, JC., 1999. Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. En: *Environmental pollution*, 100(1-3), pp.179-196.
- Stewart, TJ., Janssen, R. y van Herwijnen, M., 2004. A genetic algorithm approach to multiobjective land use planning. En: *Computers & Operations Research*, 31(14), pp.2293-2313.

- Tilman, D., Cassman, KG., Matson, PA., Naylor, R. y Polasky, S., 2002. Agricultural sustainability and intensive production practices. En: *Nature*, 418(6898), pp.671-677.
- U.S. EPA., 2002. Methods for Evaluating Wetland Condition: *Land-Use Characterization for Nutrient and Sediment Risk Assessment*. Washington, DC: Office of Water, U.S. Environmental Protection Agency.
- Vanni, MJ., Renwick, WH., Headworth, JL., Auch, JD. y Schaus, MH., 2001. Dissolved and particulate flux from three adjacent agricultural watersheds: a five-year study. En: *Biogeochemistry*, 54, pp.85-114.
- Young, WJ., Marston, FM. Y Davis, RJ., 1996. Nutrient exports and land use in Australian catchments. En: *Journal of Environmental Management*, 47(2), pp.165-183.
- Zhang, G., Lu, J. y Gao, Y., 2015. Optimization Models. En: *Multi-Level Decision Making*. Heidelberg, Springer. pp.25-46.

3. SIMULACIÓN DE LLUVIA DE ALTA INTENSIDAD PARA EVALUACIÓN DE LAS PÉRDIDAS DE NUTRIENTES EN PASTURAS SEMBRADAS.

3.1. RESUMEN

La aplicación de fertilizantes, asociada a la intensificación de la actividad agropecuaria, ha incrementado la pérdida de nutrientes desde los sitios de agricultura hacia los cuerpos de agua. Contar con coeficientes de exportación de nutrientes, específicos de los usos del suelo de cada sitio, es importante para cuantificar impactos sobre la calidad de agua. Para generar información que aporte a la obtención de esos coeficientes, se analizó la concentración de nitrógeno, fósforo y sólidos suspendidos en agua de escurrimiento generada con un simulador de lluvia de alta intensidad, sobre tres tipos de pasturas de un sistema de producción lechero, con dos niveles de carga animal, durante invierno y verano. La carga no tuvo efecto significativo sobre la concentración de nutrientes y sólidos suspendidos, mientras que sí hubo diferencias entre tipos de pasturas en interacción con la estación del año. Menores concentraciones de nutrientes estuvieron asociadas con mayores porcentajes de suelo cubierto, lo que resalta la importancia de este factor como medida para disminuir la pérdida de nutrientes en el agua de escurrimiento. El uso de simuladores de lluvia de alta intensidad es una herramienta promisorio para obtener datos que aporten a la estimación de coeficientes de exportación anuales.

Palabras clave: calidad de agua, coeficientes de exportación, producción lechera, escurrimiento, fósforo.

3.2. SUMMARY

Continuous fertilization associated with agricultural intensification has increased nutrients runoff losses. Specific nutrient export coefficients from land uses of each location is important to quantify the possible impacts on water quality. In order to generate information that contributes to obtain those coefficients we measured the concentration of nitrogen, phosphorus and suspended solids in runoff generated from high-intensity rainfall simulation. The experiment was conducted on three types of dairy pastures with two stocking rates during two seasons. The stock did not have a significant effect on the concentration of N, P and SS, while there were differences between types of pastures in interaction with the season. Besides that, lower nutrient concentrations were associated with plots with higher soil cover percentages of covered soil, highlighting the importance of this factor as a measure to decrease P and N runoff losses. Use of high-intensity rainfall simulation is a tool that could be helpful to obtain data that contributes to the estimation of annual export coefficients.

Keywords: water quality, export coefficients, dairy production, runoff, phosphorus.

3.3. INTRODUCCIÓN

La intensificación de la actividad agropecuaria ocurrida en las últimas décadas ha estado asociada al incremento en el uso de fertilizantes (Matson, et al., 1997; Tilman, et al., 2002; Buytaert y Breuer, 2013). La continua aplicación de fertilizantes ha derivado en un aumento de la pérdida de nutrientes desde los sitios con agricultura hacia los cuerpos de agua (Sharpley, et al., 1996; Moss, 2010; Withers, et al., 2017). Esto ha impactado negativamente sobre la calidad del agua de arroyos y ríos en varias zonas del mundo (Foley, et al., 2005; de Paula, et al., 2019).

Existe evidencia que señala la importancia tanto del nitrógeno como del fósforo en el estado trófico de los cursos de aguas (Dodd y Smith, 2016). La llegada de altas cargas de estos nutrientes, a través del escurrimiento, pueden acelerar el proceso de eutrofización y degradación de los ecosistemas acuáticos (Harmel, et al., 2006; Carpenter, 2008; Bonilla, et al., 2015; Aubriot, et al.; 2017; Rodríguez-Gallego, et al., 2017).

En los últimos años ha aumentado la preocupación por la calidad del agua en Uruguay como consecuencia del incumplimiento de determinados parámetros de los estándares nacionales fijados; asociado principalmente a los excesos de fósforo en las aguas superficiales (Barreto, et al., 2017; Alonso, et al., 2019). La producción lechera se destaca como una de las actividades que más influye en el aporte de nutrientes (Pacheco et al., 2012; Manta, et al., 2013, Chalar, et al., 2017). Arocena, et al. (2013) encontraron que los arroyos de cuencas con mayor proporción de productores lecheros tenían una calidad inferior que aquellas con una menor proporción de dicha actividad.

El aporte de nutrientes hacia los cursos de agua puede originarse de manera localizada (fuentes puntuales) o difusa (fuentes no puntuales); éstas últimas más difícil de monitorear y controlar que las primeras (Smith, et al., 1999). Se requiere información específica sobre la exportación de nutrientes desde

distintos usos de suelo para entender los procesos involucrados en la contaminación difusa y diseñar alternativas de manejo del suelo para prevenir la exportación de cargas de nutrientes excesivas hacia los cursos de agua (Harmel, et al., 2006). Para realizar estimaciones más precisas en el área de interés es necesario generar información a nivel local (Lin, 2004). En este sentido comienzan a haber esfuerzos nacionales para obtener datos de pérdida de nutrientes para distintos usos del suelo y factores de manejo (Barreto, et al., 2008; Lizarralde, et al., 2015; Lizarralde, et al., 2016; Perdomo, et al., 2015; Lescano, et al., 2017). Sin embargo, es necesario continuar con la generación de coeficientes de exportación de nutrientes específicos para los distintos tipos de usos de suelo en Uruguay, ya que actualmente se toman de la bibliografía internacional para condiciones climáticas y de uso muy diferentes a las nuestras (Rodríguez-Gallego, et al., 2017).

La exportación de nutrientes hacia los cursos de agua provenientes de los sistemas de producción agropecuaria depende de los usos de suelo actuales e históricos, así como de las prácticas de manejo aplicadas (Young, et al., 1996; Moss, 2010). En la producción lechera, la salida de nutrientes con el agua de escurrimiento depende de los tipos de pasturas, fertilizantes, efluentes y prácticas de manejo animal utilizadas (Cornish, et al., 2002). Conocer cómo estos factores afectan los procesos de pérdida de nutrientes por escurrimiento superficial es relevante para mejorar las prácticas de manejo y lograr disminuir sus impactos sobre la calidad de agua.

Los simuladores de lluvia portables son una herramienta utilizada para la investigación de procesos hidrológicos superficiales *in situ*, y su aplicación permite una evaluación rápida y específica del impacto de diversos factores como la cobertura vegetal, humedad del suelo, pendiente, etc. (Iserloh, et al., 2013). El uso de estos simuladores en pequeñas parcelas también es una alternativa válida para estudiar el impacto de esos factores sobre las concentraciones de nutrientes en el agua de escurrimiento de pasturas

utilizadas en la producción lechera (Cornish, et al., 2002; Dougherty, et al., 2004; Hart y Cornish, 2012). Además, presentan ventajas por la facilidad de manejo y transporte, permiten la evaluación de sitios con dificultad de acceso, consumen menos agua y se puede realizar un mayor número de repeticiones en poco tiempo y con muy poco costo (Iserloh, et al., 2013).

El objetivo de este trabajo fue generar datos de pérdida de nutrientes y sólidos suspendidos en agua de escurrimiento superficial generada a partir de lluvia simulada, en cuatro pasturas típicas de sistemas de producción lecheros de base pastoril. También se buscó que la información generada contribuya a obtener coeficientes de exportación específicos para esas pasturas en Uruguay.

3.4. MATERIALES Y MÉTODOS

3.4.1. Descripción del sitio de estudio

El sitio de estudio se ubica al sur del departamento de Canelones (Uruguay), en el predio del Centro Regional Sur (CRS) de la Facultad de Agronomía (Universidad de la República). Los suelos del área corresponden a la Unidad Tala-Rodríguez (Altamirano, et al., 1976), donde dominan molisoles y vertisoles (Durán, et al., 2006). El relieve es de lomadas suaves con pendientes promedio de 1,5 %. El clima es templado y la precipitación media anual es de 1178 ± 267 mm (estación meteorológica INIA Las Brujas, Lat.: $34^{\circ}40'S$; Lon: $56^{\circ}20'O$, 1989 - 2018).

El sitio de estudio se enmarcó en un experimento de largo plazo de la Red Tecnológica Sectorial instalado en el año 2016. Este consistía en un sistema de producción de leche donde la fuente de alimento principal estaba compuesta por una rotación de pasturas permanentes y anuales. Este era manejado con dos cargas de vacas en ordeño (VO) por hectárea (1,5 y 2,0 VO ha⁻¹) y dos tipos de manejo según la altura del remanente de pastura a la salida del rodeo (A=alta y B=baja).

El sistema de rotación forrajera estaba distribuido en 18 potreros de los cuales se utilizaron 12 para este estudio. Las pasturas presentes en el sitio de estudio, al momento del muestreo, fueron: cuatro potreros con una pastura plurianual de alfalfa (*Medicago sativa*), cebadilla (*Bromus catharticus*) y trébol blanco (*Trifolium repens*) instalada en primavera de 2014 (AA); cuatro potreros con una pastura plurianual de dactylis (*Dactylis glomerata*) y trébol blanco (*Trifolium repens*) instalada en otoño de 2016 (DA); y cuatro potreros con un área de pasturas anuales (VE), con avena (*Avena sativa*) durante otoño-invierno (VE-i) y sudangras (*Sorghum sudanense*) en primavera-verano (VE-v). Todas las pasturas fueron instaladas mediante siembra directa; y se realizó una fertilización inicial a la siembra y posteriores refertilizaciones según se muestra en tabla 1. En los potreros con pasturas plurianuales sólo se realizó una fertilización inicial a la siembra, pero en el caso de VE se muestran dos fertilizaciones iniciales, debido a que hay un cambio de la especie entre estación, lo cual requiere una nueva fertilización inicial. Los bloques dentro de cada combinación de pastura y carga animal tuvieron el mismo nivel de fertilización.

Tabla 1. Dosis de fertilización a la siembra (Fert. Siembra) y refertilizaciones (Re-fert.) con nitrógeno (N) y fósforo (P) en cada una de las pasturas evaluadas (AA: pastura plurianual con alfalfa; DA: pastura plurianual con dactylis; VE-i y VE-v: pastura anual de invierno y verano respectivamente).

	Pastura	AA	AA	DA	DA	VE-i	VE-i	VE-v	VE-v
	Carga animal	1,5	2,0	1,5	2,0	1,5	2,0	1,5	2,0
Fert. Siembra	N (kg N ha ⁻¹)	36,0	36,0	18,0	18,0	0,0	0,0	9,7	9,7
	P (kg P ha ⁻¹)	40,1	40,1	20,1	20,1	12,5	12,5	24,1	24,1
Re-fert.	N (kg N ha ⁻¹)	-	-	84,0*	84,0*	100**	100**	7,0	7
	P (kg P ha ⁻¹)	-	-	14,0	14,0	-	-	17,5	17,5

*en 3 dosis de 28,0 kg; **en 2 dosis (1ª 70,0 kg, 2ª 30,0 kg)

3.4.2. Diseño experimental

Se planteó un diseño experimental factorial con doce tratamientos y dos bloques, en cinco repeticiones. Los tratamientos combinaron tres factores: tres pasturas o usos del suelo (AA, DA y VE), dos niveles de carga animal (1.5 VO ha⁻¹ y 2.0 VO ha⁻¹) y dos estaciones climáticas (invierno y verano); y se bloqueó por tipo de manejo (A y B). El tipo de manejo refiere al remanente de forraje que queda al finalizar el consumo de la pastura; en A el remanente es menor que en B.

En cada tratamiento se realizaron 5 repeticiones con el simulador de lluvia. Las cinco repeticiones se dispusieron dentro de cada uno de los 12 potreros. Estas unidades experimentales estaban representadas por parcelas de 0,0625 m² (0,25 m de lado), distanciadas, en promedio, 40 m entre ellas y dispuestas en la ladera media de cada potrero (fig. 1).

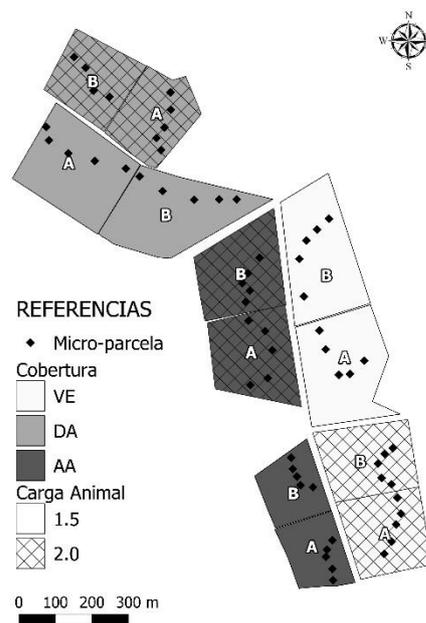


Figura 1. Mapa del área de estudio con la distribución de las pasturas, carga animal, manejo (A y B), y ubicación de las micro-parcelas de simulación de lluvia.

Se realizaron muestreos en dos momentos del año: invierno (entre el 4 de julio y el 17 de agosto de 2018) y verano (entre el 27 de diciembre de 2017 y el 14 de febrero de 2018).

3.4.3. Determinación de variables del suelo

Para cada micro-parcela se estimó el porcentaje de suelo desnudo mediante el procesamiento de fotografías tomadas a 40 cm de altura sobre cada parcela (ver ejemplo en fig. 2), con el software libre CobCal v2.0 (Ferrari, et al., 2006). Adyacente a cada parcela, utilizando un calador, se obtuvo una muestra compuesta de suelo a una profundidad de 0 a 2,5 cm, asumiendo que esta capa es la que interactúa con el agua que escurre durante la simulación de lluvia (Vadas, et al., 2005). Las muestras se enviaron al laboratorio de INIA para determinación de la concentración de fósforo lábil por el método *Bray I* (Bray y Kurtz, 1945), concentración de nitratos (por método CuSO_4 y potenciometría) y concentración de amonio (por método KCl y colorimetría). A su vez, para cada parcela, se extrajeron muestras de suelo no perturbadas de 0 a 5 cm de profundidad para estimación de la densidad aparente y contenido de agua gravimétrica (θ), según el método del cilindro descrito en Blake y Hartge (1986).

Adicionalmente, utilizando un calador, se extrajo una muestra compuesta de diez perforaciones de suelo de 0 a 15 cm de profundidad, para cada uno de los doce potreros. Estas muestras fueron enviadas al laboratorio para determinación de la concentración de fósforo lábil (*P-Bray I*), nitratos, potencial de mineralización de nitrógeno por incubación anaeróbica y porcentaje de carbono orgánico por combustión seca de la muestra y posterior detección de CO_2 por infrarrojo.

Por último, se calculó la relación entre la concentración de fósforo en suelo en los primeros 2,5 cm de suelo y la concentración de 0 a 15 cm, conocida como Factor de Estratificación (Good, et al., 2010).

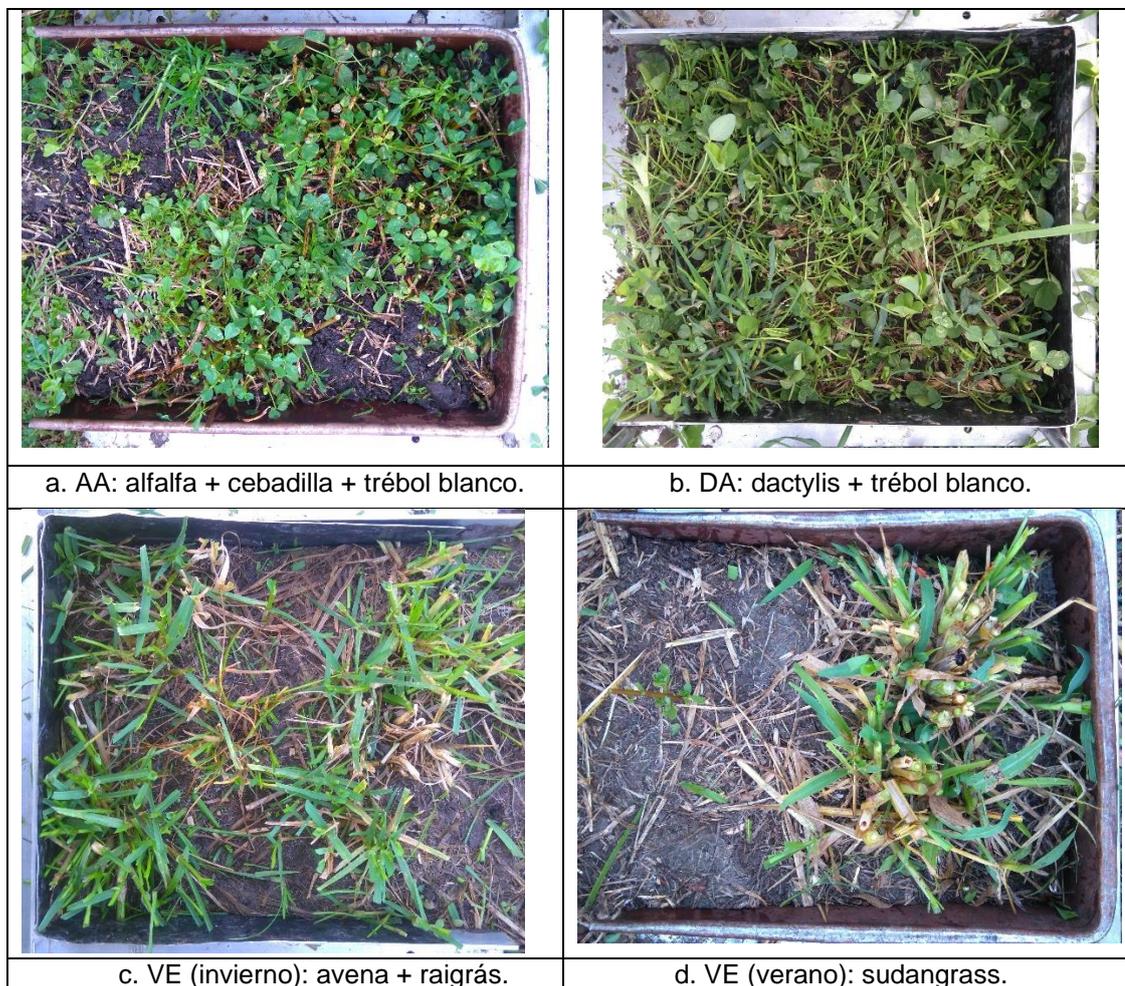


Figura 2. Vista de fotografías utilizadas para el cálculo de cobertura de suelo, mostrando las pasturas evaluadas.

3.4.4. Nutrientes en agua de escurrimiento

En cada una de las 5 micro-parcelas dentro de cada potrero se realizó una simulación de lluvia para coleccionar muestras de escurrimiento superficial. Para esto se utilizó un mini-simulador de lluvia desarrollado por Kamphorst (1987) y fabricado por Eijkelkamp®. El simulador consiste en un aspersor con 49 capilares y un regulador de presión incorporado necesario para producir una lluvia estándar con gotas de tamaño uniforme, que caen desde una altura mínima de 0,4 m, sobre una parcela de 0,0625 m² (Iserloh, et al., 2013). Cada simulación consistió en una lluvia de 3 minutos de duración con una

intensidad media de 360 mm h^{-1} (6 mm min^{-1}). Todas las simulaciones se realizaron con un contenido de humedad de suelo cercano a capacidad de campo, en los primeros 5 cm. Para cumplir con esta condición, en las simulaciones realizadas durante el verano fue necesario humedecer el suelo contenido en cada parcela. El muestreo total implicó 120 simulaciones de lluvia.

En cada simulación se registró el total de lluvia caída y volumen de agua escurrida. El agua recogida se almacenó en frascos y se congeló hasta realizar los análisis químicos en el laboratorio. Las variables determinadas en el agua de escurrimiento fueron las siguientes: fósforo total (PT; digestión mediante Valderrama, 1981 y determinación mediante Murphy y Riley, 1962), nitrógeno total (NT; Valderrama, 1981 y Müller y Widemann, 1955), nitrato (NO_3 ; Müller y Widemann, 1955), nitrito (NO_2 ; Strickland y Parsons, 1972), amonio (NH_4 ; Koroleff, 1970) y fósforo reactivo soluble (PRS; Murphy y Riley, 1962). También se cuantificaron los sólidos en suspensión por gravimetría (SS; American Public Health Association, 1985). La carga de nutrientes y SS se calculó multiplicando la concentración hallada en cada evento de lluvia simulado por el volumen de escurrimiento de cada parcela.

3.4.5. Estimación de coeficientes de exportación de nutrientes

A partir de las concentraciones de nutrientes observadas en el agua de escurrimiento, de las simulaciones de lluvia realizadas, se estimaron cargas anuales por unidad de superficie para las distintas pasturas evaluadas.

Para cada pastura y carga animal se utilizó el promedio de las concentraciones obtenidas en invierno y verano. El valor de concentración obtenido en la micro parcela de simulación se extrapola a un valor de carga de nutrientes por hectárea y por año. Para estimar la carga anual de nutrientes ($\text{kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) se utilizaron dos metodologías. Una de ellas se basó en el método utilizado por Schlesinger, et al. (1999); el cual estima la carga de nutrientes por milímetro escurrido como la concentración de

nutrientes (en mg l^{-1}) dividida por 100 y multiplicada por el valor de escurrimiento anual estimado para la zona y año del muestreo. El escurrimiento anual se obtuvo de tres formas diferentes:

- a- *268 mm*: estimado por el Modelo de Número de Curva (Mockus, 1972). Se consideró un suelo del grupo hidrológico C con drenaje moderadamente bueno de la unidad Tala-Rodríguez (Durán, 1997); y un número de curva promedio de 80.
- b- *321 mm*: valor observado en parcelas de escurrimiento entre marzo de 2014 y marzo de 2015, reportado por Perdomo, et al. (2015), a partir de una precipitación de 1600 mm en ese período.
- c- *478 mm*: calculado en función de la precipitación anual (1327 mm) registrada para el año 2017 por la estación meteorológica de INIA Las Brujas, y el coeficiente de escorrentía (0,36) reportado para la subcuenca Paso Pache del Río Santa Lucía (Genta, et al., 2001).
Escurrimento superficial anual = $1327 \times 0,36 = 478 \text{ mm}$.

La segunda forma de estimación utilizó un promedio de la carga de P en primavera y verano. Este valor se multiplicó por el número de eventos de precipitación que pudieran generar escurrimiento superficial, ocurridos durante el año 2017 para la estación INIA Las Brujas. Para esto se contabilizaron sólo los 23 eventos con un acumulado de lluvia diaria mayor a 12,7 mm, que corresponde a la abstracción inicial o umbral a partir del cual puede ocurrir escorrentía según un número de curva de 80 (Mockus, 1972). Además, se utilizó el número de eventos (15) de precipitación mayores a 30 mm como segundo valor de referencia, que representa mayores escurrimientos y permite realizar un análisis de sensibilidad.

3.4.6. Análisis estadísticos

Para analizar las diferencias del aporte de nutrientes en el agua de escorrentía entre los tratamientos, se utilizó el análisis de varianza del modelo factorial en bloque. Cuando los efectos fueron significativos, se realizaron comparaciones entre las medias de los tratamientos utilizando la prueba LSD de Fisher. Se realizaron transformaciones logarítmicas de base 10 en aquellas variables que no cumplieron con los supuestos de normalidad o homocedasticidad. Cuando la transformación no fue suficiente para cumplir con esos supuestos, se realizó análisis de varianza no paramétrico mediante la prueba de Kruskal-Wallis y posterior comparación de a pares entre las medias de los rangos de tratamientos. En la tabla 4 se indica la transformación y el análisis realizado para cada variable.

Para evaluar la relación entre variables de suelo y variables en el agua de escurrimiento se realizaron correlaciones de Spearman.

Adicionalmente, se analizó la relación causal para tres variables de interés en el agua de escurrimiento (carga PT, carga PRS, carga NT), en función de variables medidas en el experimento, a través de modelos de regresión lineal múltiple. Las variables explicativas ofrecidas al modelo se muestran en la tabla 2. Todas las variables fueron ingresadas al modelo, y por el método de selección hacia atrás ("*backward elimination*"), se eliminaron de a una hasta lograr el mejor ajuste. Para cumplir con los supuestos estadísticos las variables dependientes fueron log-transformadas. La estimación de los coeficientes de las ecuaciones fue obtenida mediante el método de mínimos cuadrados. La colinealidad de las variables predictoras de los modelos de regresión fue evaluada a través del cálculo del factor de inflación de la varianza (VIF, por su sigla en inglés: *variance inflation factor*) (Cho, et al. 2009). Para la selección del mejor modelo se utilizó el criterio de Akaike (Akaike, 1974) y el coeficiente de determinación (R^2).

Tabla 2. Listado de variables explicativas incluidas en los modelos de regresión.

Variable	Descripción	Unidades
SS	Concentración de sólidos suspendidos	mg l ⁻¹
Carga SS	Carga de sólidos suspendidos	kg ha ⁻¹
Esc	Escurrimiento	mm
Coef.Esc	Coeficiente de escurrimiento	%
%Cob	Porcentaje de cobertura de suelo	%
D _{ap}	Densidad aparente del suelo de 0 a 5 cm	g cm ⁻³
NO ₃ suelo	Nitrato en suelo (0 a 2,5 cm de profundidad)	µg N g ⁻¹
NH ₄ suelo	Amonio en suelo (0 – 2,5 cm de profundidad)	µg N g ⁻¹
N suelo	Suma de NO ₃ suelo y NH ₄ suelo	µg N g ⁻¹
Bray I	Fósforo soluble en suelo (0 a 2,5 cm de profundidad)	µg P g ⁻¹
Post Past	Días transcurridos entre la fecha de muestreo y el último pastoreo.	días

Para todos los análisis estadísticos se utilizó el software Infostat (Di Rienzo, et al., 2018).

3.5. RESULTADOS

3.5.1. Caracterización del suelo

El contenido promedio de carbono orgánico (C_{org}) de los potreros fue de 2,7 ± 0,5% y 2,1 ± 0,2%, para invierno y verano respectivamente. El fósforo *Bray I* al momento de realizar las simulaciones de lluvia presentó una variación entre un mínimo de 8,9 µg P g⁻¹ y un máximo de 86,6 µg P g⁻¹, con una media general de 29,7 ± 21,4 µg P g⁻¹. El valor medio del factor de estratificación de fósforo (FE), para los doce potreros del estudio, fue de 3,1 ± 1,6, entre un mínimo de 1,0 y máximo de 7,3. Respecto al nitrógeno, la media general de la concentración de nitratos fue de 19,8 ± 7,7 µg N g⁻¹, y de 40,6 ± 19,02 mg kg⁻¹ para el potencial de mineralización de nitrógeno (PMN).. Se observó un mayor porcentaje de carbono orgánico en invierno respecto a verano, pero no hubo diferencias entre pasturas. Los valores de P *Bray I* tendieron a ser mayores en invierno, mientras que el FE mostró valores mayores en verano, indicando una mayor concentración de fósforo en los primeros 2,5 cm en esa estación. Para nitrato y PMN se observó

mayor variabilidad sin tendencias claras entre estaciones ni tipos de pasturas. Los resultados de la caracterización de los primeros 15 cm de suelo por tipo de pastura y estación del año se presentan en la tabla 3

Tabla 3. Valor medio \pm desvío estándar de carbono orgánico (C_{org}), P Bray I, concentración de nitrato ($N-NO_3$), potencial de mineralización de nitrógeno (PMN) observado en los primeros 15 cm de suelo, y factor de estratificación de fósforo (FE), según uso del suelo y estación del año.

Estación	Uso del suelo	C_{org} (%)	P Bray I ($\mu g P g^{-1}$)	FE	$N-NO_3$ ($\mu g N g^{-1}$)	PMN ($mg kg^{-1}$)
INVIERNO	AA	2,7 \pm 0,7	26,0 \pm 27,2	2,3 \pm 0,7	20,9 \pm 3,1	38,7 \pm 11,4
	DA	2,7 \pm 0,2	25,1 \pm 8,0	2,4 \pm 0,5	16,9 \pm 2,8	37,1 \pm 12,4
	VE	2,8 \pm 0,5	53,6 \pm 35,8	3,2 \pm 2,4	19,7 \pm 10,5	40,4 \pm 26,6
VERANO	AA	2,1 \pm 0,3	22,2 \pm 16,0	3,7 \pm 2,0	21,1 \pm 9,3	44,8 \pm 31,2
	DA	2,1 \pm 0,3	20,9 \pm 6,4	3,8 \pm 2,0	27,8 \pm 7,7	32,4 \pm 17,7
	VE	2,1 \pm 0,3	30,5 \pm 15,8	3,3 \pm 1,7	12,6 \pm 3,5	50,1 \pm 15,5

3.5.2. Diferencias entre tratamientos en las variables del suelo y de la escorrentía simulada

El análisis de varianza realizado para todas las variables asociadas a las micro-parcelas donde se realizó la simulación de lluvia reportó que el efecto de la carga animal no fue significativo para ninguna de ellas, excepto para la densidad aparente del suelo (D_{ap}). El mayor efecto esperado de ese factor era sobre la cobertura de suelo, y esta variable no fue significativamente distinta entre cargas animales. Debido a esto, no se consideró el factor carga en los siguientes análisis de varianza presentados, a excepción de D_{ap} . En la tabla 4 se presentan las variables, sus transformaciones necesarias, el análisis estadístico realizado y el valor de significancia (p -valor) según factor principal e interacción.

Tabla 4. Análisis estadísticos realizados (AE), transformación requerida (T), y p-valor según factor uso, estación del año, y su interacción (uso*est). KW: Kruskal Wallis.

VARIABLE	AE	T	Uso (p-valor)	Estación (p-valor)	Interacción (p-valor)
<i>Cobertura de suelo (%)</i>	ANAVA	-	<0,0001	0,0055	0,00326
<i>Agua del suelo Θ **</i>	KW	-	<0,0297	<0,0001	<0,0001
<i>D_{ap} (g cm⁻³)</i>	ANAVA	-	0,0235	ns	0,0148
<i>P Bray I ($\mu\text{g P g}^{-1}$)</i>	KW	-	<0,0001	ns	<0,0001
<i>NO₃ suelo ($\mu\text{g N g}^{-1}$) *</i>	ANAVA	Log10	<0,0001	0,0155	0,0118
<i>NH₄ suelo ($\mu\text{g N g}^{-1}$) *</i>	KW	-	0,0032	<0,0001	<0,0001
<i>Coefficiente Escurrimiento</i>	ANAVA	-	<0,0001	0,0076	0,0005
<i>SS agua (mg l⁻¹)</i>	ANAVA	Log10	<0,0001	0,0027	ns
<i>PT agua ($\mu\text{g l}^{-1}$)</i>	ANAVA	Log10	<0,0001	<0,0001	ns
<i>PO₄ agua ($\mu\text{g l}^{-1}$)</i>	ANAVA	-	<0,0001	0,0002	0,0040
<i>NT agua ($\mu\text{g l}^{-1}$)</i>	ANAVA	Log10	<0,0001	ns	0,0075
<i>NID agua ($\mu\text{g l}^{-1}$)</i>	ANAVA	Log10	ns	<0,0001	ns

3.5.2.1. Cobertura de suelo

La media general del porcentaje de cobertura de suelo fue de $63,6 \pm 14,4\%$, entre un mínimo de $14,1\%$ y un máximo de $94,8\%$. Esta variable estuvo afectada significativamente por la interacción de los factores uso y estación del año. La prueba de comparación múltiple mostró que no hubo diferencias entre usos en el verano, pero sí en el invierno, donde DA tuvo una cobertura significativamente mayor que AA y VE. A su vez, la estación del año no generó diferencias en AA y VE, mientras que para DA la cobertura de suelo en invierno fue mayor que verano (fig. 3-1).

3.5.2.2. Variables del suelo

El contenido medio de agua gravimétrica del suelo en los primeros 5 cm de profundidad tuvo una media general de $0,32 \pm 0,11$, entre un mínimo de $0,12$ y un máximo de $0,50$. El análisis no paramétrico mostró que el contenido medio de agua en el suelo en verano fue significativamente menor que en invierno (fig. 3-2); mientras que las diferencias entre usos fueron levemente

significativa, donde DA tuvo un menor contenido de humedad que VE en invierno y AA menor humedad que DA durante el verano.

La media general para densidad aparente fue de $1,15 \pm 0,08 \text{ g cm}^{-3}$, con un mínimo de $0,98 \text{ g.cm}^3$ y un máximo de $1,34 \text{ g cm}^{-3}$. El ANAVA mostró efecto significativo de la interacción de uso y estación del año. La prueba LSD de Fisher sólo mostró diferencias significativas entre VE de invierno con el resto de los tratamientos (fig. 3-3). El ANAVA con la carga animal incluida mostró un efecto principal de este factor; con un valor medio mayor para la carga alta (1,12 y 1,17 para carga 1,5 y 2,0 respectivamente).

A una profundidad de suelo de 2,5 cm la media general de la concentración de P *Bray* I fue de $72,9 \pm 36,2 \mu\text{g P g}^{-1}$, entre un mínimo de $12,8 \mu\text{g P g}^{-1}$ y un máximo de $240,8 \mu\text{g P g}^{-1}$. La mayor concentración se observó en el uso VE de verano, la cual fue significativamente diferente de la observada en invierno para el mismo uso. Aunque para AA y DA no se encontraron diferencias significativas entre estaciones, la concentración tendió a ser mayor en el invierno; mientras que para VE fue mayor en verano (fig. 3-4).

Respecto al nitrógeno en los primeros 2,5 cm de suelo, la media general de la concentración de nitrato en suelo fue $16,7 \pm 12,9 \mu\text{g N g}^{-1}$, entre un mínimo de $3,7 \mu\text{g N g}^{-1}$ y un máximo de $77,8 \mu\text{g N g}^{-1}$. El análisis de varianza mostró un efecto significativo de la estación, uso y su interacción. La concentración media en invierno fue significativamente menor que en verano para los tres usos. En invierno no se encontraron diferencias entre usos, mientras que en verano la concentración en VE fue mayor que en AA y DA (fig. 3-5).

Para amonio, la media general de la concentración en suelo fue $21,0 \pm 20,8 \mu\text{g N g}^{-1}$, entre un mínimo de $3,6 \mu\text{g N g}^{-1}$ y un máximo de $116,6 \mu\text{g N g}^{-1}$. A diferencia del nitrato, la concentración de amonio en suelo siempre fue mayor en invierno. El test de Kruskal Wallis confirmó esta tendencia para los

tres usos de suelo, donde las medianas de invierno fueron significativamente mayores a las medianas observadas en verano (fig. 3-6).

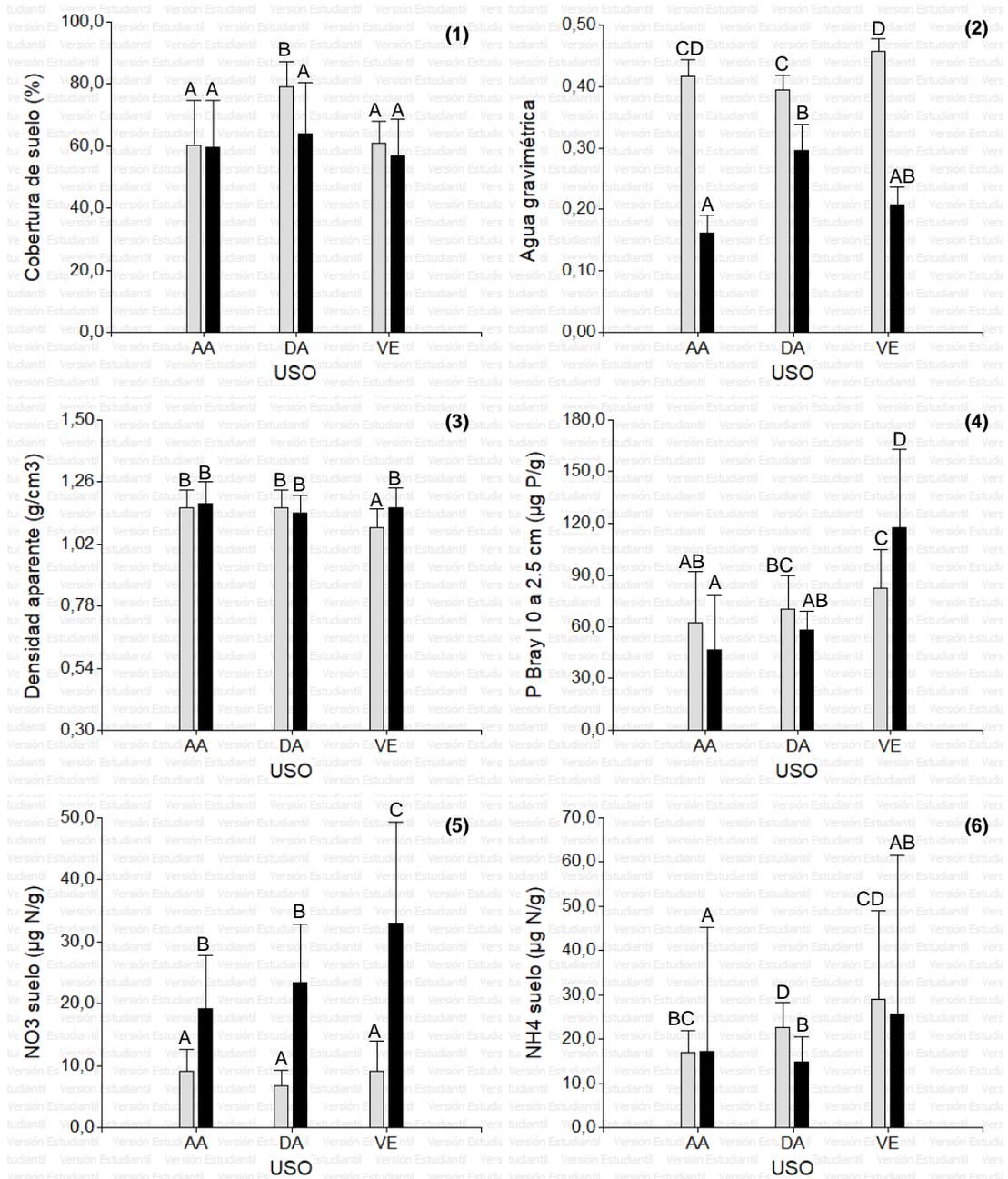


Figura 3. Cobertura de suelo, contenido de agua gravimétrica, densidad aparente, y concentraciones de P *Bray* I, nitrato (NO₃) y amonio (NH₄), según uso de suelo (AA, DA y VE) y estación del año (invierno: barras grises, verano: barras negras). Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0,05$).

3.5.2.3. Escurrimiento

El coeficiente de escurrimiento de las simulaciones de lluvia realizadas fue de $0,48 \pm 0,22$, con un mínimo de 0,08 y un máximo de 0,85. El análisis de varianza reportó un efecto significativo de la interacción entre uso y estación. La tendencia fue hacia un mayor escurrimiento en invierno para todos los usos, aunque solo fue significativa para AA y VE (fig. 4-1).

3.5.2.4. Concentración de nutrientes y sólidos suspendidos en agua.

La concentración media de sólidos en suspensión (SS) en el agua de escurrimiento fue de $1231 \pm 1066 \text{ mg l}^{-1}$ (mediana = 901 mg l^{-1}), con un mínimo de 152 mg l^{-1} y un máximo de 6657 mg l^{-1} . El análisis de varianza reportó un efecto significativo de los factores uso de suelo y la estación del año. La concentración media de SS observada en verano fue mayor a la de invierno; mientras que el uso AA tuvo una mayor concentración de SS que los usos DA y VE, los cuales no se diferenciaron entre ellos (fig. 4-2).

La media general de la concentración de fósforo total (PT) en el agua de escurrimiento fue de $1325 \pm 866 \text{ } \mu\text{g l}^{-1}$, entre un valor mínimo de $323 \text{ } \mu\text{g l}^{-1}$ y un máximo de $4400 \text{ } \mu\text{g l}^{-1}$. Las concentraciones de PT halladas en verano fueron significativamente mayores a invierno, independientemente del uso asociado. DA fue el uso que tuvo la menor concentración de PT en el agua de escurrimiento, mientras que AA y VE no se diferenciaron significativamente (fig. 4-3).

En cuanto al fósforo disuelto (PO_4) en el agua de escurrimiento, la concentración media hallada fue de $406 \pm 207 \text{ } \mu\text{g l}^{-1}$, con un valor mínimo de $77 \text{ } \mu\text{g l}^{-1}$ y un máximo de $1009 \text{ } \mu\text{g l}^{-1}$. El análisis de varianza evidenció diferencias significativas entre usos, pero en interacción con la estación del año. Los valores medios de concentración de PO_4 obtenidos fueron mayores en verano, aunque el efecto fue significativo para AA y VE. Las concentraciones halladas en invierno para cada uso no se diferenciaron entre sí (fig. 4-4)

La media general para concentración de nitrógeno total (NT) en el agua de escurrimiento fue de $3716 \pm 2323 \mu\text{g l}^{-1}$ (mediana = $2998 \mu\text{g l}^{-1}$), con un mínimo de $253 \mu\text{g l}^{-1}$ y un máximo de $10407 \mu\text{g l}^{-1}$. El análisis de varianza mostró un efecto significativo de la interacción de los factores uso por estación. La concentración media de cada uso fue mayor en verano; aunque esta diferencia fue significativa para AA y DA. Entre usos, no hubo diferencias en verano, mientras que en invierno DA tuvo una menor concentración que VE (fig. 4-5).

La concentración de nitrógeno disuelto (NID) tuvo una media general de $635 \pm 583 \mu\text{g l}^{-1}$ (mediana = $463 \mu\text{g l}^{-1}$), entre un mínimo de $40 \mu\text{g l}^{-1}$ y un máximo de $2984 \mu\text{g l}^{-1}$. El análisis de varianza mostró un efecto principal significativo de la estación del año. La concentración media de verano ($907 \mu\text{g l}^{-1}$) fue significativamente mayor a la de invierno ($363 \mu\text{g l}^{-1}$); mientras que no se detectaron diferencias significativas entre usos de suelo (fig. 4-6).

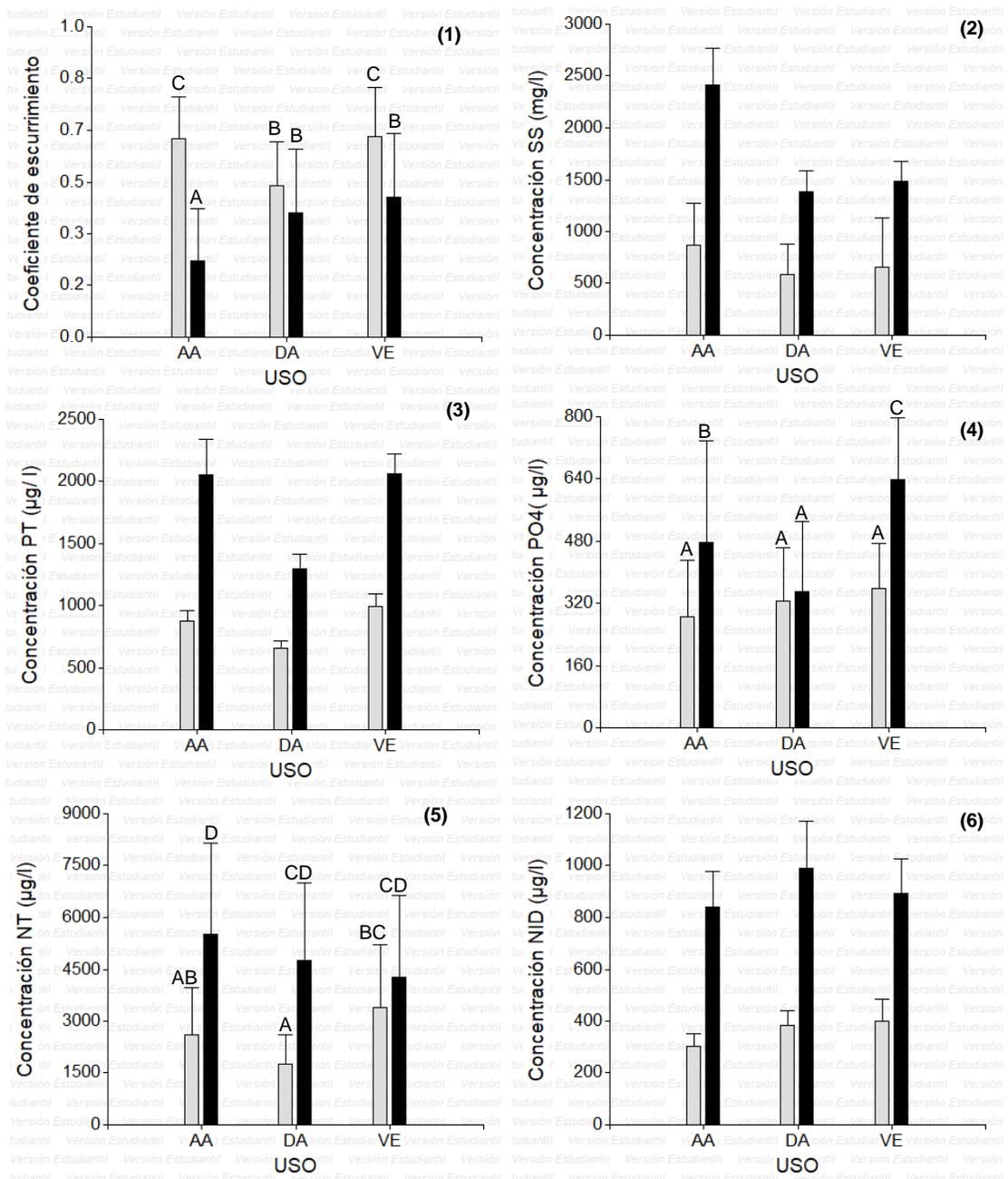


Figura 4. Coeficiente de escurrimiento; concentraciones de sólidos suspendidos (SS), fósforo total (PT), fósforo soluble (PO₄), nitrógeno total (NT) y nitrógeno disuelto (NID) en el agua de escurrimiento según uso de suelo (AA, DA y VE) y estación del año (invierno: barras grises, verano: barras negras). Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0,05$).

Tabla 5. Contenido medio \pm desvío estándar de cobertura de suelo, agua gravimétrica (θ), densidad aparente media (D_{ap}), P Bray I, nitrato en suelo (N-NO₃), amonio en suelo (N-NH₄), coeficiente de escurrimiento y variables en agua (SS, PT, PO₄, NT y NID), según uso del suelo y estación. * en los primeros 2,5 cm de suelo y ** de 0 a 5 cm de profundidad.

	INVIERNO			VERANO		
	AA	DA	VE	AA	DA	VE
Cobertura Suelo (%)	60,3 ($\pm 14,3$)	79,2 ($\pm 7,9$)	61,0 ($\pm 7,2$)	59,6 ($\pm 15,0$)	64,0 ($\pm 16,5$)	56,8 ($\pm 11,7$)
θ **	0,42 ($\pm 0,03$)	0,40 ($\pm 0,02$)	0,46 ($\pm 0,02$)	0,16 ($\pm 0,03$)	0,30 ($\pm 0,04$)	0,21 ($\pm 0,03$)
D_{ap} (g cm ⁻³) **	1,16 ($\pm 0,07$)	1,16 ($\pm 0,07$)	1,08 ($\pm 0,07$)	1,18 ($\pm 0,08$)	1,14 ($\pm 0,07$)	1,16 ($\pm 0,08$)
P Bray I ($\mu\text{g P g}^{-1}$) *	62,3 ($\pm 29,6$)	70,5 ($\pm 19,0$)	82,3 ($\pm 22,4$)	46,4 ($\pm 31,9$)	58,0 ($\pm 11,1$)	117,5 ($\pm 45,5$)
N-NO ₃ ($\mu\text{g N g}^{-1}$) *	9,0 ($\pm 3,7$)	6,8 ($\pm 2,5$)	9,0 ($\pm 5,0$)	19,3 ($\pm 8,6$)	23,4 ($\pm 9,5$)	32,9 ($\pm 16,4$)
N-NH ₄ ($\mu\text{g N g}^{-1}$) *	17,0 ($\pm 4,8$)	22,5 ($\pm 5,8$)	29,0 ($\pm 20,1$)	17,3 ($\pm 28,0$)	14,8 ($\pm 5,6$)	25,8 ($\pm 35,7$)
Coeficiente Escurrimiento	0,64 ($\pm 0,13$)	0,49 ($\pm 0,14$)	0,65 ($\pm 0,16$)	0,25 ($\pm 0,17$)	0,4 ($\pm 0,21$)	0,45 ($\pm 0,20$)
SS (mg l ⁻¹)	864 (± 407)	585 (± 298)	654 (± 474)	2411 (± 1616)	1388 (± 888)	1482 (± 869)
PT ($\mu\text{g l}^{-1}$)	876 (± 360)	661 (± 251)	997 (± 440)	2055 (± 1259)	1300 (± 518)	2063 (± 727)
PO ₄ ($\mu\text{g l}^{-1}$)	285 (± 145)	327 (± 137)	358 (± 114)	477 (± 260)	349 (± 180)	640 (± 158)
NT ($\mu\text{g l}^{-1}$)	2596 (± 1368)	1746 (± 873)	3403 (± 1813)	5512 (± 2645)	4752 (± 2243)	4284 (± 2346)
NID ($\mu\text{g l}^{-1}$)	304 (± 204)	385 (± 254)	399 (± 381)	840 (± 614)	990 (± 805)	893 (± 606)

3.5.3. Relaciones entre variables analizadas

El análisis de correlaciones mostró una relación positiva entre la concentración de nutrientes totales (PT y NT), tanto para invierno como verano; es decir que altas concentraciones de fósforo total (PT) en el agua de escurrimiento estuvieron asociados a altas concentraciones de nitrógeno total (NT). Lo mismo ocurrió entre la concentración de PO₄ en el agua y la concentración de P Bray I presente en el suelo a 2,5 cm de profundidad, aunque con una correlación mayor en verano. Por otro lado, se encontró una correlación negativa entre el porcentaje de suelo cubierto y la concentración de PT y NT en el agua de escurrimiento; la cual fue mayor en verano

respecto a invierno. Algunas correlaciones entre variables del agua de escorrentía y del suelo fueron significativas únicamente en una de las dos estaciones del año. En invierno se observó una relación negativa entre el porcentaje de cobertura con el porcentaje de escurrimiento y los sólidos suspendidos (SS), mientras que en verano hubo una relación positiva entre la concentración de fósforo *Bray I* en el suelo y la concentración de PT observada en el agua de escorrentía simulada. En la tabla 6 se muestran los coeficientes de correlación para cada par de variables.

Tabla 6. Coeficientes de correlación de Spearman (ρ) entre variables medidas en el experimento según la estación del año (ns: no significativo)

VARIABLES		INVIERNO		VERANO	
Variable 1	Variable 2	ρ	<i>p</i> -valor	ρ	<i>p</i> -valor
%Cob	%Esc	(-) 0,43	0,001	ns	ns
%Cob	SS (mg l ⁻¹)	(-) 0,28	0,03	ns	ns
%Cob	PT (μg l ⁻¹)	(-) 0,47	0,0002	(-) 0,30	0,02
%Cob	NT (μg l ⁻¹)	(-) 0,59	<0,0001	(-) 0,27	0,04
P <i>Bray I</i> (μg g ⁻¹)	PT (μg l ⁻¹)	ns	ns	0,53	<0,0001
P <i>Bray I</i> (μg g ⁻¹)	PO ₄ (μg l ⁻¹)	0,37	0,003	0,60	<0,0001
SS (mg l ⁻¹)	PT (μg l ⁻¹)	0,28	0,03	0,56	<0,0001
SS (mg l ⁻¹)	NT (μg l ⁻¹)	0,50	<0,0001	0,60	<0,0001
PT (μg l ⁻¹)	PO ₄ (μg l ⁻¹)	0,46	0,0002	0,81	<0,0001
NT (μg l ⁻¹)	PT (μg l ⁻¹)	0,55	<0,0001	0,66	<0,0001

3.5.4. Modelos explicativos del aporte de nutrientes

Se construyeron modelos de regresión para las tres variables medidas en el agua de escurrimiento: carga de fósforo total (kg PT ha⁻¹), carga de fósforo soluble (kg PO₄ ha⁻¹) y carga de nitrógeno total (kg NT ha⁻¹), ya que representan los aportes de nutrientes al agua más relevantes para la eutrofización.

Para fósforo total el modelo de regresión retuvo cinco variables significativas en el siguiente orden de importancia: escurrimiento, concentración de sólidos suspendidos, porcentaje de cobertura de suelo, P *Bray I* (0-2,5 cm) y

concentración de nitratos en el suelo; todos con coeficientes positivos a excepción de la cobertura de suelo que tuvo un coeficiente negativo. Este modelo fue capaz de explicar el 73% de la variabilidad observada en la carga de fósforo total. En el caso del fósforo soluble, el modelo con menor AIC presentó tres variables predictoras con coeficientes positivos; el escurrimiento fue el de mayor importancia, seguido del P *Bray I* y la suma de nitrato y amonio en suelo; en este caso el modelo explicó el 63% de la variabilidad observada. Para el nitrógeno total, el mejor modelo presentó un R^2 ajustado de 0,56. Seleccionó tres variables predictoras, el escurrimiento fue la de mayor importancia y concentración de SS con efecto positivo, y cobertura con efecto negativo. En la tabla 7 se presenta el resumen de los modelos obtenidos.

Tabla 7. Modelos de regresión lineal múltiple para fósforo total, fósforo soluble y nitrógeno total. Se indica el ajuste, las variables predictoras retenidas por el modelo con menor AIC junto a su importancia relativa, y coeficientes parciales de regresión. Todas las variables dependientes fueron transformadas con Log10. (**N suelo* = *NO₃ suelo* + *NH₄ suelo*)

Variable dependiente	R ²	Variables predictoras	Importancia relativa (%)	Coefficiente
FÓSFORO TOTAL (kg ha ⁻¹)	0,73	<i>Esc (mm)</i>	49%	0,05
		<i>SS (mg l⁻¹)</i>	20%	0,00013
		<i>Bray I (μg N g⁻¹)</i>	14%	0,002
		<i>Cobertura (%)</i>	9%	-0,0028
		<i>N suelo* (μg N g⁻¹)</i>	8%	0,004
FÓSFORO SOLUBLE (kg ha ⁻¹)	0,63	<i>Esc (mm)</i>	64%	0,05
		<i>Bray I (μg N g⁻¹)</i>	30%	0,0031
		<i>N suelo* (μg N g⁻¹)</i>	6%	0,0021
NITRÓGENO TOTAL (kg ha ⁻¹)	0,56	<i>Esc (mm)</i>	54%	0,05
		<i>SS (mg l⁻¹)</i>	24%	0,00012
		<i>Cobertura (%)</i>	22%	-0,01

3.5.5. Coeficientes de exportación estimados

En la tabla 8 se presentan los resultados de la estimación de coeficientes de exportación anuales para los nutrientes analizados en el trabajo. Los valores se muestran según el uso de suelo y la metodología utilizada para la estimación. El método 1, con sus tres variantes (1a, 1b y 1c), corresponde a diferentes valores de escurrimiento anual utilizados. El método 2a y 2b corresponde a la estimación a través del número de eventos de precipitación (del año 2017) mayores a 12,7 mm y 30 mm, respectivamente.

Tabla 8. Coeficiente de exportación anual por hectárea ($\text{kg ha}^{-1} \text{año}^{-1}$) para fósforo total (PT), fósforo soluble (PO_4), nitrógeno total (NT) y nitrógeno disuelto (NID), según uso de suelo y método de estimación utilizado. *1: método que utiliza escurrimiento anual (1a: 268mm, 1b: 321mm, 1c: 477mm); 2: método que utiliza número de eventos durante 2017 (2a: 23 eventos mayores a 12,7 mm; 2b: 15 eventos mayores a 30 mm).

USO	Método*	PT	PO_4	NT	NID
AA	1a	$3,93 \pm 2,93$	$1,02 \pm 0,62$	$10,86 \pm 6,83$	$1,53 \pm 1,41$
AA	1b	$4,70 \pm 3,50$	$1,22 \pm 0,74$	$13,01 \pm 8,18$	$1,84 \pm 1,69$
AA	1c	$6,99 \pm 5,21$	$1,82 \pm 1,09$	$19,34 \pm 12,16$	$2,73 \pm 2,51$
AA	2a	$2,05 \pm 1,46$	$0,57 \pm 0,43$	$5,67 \pm 3,96$	$0,72 \pm 0,55$
AA	2b	$1,33 \pm 0,95$	$0,37 \pm 0,28$	$3,70 \pm 2,58$	$0,47 \pm 0,36$
DA	1a	$2,63 \pm 1,38$	$0,91 \pm 0,42$	$8,71 \pm 6,08$	$1,84 \pm 1,78$
DA	1b	$3,15 \pm 1,66$	$1,08 \pm 0,51$	$10,43 \pm 7,28$	$2,21 \pm 2,13$
DA	1c	$4,68 \pm 2,46$	$1,61 \pm 0,76$	$15,50 \pm 10,81$	$3,28 \pm 3,17$
DA	2a	$1,59 \pm 1,08$	$0,52 \pm 0,29$	$5,11 \pm 3,92$	$1,01 \pm 0,83$
DA	2b	$1,04 \pm 0,71$	$0,34 \pm 0,19$	$3,33 \pm 2,56$	$0,66 \pm 0,54$
VE	1a	$4,10 \pm 2,15$	$1,34 \pm 0,53$	$10,30 \pm 5,67$	$1,73 \pm 1,50$
VE	1b	$4,91 \pm 2,57$	$1,60 \pm 0,63$	$12,34 \pm 6,80$	$2,07 \pm 1,79$
VE	1c	$7,30 \pm 3,83$	$2,38 \pm 0,94$	$18,34 \pm 10,10$	$3,08 \pm 2,66$
VE	2a	$3,29 \pm 2,33$	$1,08 \pm 0,58$	$8,30 \pm 5,89$	$1,39 \pm 1,42$
VE	2b	$2,14 \pm 1,52$	$0,71 \pm 0,38$	$5,41 \pm 3,84$	$0,91 \pm 0,93$

La media general de la carga anual estimada de PT, según los cinco métodos utilizados, alcanzó un valor de $3,59 \pm 3,12 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$. Las cargas medias más bajas se observaron en DA, con un valor promedio de $2,61 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, mientras que la carga media para AA y VE fue de $3,80$ y $4,35 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, respectivamente. Para la exportación anual de fósforo soluble, la media general de los cinco métodos fue de $1,11 \pm 0,82 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$. El uso VE fue el que presentó un mayor valor medio ($1,42 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$), seguido de AA con $1,00 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ y DA con $0,89 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$.

La media de los cinco métodos para la carga media anual de NT y NID fue de $10,02 \pm 8,49 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ y $1,70 \pm 1,92 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ respectivamente. Los usos AA y VE tuvieron una carga media de NT similar, con valores iguales a $10,52$ y $10,94 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, respectivamente. DA fue el uso de suelo con menor carga media de NT ($8,61 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$). Respecto a NID, La exportación media anual fue menor para AA ($1,46 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$), mientras que para DA y VE fueron similares ($1,80$ y $1,84 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ respectivamente.).

En la figura 5 se muestran los gráficos con el valor medio de los coeficientes de exportación anual según uso del suelo y el método utilizado para la estimación.

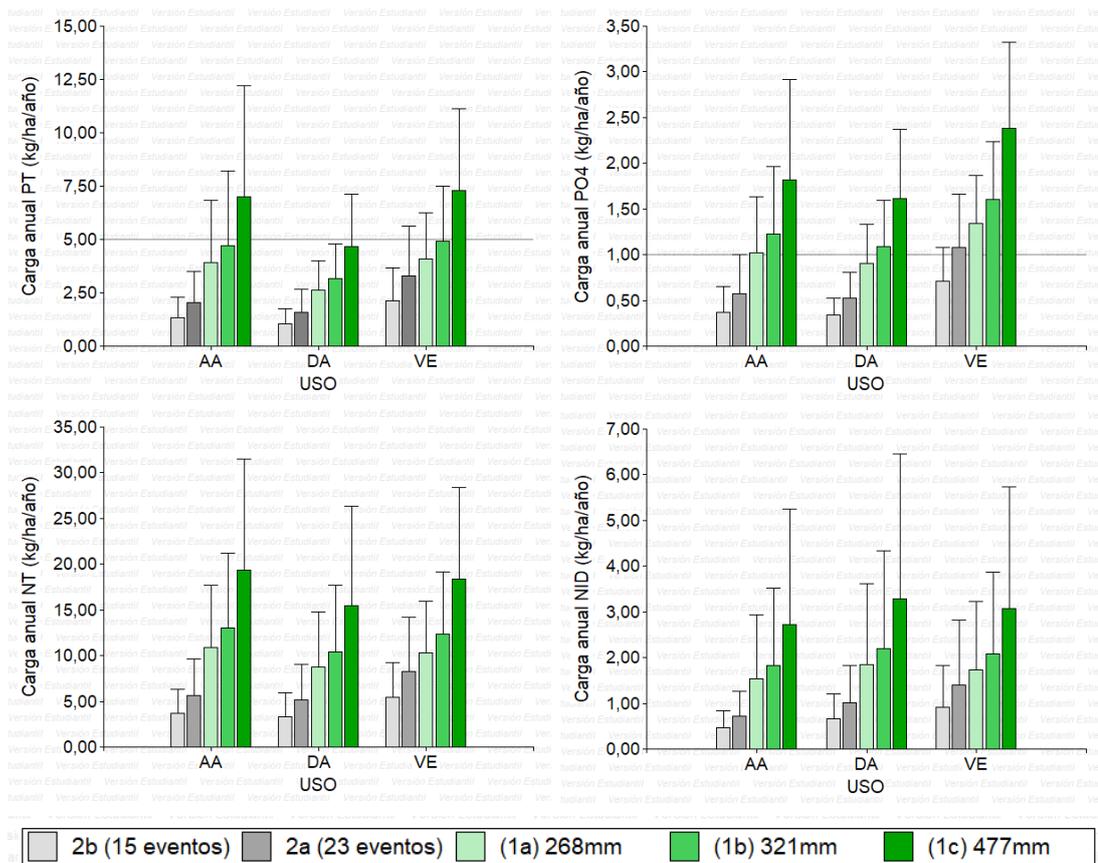


Figura 5. Carga de nutrientes anualizada por unidad de superficie ($\text{kg ha}^{-1} \text{año}^{-1}$), según uso de suelo y método de estimación. a) fósforo total (PT). b) fósforo soluble (PO_4). c) nitrógeno total (NT). d) nitrógeno disuelto (NID).

3.6. DISCUSIÓN

El contenido medio de P *Bray* observado en los primeros 15 cm de suelo estuvo por debajo del valor crítico de 31 ppm establecido por MVOTMA (2013); requerimiento de fósforo como límite máximo, por encima del cual no existe respuesta a la fertilización de fósforo (DEFRA, 2010). Sin embargo, ese valor medio estuvo por encima del nivel crítico establecido para la alfalfa (igual a 25 ppm según Ayala, et al., 2008), especie que presenta el mayor requerimiento de fósforo dentro de las pasturas evaluadas.

Los sitios muestreados mostraron una elevada estratificación de fósforo en los primeros 2,5 cm de suelo. El valor de P *Bray* observado en los primeros 2,5 cm de profundidad fue, en promedio, casi tres veces mayor ($\text{FE} = 3,1$)

que la concentración de fósforo a una profundidad de 0 a 15 cm. Este valor fue similar al factor de estratificación promedio ($FE = 3,8$) observado en 32 sitios bajo producción lechera dentro de la cuenca del Río Santa Lucía (Perdomo, et al., 2015); situación asociada a la aplicación del fertilizante fosfatado superficialmente y sin incorporar al suelo, típico de sistemas de siembra directa (Bordoli, et al., 2004; Suñer, et al., 2007; Baker, et al., 2017).

La carga animal, en los niveles manejados en el experimento, no tuvo un efecto significativo sobre la concentración de nutrientes y sólidos suspendidos en el agua de escurrimiento. Este resultado coincide con resultados obtenidos en otros trabajos (Capece, et al., 2007; Salazar, et al., 2011; Doody, et al., 2014), en los cuales tampoco se observó un efecto de la carga animal sobre esas variables. Esta falta de efecto puede ser atribuido a distintos factores. Por un lado, las pasturas evaluadas en este trabajo se manejaron con el criterio de siempre dejar un remanente mínimo de vegetación post pastoreo del potrero. Por lo tanto, una mayor carga animal promedio en el sistema pudo haber implicado no una mayor intensidad de pastoreo en la parcela, sino que sólo haber afectado el tiempo de alimentación de los animales en cada potrero. Por otro lado, el efecto de la carga animal fue solamente evaluado sobre la pérdida difusa de nutrientes, pero sí podría haber un efecto sobre la pérdida puntual en la sala de ordeño nutrientes, que sería necesario evaluar.

El efecto significativo, que provocó un mayor valor medio de la densidad aparente con la carga animal de 2,0, puede estar explicado por la mayor compactación que genera el aumento del pisoteo debido al mayor número de animales por unidad de superficie. Este efecto ya fue reportado por Van Haveren (1983) para suelos de textura fina, y en varios trabajos revisados por Abdalla, et al. (2018) sobre el efecto de la intensidad de pastoreo en pastizales del mundo. Sin embargo, en nuestro experimento, la mayor compactación no se asoció a un mayor coeficiente de escurrimiento. Esto

podría ser una de las causas por la cual la carga no haya tenido un efecto sobre la concentración de nutrientes observada.

El uso de suelo tuvo un efecto significativo en todas las variables medidas, mientras que la estación del año no tuvo un efecto significativo en cuatro de las variables medidas (D_{ap} , P_{Bray} 0 a 2,5 cm, NT y NID en agua de escurrimiento). Sin embargo, salvo en tres casos (SS, PT y NID en agua), la interacción de esos factores fue significativa, lo que indica que el efecto del uso en sí mismo no es independiente del efecto de la estación del año, por lo que es difícil concluir sobre sus efectos principales, indicando que ambos factores influyen.

El muestreo de verano se realizó en un contexto climático con acumulados de precipitaciones por debajo de lo normal para la zona, por lo que el suelo se encontraba con bajo contenido de humedad. Esto se reflejó en la diferencia en el contenido de agua gravimétrica del suelo entre las estaciones, con una media de 42% y 22% en invierno y verano respectivamente. La condición de baja humedad en verano provocó la formación de grietas en el suelo, las cuales fueron difíciles de eliminar con la humectación de la parcela, necesaria para alcanzar la capacidad de campo. Este fenómeno pudo haber favorecido la infiltración de agua, generándose menos escurrimiento; lo que se visualizó claramente a nivel de los usos AA y VE. Sin embargo, para DA no hubo diferencias significativas del escurrimiento entre estaciones; esto coincide con que DA fue el uso con menores diferencias entre el contenido de humedad de suelo de invierno y verano.

En contraposición al invierno, el porcentaje de cobertura de suelo en verano no varió significativamente con el uso, a excepción de una menor superficie de suelo cubierto en DA, lo que pudo estar explicado por la condición de baja humedad de suelo que ocurrió durante el verano. Esto puede haber

provocado una disminución en el número de plantas, dado por una menor tolerancia a la sequía de ese uso en comparación con VE de verano y AA.

En cuanto al contenido de nutrientes en el suelo, en VE de verano se encontró un mayor contenido de fósforo *Bray I* en los primeros 2,5 cm de suelo; mientras que para AA y DA no hubo diferencias entre estación. Esto pudo estar afectado por la mayor dosis de fósforo que recibió VE en verano en la fertilización. Además, el efecto del período seco en el verano puede haber favorecido la acumulación de nitratos en suelo explicando su mayor concentración en suelo en el muestreo de dicha estación. Esa acumulación podría estar explicada por una mayor tasa de mineralización, menor crecimiento y absorción de N por plantas, así como por una menor lixiviación de nitrato (Mallarino y Wedin, 1990). Por el contrario, la concentración de amonio sufrió el efecto inverso al nitrato, observándose mayores valores durante el invierno.

A pesar de que la cobertura de suelo no presentó diferencias marcadas entre estación y uso, una mayor cobertura de suelo estuvo correlacionada con menores concentraciones de nutrientes totales en el agua de escurrimiento. Una de las causas puede encontrarse en la correlación negativa que también se encontró entre la cobertura de suelo con el coeficiente de escurrimiento y los sólidos suspendidos, aunque sólo fueron significativas en el invierno. Esto resalta la importancia de mantener el suelo cubierto para disminuir las pérdidas de nutrientes por escurrimiento. En este sentido Hart y Cornish (2012) encontraron la misma relación y recomiendan una cobertura de suelo mayor al 90% como el primer paso para reducir las pérdidas de fósforo desde sitios con pasturas.

Valores más altos de concentración de fósforo disponible (*Bray I*) en los primeros 2,5 cm de profundidad de suelo estuvieron asociados con mayores concentraciones de fósforo disuelto en el agua de escurrimiento. Sharpley, et al. (1996) encontraron la misma tendencia para pasturas de festuca en

cuencas de Arkansas, Oklahoma y Nueva Zelanda. Asimismo, Cornish, et al. (2002), también reportó una relación similar utilizando simulaciones de lluvia en pasturas asociadas a la producción lechera en Australia.

La regresión lineal múltiple mostró que el escurrimiento y la concentración de sólidos suspendidos fueron las variables que más influyeron en la carga de nutrientes totales (PT y NT) en el agua de escurrimiento. La concentración de fósforo de suelo fue incluida en la ecuación de regresión tanto para carga de fósforo total como de fósforo soluble, siendo más importante en ésta última variable. Al igual que las correlaciones presentadas, la regresión mostró la importancia de la cobertura sobre la carga de nutrientes totales encontradas en el agua.

En cuatro de los métodos utilizados (1a, 1b, 2a y 2b), los coeficientes de exportación estimados para PT estuvieron por debajo del valor de referencia de $5 \text{ kg PT ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ (fig. 5a). Este es un umbral que se definió en los estados de Iowa y Wisconsin en EE. UU. (Mallarino, et al., 2002 y Good, et al., 2010 citado por Perdomo, et al., 2015), por encima del cual se generarían impactos altos en la calidad del agua. El método 1c, con un escurrimiento estimado mayor, mostró valores medios por encima de este umbral para los usos AA y VE.

Por otra parte, a excepción de la carga estimada para VE por el método 2b, las cargas anuales de fósforo soluble estimadas por el método 2 estuvieron por debajo del valor de referencia de $1 \text{ kg PO}_4 \text{ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ que se muestra en la figura 5b. Este valor se considera el umbral aceptable sugerido por Smith, et al. (2015) citado por Perdomo, et al. (2015). Sin embargo, todos los valores estimados por el método 1 estuvieron por encima de ese umbral, a excepción de la estimación por método 1a para DA.

Existen valores nacionales para carga anual de fósforo total y soluble, obtenidos mediante parcelas de escurrimiento y lluvia natural, que son similares a los estimados en este trabajo (tabla 8). Si consideramos los

valores estimados por el método 2b para DA, vemos que se encuentran en el mismo orden de magnitud que los reportados por Lescano, et al. (2017), tanto para PT como PO_4 . También son similares las estimaciones del método 2b al rango hallado por Piñeiro y Perdomo (2019) entre pasturas sembradas plurianuales (PSP) sin fertilizar y fertilizadas. Sin embargo, por el método 1, los coeficientes estimados para PT estuvieron en general por encima de las estimaciones con parcelas y lluvia natural.

Las pérdidas anuales de fósforo soluble halladas por Barreto, et al. (2014) para agricultura en rotación con PSP bajo siembra directa (SD) y obtenidas bajo lluvia natural, fueron de $1,27 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ y $4,48 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ en parcelas sin fertilizar y fertilizadas respectivamente (tabla 9). Este último valor es mayor a los encontrados por el presente trabajo, aunque fue obtenido con fertilizaciones fosfatadas mayores. El valor sin fertilizar se acerca más a los valores estimados para el uso VE.

Respecto a NT, el valor reportado por Lescano, et al. (2017) fue mayor a cualquiera de los valores medios estimados para los tres usos y los cuatro métodos, aunque es similar al límite superior de la media general ($19,89 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) de nuestros datos. Sin embargo, el valor de NID reportado por esos autores fue similar al estimado por el método 1a para los tres usos. Hasta ahora, los únicos reportes nacionales sobre exportación de N son los presentados por Lescano, et al. (2017) y esta tesis. Esto muestra la necesidad de seguir generando mediciones nacionales, para ambos nutrientes para establecer patrones más confiables para nuestro país.

Tabla 9. Cargas anuales ($\text{kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) de nutrientes reportadas en otros trabajos nacionales. *sin fertilización fosfatada. ** con fertilización de $87,3 \text{ kg P ha}^{-1}$. PSP: pastura sembrada plurianual. AC: agricultura continua. RP: agricultura en rotación con PSP. SD: siembra directa. LC: laboreo convencional

USO	Método	PT	PO ₄	NT	NID
PSP	Lescano, et al. (2017)	1,20	0,50	20	1,90
PSP	Piñeiro y Perdomo (2019)	1,53* – 3,19**	0,83* – 2,40**	-	-
AC-SD	Barreto, et al. (2014)	-	1,14*	-	-
RP-SD	Barreto, et al. (2014)	-	1,27* – 4,48**	-	-
RP-LC	Barreto, et al. (2014)	-	0,47* – 1,97**	-	-

3.7. CONCLUSIÓN

El aumento de la carga animal, en los niveles evaluados en este trabajo, no tuvo efecto sobre la contaminación difusa de aguas superficiales, ya que no hubo diferencias en la concentración de nutrientes observada en el agua de escurrimiento. La fertilización mostró un efecto sobre la exportación de fósforo, así como el mayor nivel de P en el suelo superficial. A pesar de que hay un efecto del tipo de uso del suelo sobre esa concentración, existen factores climáticos y de manejo que afectan la exportación de nutrientes. Manejos que favorezcan una mayor proporción de suelo cubierto disminuirían las pérdidas de nitrógeno y fósforo total con el agua de escurrimiento, las que mostraron ser mayores en verano que en invierno en este trabajo. Por otro lado, la simulación de lluvia de alta intensidad es una herramienta por seguir evaluando para generar mayor cantidad de datos de pérdida de nutrientes con el agua de escurrimiento, que aporten a la estimación de coeficientes de exportación anuales específicos en cultivos forrajeros.

3.8. BIBLIOGRAFÍA

Abdalla, M., Hastings, A., Chadwick, D. R., Jones, D. L., Evans, C. D., Jones, M. B., Rees R. M. y Smith, P., 2018. Critical review of the impacts of grazing intensity on soil organic carbon storage and other soil quality indicators in extensively managed grasslands. En: *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 253, pp.62-81.

Akaike, H., 1974. A new look at the statistical model identification. En: *IEEE Transactions on Automatic Control*, 19, pp.716–723.

Alonso, J., Quintans, F., Taks, J., Conde, D., Chalar, G., Bonilla, S., Arocena, R., Haakonsson, S., Aubriot, L., Goyenola, G., Muniz, P., Marrero, A., Hutton, M., Venturini, N., Pita, AL., Iglesias, K., Rios, M., Zaldúa, N., Teixeira de Mello, F., Soutullo, A., Eguren, G., Victoria, M., López Tort, F., Maya, L., Castells, M., Benitez, M. J., Lizasoain, A., Bertoni, E., Bortagaray, V., Salvo, M., Colina, R., Azuriz, K., Casagnet, N., Evia, V., Fernández, A., Lagos, X., Marrero, L., Milans, F., Piaggio, M., Rezzano, N., López, J., Roríguez, L., Garat, S., Pintos, M., Irburo, A., Brena, B., Méndez, H., 2019. Water Quality in Uruguay: current status and challenges. En: Roldán G, Tundisi J, Jiménez B, Vammen K, Vaux H, González E, Doria M. (Eds.). *Water quality in the Americas*. México: Inter-American network of Academies of Sciences (IANAS-IAP), pp.592–631.

Altamirano, A., Da Silva, H., Durán, A., Echeverría, A., Panario, D. y Puentes, R., 1976. *Carta de Reconocimiento de Suelos del Uruguay: Clasificación de Suelos*. Montevideo: Ministerio de Ganadería Agricultura y Pesca.

American Public Health Association (APHA). (1985). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 16. Washington: APHA.

- Arocena, R., Chalar, G., Perdomo, C., Fabián, D., Pacheco, J. P., González, M., Olivero, V., Silva, M. García, P. y Etchebarne, V., 2013. Impacto de la producción lechera en la calidad de los cuerpos de agua. En: *Augm Domus*, 5(1), pp.42–63.
- Aubriot, L., Delbene, L., Haakonsson, S., Somma, A., Hirsch, F. y Bonilla, S., 2017. Evolución de la eutrofización en el Río Santa Lucía: influencia de la intensificación productiva y perspectivas. En: *Innotec*, (14), pp.7-16.
- Ayala, W., Bermúdez, R., Carámbula, M., Morón, A. y Bermúdez, R., 2008. *Seminario de actualización técnica: fertilización fosfatada de pasturas en la Región Este*. Montevideo: INIA. Serie Técnica 172. ISBN: 978-9974-38-253-4.
- Baker, DB., Johnson, LT., Confesor, RB. y Crumrine, JP., 2017. Vertical stratification of soil phosphorus as a concern for dissolved phosphorus runoff in the Lake Erie basin. En: *Journal of Environmental Quality*, 46(6), pp.1287-1295.
- Barreto, P., Dogliotti, S. y Perdomo, C., 2017. Surface Water Quality of Intensive Farming Areas Within the Santa Lucia River Basin of Uruguay. En: *Air, Soil and Water Research*, 10, pp.1-8.
- Barreto P., Ernst O., Bidegain Pérez M. y Perdomo C., 2014. Cuantificación de las pérdidas de fósforo por escorrentía en diferentes rotaciones de suelos de Uruguay. En: *I Congreso Uruguayo de Suelos y VI Encuentro de la SUCS*. Colonia del Sacramento, Uruguay (6-8 de agosto de 2014). Montevideo: SUCS. ISBN 978-9974-99-587-1.
- Barreto, P., 2008. *Efectos iniciales de la aforestación sobre la calidad del agua de escurrimiento en una cuenca del río Tacuarembó*. Montevideo: Facultad de Agronomía – Udelar. (Tesis de Máster en Ciencias Agrarias).

- Blake, GR. y Hartge, KH., 1986. Bulk Density. En: A Klute, A., ed. *Methods of soil analysis: Part 1. Physical and Mineralogical Methods*. 2. Madison, Wisconsin: American Society of Agronomy and Academic Press, pp.363-375.
- Bonilla, S., Haakonsson, S., Somma, A., Gravier, A., Britos, A., Vidal, L., De León, L., Brena, B., Pérez, M., Piccini, C., Martínez de la Escalera, G., Chalar, G., González-Piana, M., Martigani, F. y Aubriot, L., 2015. Cianobacterias y cianotoxinas en ecosistemas límnicos de Uruguay. En: *INNOTEC*, 10, pp.9-22.
- Bordoli, JM., Quinke, A. y Marchessi, A., 2004. Fertilización fosfatada de trigo en siembra directa. En: Actas en CD. *XIX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo*. Paraná, Argentina (22-25 de junio de 2004).
- Bray, RH. y Kurtz, LT., 1945. Determination of total, organic and available forms of phosphorus in soils. *Soil Science*, 59(1), pp.39-45.
- Buytaert, W. y Breuer, L. 2013. Water resources in South America: sources and supply, pollutants and perspectives. En: *Understanding Freshwater Quality Problems in a Changing World*. IAHS publications 359, pp.106-113.
- Capece, JC., Campbell, KL., Bohlen, PJ., Graetz, DA. y Portier, KM., 2007. Soil phosphorus, cattle stocking rates, and water quality in subtropical pastures in Florida, USA. En: *Rangeland Ecology & Management*, 60(1), pp.19-30.
- Carpenter, SR., 2008. Phosphorus control is critical to mitigating eutrophication. En: *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105(32), pp.11039-11040.
- Chalar, G., Garcia-Pesenti, P., Silva-Pablo, M., Perdomo, C., Olivero, V. y Arocena, R., 2017. Weighting the impacts to stream water quality in

- small basins devoted to forage crops, dairy and beef cow production. En: *Limnologica - Ecology and Management of Inland Waters*, 65, pp.76-84.
- Cho, KH., Kang, JH., Ki, SJ., Park, Y., Cha, SM. y Kim JH., 2009. Determination of the optimal parameters in regression models for the prediction of chlorophyll-a: A case study of the Yeongsan Reservoir, Korea. En: *Science of the Total Environment*, 407(8), pp.2536–2545. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.01.017>
- Cornish, PS., Hallissey, R. y Hollinger, E., 2002. Is a rainfall simulator useful for estimating phosphorus runoff from pastures—a question of scale-dependency?. En: *Australian Journal of Experimental Agriculture*, 42(7), pp.953-959.
- de Paula Filho, FJ., de Sá Sampaio, AD., Menezes, JMC., da Costa, CTF. y Santiago, MO., 2019. Land uses, Nitrogen and Phosphorus estimated fluxes in a Brazilian semi-arid watershed. En: *Journal of Arid Environments*, 163, pp.41-49.
- DEFRA (Department for Environment Food and Rural Affairs). 2010. *The fertiliser manual (RB209)*. 8. Norwich: The Stationery Office. ISBN 978-0-11-243286-9.
- Di Rienzo JA., Casanoves F., Balzarini MG., Gonzalez L., Tablada M. y Robledo CW., 2018. *InfoStat versión 2018*. Argentina: Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- Dodds, WK. y Smith, VH., 2016. Nitrogen, phosphorus, and eutrophication in streams. En: *Inland Waters*, 6(2), pp.155-164.
- Doody, DG., Ferris, CP. y Watson, CJ., 2014. Nutrient losses from two contrasting dairy cow grazing systems. En: *Biology and Environment: Proceedings of the Royal Irish Academy*, 114(2), pp.61-70.

- Dougherty, WJ., Fleming, NK., Cox, JW. y Chittleborough, DJ., 2004. Rainfall simulation underestimates runoff phosphorus concentrations from dairy pastures. En: *Proceedings of SuperSoil 2004 Conference*, pp.5-9.
- Durán, A., Califra, A., Molfino, JH. y Lynn, W., 2006. *Keys to Soil Taxonomy for Uruguay*. Washington: United States Department of Agriculture (USDA), Natural Resources Conservation Service.
- Durán, A. 1997. Clasificación hidrológica de los suelos del Uruguay. En: *Agrociencia*, 1(1), pp.15-29.
- Ferrari, D., Pozzolo O. y Ferrari, H., 2006. Desarrollo de software para estimación de cobertura vegetal. En: *VII Congreso latinoamericano y del caribe de Ingeniería agrícola y V Congreso Internacional de Ingeniería Agrícola*. Chillán, Chile (9-12 de mayo de 2006). Chillán: Facultad de Ingeniería Agrícola, Universidad de Concepción.
- Foley, JA., DeFries, R., Asner, GP., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, SR., Chapin, FS., Coe, MT., Daily, C., Gibbs, H.K., Helkowski, JH., Holloway, T., Howard, EA., Kucharik, CJ., Monfreda, C., Patz, JA., Prentice, IC., Ramankutty, N. y Snyder, PK., 2005. Global consequences of land use. En: *Science*, 309 (5734), pp.570–574.
- Genta, J., Failache, N., Alonso, J., Chao, R., Sordo, A. y Fernández, C., 2001. *Balances hídricos superficiales en cuencas del Uruguay*. Montevideo: Facultad de Ingeniería, Universidad de la República - Dirección Nacional de Hidrografía, Ministerio de Transporte y Obras Públicas, Uruguay y PHI-UNESCO
- Good, LW., Panuska, J. y Vadas, P., 2010. *Current calculations int the Wisconsin P Index*. [En línea]. Wisconsin: Collage of Agriculture and Life Science. [Consulta: 24 de marzo de 2019]. Disponible en: <https://wpindex.soils.wisc.edu/wp->

[content/uploads/sites/206/2011/10/PIndexdocumentforwebNov-182010final.pdf](#)

- Harmel, D., Potter, S., Casebolt, P., Reckhow, K., Green, C. y Haney, R., 2006. Compilation of measured nutrient load data for agricultural land uses in the United States 1. En: *Journal of the American Water Resources Association*, 42(5), pp.1163-1178.
- Hart, MR. y Cornish, PS., 2012. Available soil phosphorus, phosphorus buffering and soil cover determine most variation in phosphorus concentration in runoff from pastoral sites. En: *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 93(2), pp.227-244.
- Iserloh, T., Ries, J., Cerdà, A., Echeverría, M., Fister, W., Geisharpler, C., Kuhn, N., León, F., Peters, P. y Schindewolf, M., 2013. Comparative measurements with seven rainfall simulators on uniform bare fallow land. En: *Zeitschrift für Geomorphologie, Supplementary Issues*, 57(1), pp.11-26.
- Kamphorst, A., 1987. A small rainfall simulator for the determination of soil erodibility. En: *Netherlands Journal of Agricultural Science*. 35, pp.407-415.
- Koroleff, F., 1970. Direct determination of ammonia in natural water as indophenol-blue. En: *ICES. International Conference in the Exploration of the Sea. Information on techniques and methods for sea water analysis. C.M. 1969/ C9. Copenhagen: ICES. (Interlaboratory Reports 3)*. pp.19–22.
- Lescano, C., Ruibal, M., Barreto, P., Piñeiro, V., Loyoza, J. P., Perdomo, C. y Rodríguez-Gallego, L., 2017. Rol de los pastizales naturales en la retención de nutrientes provenientes de la agricultura. En: *INNOTEC*, 13 (13), pp.78–91.

- Lin, J.P., 2004. *Review of Published Export Coefficient and Event Mean Concentration (EMC) Data*. Vicksburg: Wetlands Regulatory Assistance Program ERDCTN-WRAP-04-3, U.S. Army Engineer Research Development Center.
- Lizarralde, C., Ciganda, V., Baethgen, W., Quincke, A. y Ambiental, S., 2016. Pérdida de Nutrientes en Agua de Escurrimiento en Sistemas de Rotaciones Contrastantes. Montevideo, Uruguay: INIA. En: *Revista INIA*, 46, pp.41-43.
- Lizarralde, C., Baethgen, W., Cadenazz, M., Capurro, C. y Sawchik, J., 2015. Phosphorus Runoff in a Non-fertilized Soybean Production System of SW Uruguay. En: *Agrociencia*, 19(3), pp.24.
- Mallarino, AP., Stewart, BM., Baker, JL., Downing, JD. y Sawyer, JE., 2002. Phosphorus indexing for cropland: Overview and basic concepts of the Iowa phosphorus index. En: *Journal of Soil and Water Conservation*, 57(6), pp.440-447.
- Mallarino, AP. y Wedin, WF., 1990. Seasonal distribution of topsoil ammonium and nitrate under legume-grass and grass swards. En: *Plant and Soil*, 124(1), pp.137-140.
- Manta, E., Cancela, H., Cristina, J. y García-Prechac, F., 2013. Informe sobre la calidad del agua en la cuenca del Río Santa Lucía: estado de situación y recomendaciones. [En línea]. Montevideo: Udelar. [Consulta: 10 de marzo de 2018]. Disponible en: <http://www.universidad.edu.uy/renderResource/index/resourceId/26286/siteId/1>
- Matson, PA., Parton, WJ., Power, AG. y Swift, MJ., 1997. Agricultural intensification and ecosystem properties. En: *Science*, 277(5325), pp.504-509.

- Mockus, V., 1972. Estimation of direct runoff from storm rainfall. En: *SCS National Engineering Handbook. Section 4. Hydrology. USDA, Washington, DC*, pp.10.1–10.24.
- Moss, B., 2010. *Ecology of fresh waters: a view for the twenty-first century*. 4^{ta} edición. Oxford: Wiley-Blackwell. ISBN: 978-1-4443-3474-6.
- Müller, R. y Widemann, O., 1955. Die bestimmung des nitrations in Wasser. En: *VonWasser*, 22, pp.247-271.
- Murphy, J. y Riley, JP., 1962. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. En: *Analytica Chimica Acta*, 27, pp.31-36.
- MVOTMA (Ministerio de Vivienda, Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente, URUGUAY), 2013. *Plan de acción para la protección de la calidad ambiental y la disponibilidad de las fuentes de agua potable en la cuenca del Santa Lucía*. [En línea]. Montevideo: MVOTMA. [Consulta: 5 de julio de 2019]. Disponible en: <https://mvotma.gub.uy/component/k2/item/10010182-plan-de-accion-para-la-proteccion-del-agua-en-la-cuenca-del-santa-lucia-junio-2015>.
- Pacheco, JP., Arocena, R., Chalar, G., García, P., González-Piana, M., Fabian, D., Olivero, V. y Silva, M., 2012. Evaluación del estado trófico de arroyos de la cuenca de Paso Severino (Florida, Uruguay) mediante la utilización del índice biótico TSI-BI. En: *Augmdomus*, 4, pp.80-91.
- Perdomo, C., Barreto, P. y Piñeiro, V., 2015. Pérdidas de fósforo desde suelos agrícolas hacia aguas superficiales: resultados preliminares para Uruguay y posibles medidas de manejo para mitigar riesgos. En: Ribeiro, A. y Barbazán, M., eds. *IV Simposio Nacional de Agricultura, Buscando el camino para la intensificación sostenible de la agricultura*.

Montevideo: Universidad de la República-Facultad de Agronomía.
pp.77-94.

Piñeiro, V. y Perdomo, C., 2019. Phosphorus runoff losses from two land uses in the Santa Lucia River Basin, Uruguay. En: *21 WCSS: Proceedings of the 21st World Congress of Soil Science*; 2018, August 12-17; Rio de Janeiro, Brazil [e-book]. Viçosa, MG: SBCS. p.125.

Rodríguez-Gallego, L., Achkar, M., Defeo, O., Vidal, L., Meerhoff, E. y Conde, D., 2017. Effects of land use changes on eutrophication indicators in five coastal lagoons of the Southwestern Atlantic Ocean. En: *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 188, pp.116-126.

Salazar, F., Alfaro, M., Ledgard, S., Iraira, S., Teuber, N. y Ramírez, L., 2011. Effect of the stocking rate and land slope on nitrogen losses to water on a grazed pasture of southern Chile. En: *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 11(2), pp.97-108.

Schlesinger, WH., Abrahams, AD., Parsons, AJ. y Wainwright, J., 1999. Nutrient losses in runoff from grassland and shrubland habitats in Southern New Mexico: I. Rainfall simulation experiments. En: *Biogeochemistry*, 45(1), pp.21-34.

Sharpley, A., Daniel, TC., Sims, JT. Y Pote, DH., 1996. Determining environmentally sound soil phosphorus levels. En: *Journal of Soil and Water Conservation*, 51(2), pp.160-166.

Shaw, RH., 1963. Estimation of soil moisture under corn. En: *Research Bulletin (Iowa Agriculture and Home Economics Experiment Station)*, 34(520), pp.968-980.

Smith DR., King, KW. Y Williams, MR., 2015. What is causing the harmful alga! blooms in Lake Erie?. En: *Journal of Soil and Water Conservation*, 70(2), pp.27A-29A.

- Smith, V.H., Tilman, G.D. y Nekola, J.C., 1999. Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. En: *Environmental Pollution*, 100(1-3), pp.179-196.
- Strickland, J.D. y Parsons, T.R., 1972. *A practical handbook of seawater analysis*. 2da edición. Ottawa: Fisheries Research Board of Canada.
- Suñer L., Galanti J., Varela P. y Rosell R., 2007. Estratificación de las formas de fósforo en Siembra Directa y su relación con la disponibilidad para los cultivos. En: Galantini, J.A., ed. *La siembra directa en los sistemas productivos del Sur y Sudoeste Bonaerense, Revista Técnica Especial*. AAPRESID, CIC, CERZOS y UNS. pp.28-31.
- Tilman, D., Cassman, K.G., Matson, P.A., Naylor, R. y Polasky, S., 2002. Agricultural sustainability and intensive production practices. En: *Nature*, 418(6898), pp.671-677.
- Vadas, P.A., Kleinman, P.J.A., Sharpley, A.N. y Turner, B.L., 2005. Relating soil phosphorus to dissolved phosphorus in runoff: a single extraction coefficient for water quality modeling. En: *Journal of Environmental Quality*, 34(2), pp.572-580.
- Valderrama, J.C., 1981. The simultaneous analysis of total N and P in natural waters. En: *Marine Chemistry*, 10, pp.109-122.
- Van Haveren, B.P., 1983. Soil bulk density as influenced by grazing intensity and soil type on a shortgrass prairie site. En: *Journal of Range Management*, pp.586-588.
- Withers, P.J.A., Hodgkinson, R.A., Rollett, A., Dyer, C., Dils, R., Collins, A.L., Bilsborrow, P.E., Bailey, G. y Sylvester-Bradley, R., 2017. Reducing soil phosphorus fertility bring potential long-term environmental gains: a UK analysis. En: *Environmental Research Letters*, 12(6), p.063001.

Young, WJ., Marston, FM. Y Davis, RJ., 1996. Nutrient exports and land use in Australian catchments. En: *Journal of Environmental Management*, 47(2), pp.165-183.

4. DISCUSIÓN GENERAL Y CONCLUSIONES

4.1. DISCUSIÓN GENERAL

El modelo propuesto en el capítulo dos añade un paso más en línea con la experiencia iniciada por Rodríguez-Gallego et al. (2012) y profundizada por Mauttone et al. (2018) y Rodríguez-Gallego et al. (2019) a nivel de Uruguay. En este caso, mostró que existe un potencial de reducción de la salida de fósforo total de la cuenca a partir de la planificación de los usos del suelo a nivel de cada productor que la compone. Esto fue posible con el desarrollo de un algoritmo de optimización basado en heurística y que tuvo en cuenta objetivos contrastantes: asegurar un nivel mínimo de productividad, y a la vez lograr minimizar la eventual exportación del nutriente hacia los cuerpos de agua superficiales.

Este modelo permite analizar posibles soluciones que tengan en cuenta compromisos entre productividad y riesgo de pérdida de nutrientes por agua de escurrimiento. Estas soluciones, a su vez, contienen información georreferenciada que permite generar mapas a partir de los cuales analizar la distribución de usos del suelo e identificar los sitios más críticos que afectan la calidad de agua superficial, dentro de un horizonte de planificación. Estos mapas son muy útiles para la gestión integrada de recursos hídricos (Míguez, 2015) y constituyen una herramienta para guiar decisiones a nivel de cuenca. El modelo permitiría a tomadores de decisión y planificadores del territorio integrar objetivos en conflicto al diseño de paisajes multifuncionales que compatibilicen la provisión de alimentos junto con el mantenimiento de la calidad de agua.

En la medida que el modelo incorpore un mayor número de factores espaciales, atributos y/o restricciones, se podrán resolver limitantes del modelo actual para mejorar la representatividad de esos escenarios, así como analizar posibles escenarios que generen nuevas medidas de manejo. No obstante, es ideal que tanto la información de entrada como de salida del

modelo sea intuitiva, en el sentido que promueva y guíe la discusión entre las partes interesadas desde el inicio del proceso de planificación (Rodríguez-Gallego et al., 2019).

El modelo desarrollado no pretende ser un sustituto de otros tipos de modelos biofísicos más complejos como el SWAT (Soil and Water Assessment Tool, Arnold et al., 1998), sino que podrían ser complementarios. Udías et al., (2016) mencionan que la combinación de métodos de optimización con modelos biofísicos ha mostrado potencial para la resolución de situaciones problema con objetivos de manejo opuestos.

Uno de los parámetros de entrada del modelo representa el potencial de pérdida anual de fósforo que sale con el agua de escurrimiento desde los diversos usos de suelo que componen la cuenca. Contar con información específica para cada uno de ellos a nivel nacional y sobre cómo varía con factores de manejo, es necesario para mejorar la calidad de la información de entrada del modelo y mejorar la representatividad de los resultados que brinda.

En el modelo se utilizaron coeficientes de exportación de fósforo asociados a cada uso del suelo; sin embargo, los resultados obtenidos en el trabajo presentado en el capítulo tres muestran que existen factores climáticos y de manejo que afectan la exportación de nutrientes más allá del tipo de pastura o cultivo. La proporción del suelo desnudo, magnitud del escurrimiento superficial y nivel de fósforo en el suelo son variables que tienen importancia en las pérdidas de nutrientes totales. La información generada en el trabajo pretende ser un aporte a la descripción de la relación entre esas variables, para la mejora de la valoración de las pérdidas de nutrientes incluidas en el modelo de optimización desarrollado en el capítulo dos.

La simulación de lluvia de alta intensidad mostró ser una alternativa que permite obtener datos de concentración de nutrientes en el agua de escurrimiento y evaluar los factores que la afectan. Dado que las

estimaciones de coeficientes de exportación anual de fósforo fueron similares, en orden de magnitud, a los observados utilizando lluvias naturales, el uso del este simulador es una metodología que podría generar información que aporte a la construcción de esos coeficientes. Sin embargo, es necesario realizar experimentos que evalúen el efecto de la intensidad y energía cinética de la lluvia generada para poder mejorar el ajuste con relación a las lluvias naturales que ocurren en Uruguay.

4.2. CONCLUSIONES

El uso de modelos de optimización de resolución heurística constituye una alternativa válida que permitió integrar objetivos contrapuestos y brindar soluciones de planificación de usos del suelo a nivel de cuenca. Esta información puede ser utilizada para generar distintos escenarios de uso del área productiva y ayudar a los planificadores y generadores de políticas públicas a diseñar estrategias de manejo a nivel de cuenca que permitan tener en cuenta no sólo objetivos de productividad económica sino también objetivos a nivel de conservación de la calidad de agua de los cuerpos de agua superficiales que la componen.

Generar datos nacionales sobre la pérdida de nutrientes con el agua de escurrimiento desde distintos usos del suelo y entender los factores que la afectan es esencial para aumentar la calidad de la información de entrada del modelo y mejora la representatividad de las soluciones que brinda. Dado su efectividad y eficiencia en uso del tiempo, el uso del simulador de lluvia es una alternativa para generar esa información y aportar en el conocimiento de los procesos involucrados.

5. BIBLIOGRAFÍA

Ackerman MN, Barboza N, Cortelezzi A. 2017. Caracterización socioeconómica de la actividad agropecuaria de la cuenca del río Santa Lucía. En: Souto G, Tambler A, Bervejillo J. (Eds.). Anuario 2017. Montevideo: Ministerio de Ganadería Agricultura y Pesca - OPYPA (Oficina de Programación Y Políticas Agropecuarias). 591-602.

Alonso J, Quintans F, Taks J, Conde D, Chalar G, Bonilla S, Arocena R, Haakonsson S, Aubriot L, Goyenola G, Muniz P, Marrero A, Hutton, M, Venturini N, Pita, AL, Iglesias, K, Rios M, Zaldúa N, Teixeira de Mello F, Soutullo A, Eguren G, Victoria M, López Tort F, Maya L, Castells M, Benitez M J, Lizasoain A, Bertoni E, Bortagaray V, Salvo M, Colina R, Azuriz K, Casagnet N, Evia V, Fernández A, Lagos X, Marrero L, Milans F, Piaggio M, Rezzano N, López J, Roríguez L, Garat S, Pintos M, Irburo A, Brena B, Méndez H. 2019. Water Quality in Uruguay: current status and challenges. En: Roldán G, Tundisi J, Jiménez B, Vammen K, Vaux H, González E, Doria M. (Eds.). Water quality in the Americas. México: Inter-American network of Academies of Sciences (IANAS-IAP). 592–631.

Arnold JG, Srinivasan R, Muttiah RS, Williams JR. 1998. Large area hydrologic modeling and assessment part I: model development 1. Journal of the American Water Resources Association. 34(1): 73-89.

Arocena R, Chalar G, Perdomo C, Fabián D, Pacheco JP, González M, Olivero V, Silva M, García P, Etchebarne V. 2013. Impacto de la producción lechera en la calidad de los cuerpos de agua. Augm Domus. 5(l):42-63.

Arocena R, Chalar G, Fabián D, De León L, Brugnoli E, Silva M, Rodó E, Machado I, Pacheco JP, Castiglioni R, Gabito L. 2008. Evaluación

ecológica de cursos de agua y biomonitoreo, Informe final. Montevideo: Ministerio de Vivienda, Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente y Universidad de la República-Facultad de Ciencias.

Barreto P, Dogliotti S, Perdomo C. 2017. Surface Water Quality of Intensive Farming Areas Within the Santa Lucia River Basin of Uruguay. *Air, Soil and Water Research*. 10: 1-8.

Bonilla S, Haakonsson S, Somma A, Gravier A, Britos A, Vidal L, De León L, Brena B, Pérez M, Piccino C, Martínez de la Escalera G, Chalar G, González-Piana M, Martigani F, Aubriot L. 2015. Cianobacterias y cianotoxinas en ecosistemas límnicos de Uruguay. *INNOTEC*. 10: 9-22.

Bonilla S, Meerhoff M. 2013. Informe "CASAS": Calidad de agua de sistemas acuáticos superficiales. Estado actual de la calidad del agua de sistemas acuáticos superficiales en Uruguay y recomendaciones, con énfasis en la cuenca del Río Santa Lucía. Montevideo: CURE-Facultad de Ciencias, Universidad de la República (Informe inédito).

Buytaert W, Breuer L. 2013. Water resources in South America: sources and supply, pollutants and perspectives. En: *Proceedings of H04, IAHS-IAPSO-IASPEI Assembly*. Gothenburg, Sweden. IAHS publications. 106-113.

Chalar G, García-Pesenti P, Silva-Pablo M, Perdomo C, Olivero V, Arocena R. 2017. Weighting the impacts to stream water quality in small basins devoted to forage crops, dairy and beef cow production. *Limnologica*. 65: 76-84.

Cornish PS, Hallissey R, Hollinger E. 2002. Is a rainfall simulator useful for estimating phosphorus runoff from pastures—a question of scale-dependency?. *Australian Journal of Experimental Agriculture*. 42(7): 953-959.

- Delgado S. 2017. Planes para la Producción Lechera Sostenible. Anuario OPYPA (Oficina de Programación Y Políticas Agropecuarias). Montevideo: MGAP. 291-296.
- de Paula Filho FJ, de Sá Sampaio AD, Menezes JMC, da Costa CTF, Santiago MO. 2019. Land uses, Nitrogen and Phosphorus estimated fluxes in a Brazilian semi-arid watershed. *Journal of Arid Environments*. 163: 41-49.
- Foley JA, DeFries R, Asner GP, Barford C, Bonan G, Carpenter SR, Chapin FS, Coe MT, Daily GC, Gibbs HK, Helkowski, JH, Holloway T, Howard, EA, Kucharik CJ, Monfreda C, Patz JA., Prentic IC, Ramankutt N, Snyder PK. 2005. Global consequences of land use. *Science* 309. (5734): 570–574.
- Fu B, Zhang L, Xu Z, Zhao Y, Wei Y, Skinner D. 2015. Ecosystem services in changing land use. *Journal of Soils and Sediments*. 15(4): 833-843.
- Goyenola G, Meerhoff M, Teixeira de Mello F, González-Bergonzoni I, Graeber D, Fosalba C, Vidal N, Mazzeo N, Ovesen NB, Jeppesen E, Kronvang B. 2015. Phosphorus dynamics in lowland streams as a response to climatic, hydrological and agricultural land use gradients. *Hydrology and Earth System Science Discussion*. 12: 3349-3390.
- Groot JC, Rossing WA, Jellema A, Stobbelaar DJ, Renting H, Van Ittersum MK. 2007. Exploring multi-scale trade-offs between nature conservation, agricultural profits and landscape quality—a methodology to support discussions on land-use perspectives. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 120(1): 58-69.
- INALE (Instituto Nacional de la Leche). 2015. Primeros resultados de la Encuesta Lechera INALE 2014. [En línea]:

<https://www.inale.org/historico/wp-content/uploads/2018/08/Primeros-resultados-de-la-encuesta-lechera-INALE-2014.pdf>

Manta E, Cancela H, Cristina J, García-Prechac F. 2013. Informe sobre la calidad del agua en la cuenca del Río Santa Lucía: estado de situación y recomendaciones. Montevideo: Udelar. 29 p.

Matson PA, Parton WJ, Power AG, Swift MJ. 1997. Agricultural intensification and ecosystem properties. *Science*. 277(5325): 504-509.

Mauttone A, Cairelli L, Paroli F, y Rodríguez-Gallego L. 2018. Metaheuristic approach to land use optimization balancing productivity and environmental protection. En: Latin-Iberoamerican Conference on Operations Research (19°, 2018, Lima, Perú). Proceedings. San Borja, Lima. Sociedad Peruana de Investigación Operativa (SOPIOS). 716-723.

Míguez D. 2015. Gestión integrada de recursos hídricos en Uruguay en el contexto internacional. *INNOTECH*. (10): 71-81.

Moss B. 2010. *Ecology of fresh waters: a view for the twenty-first century*, 4th ed. Chichester: Wiley-Blackwell. 470 p.

Nha DV. 2017. The Role of Land-Use Planning on Socioeconomic Development in Mai Chau District, Vietnam. En: Thanh, MV., Vien, TD., Leisz, SJ. y Shivakoti, GP. (Eds). *Redefining Diversity & Dynamics of Natural Resources Management in Asia*, Volume 2. Amsterdam: Elsevier. 87-111.

Rodríguez-Gallego L, Cabrera ABC, Kruk C, Nin M, Mauttone A. 2019. Establishing limits to agriculture and afforestation: A GIS based multi-objective approach to prevent algal blooms in a coastal lagoon. *Journal of Dynamics & Games*. 6(2): 159-178

- Rodríguez-Gallego L, Achkar M, Conde D. 2012. Land suitability assessment in the catchment area of four southwestern Atlantic Coastal Lagoons: multicriteria and optimization modeling. *Environmental Management*. 50(1): 140-152.
- Rong Q, Cai Y, Chen B, Yue W, Yin XA, Tan Q. 2017. An enhanced export coefficient-based optimization model for supporting agricultural nonpoint source pollution mitigation under uncertainty. *Science of the Total Environment*. 580: 1351-1362.
- Sharpley A, Daniel TC, Sims JT, Pote DH. 1996. Determining environmentally sound soil phosphorus levels. *Journal of Soil and Water Conservation*. 51(2): 160-166.
- Smith P. 2018. Managing the global land resource. *Proceedings of the Royal Society B. Biological Sciences*. 285(1874): 20172798.
- Steffen W, Persson Å, Deutsch L, Zalasiewicz J, Williams M, Richardson K, Molina M, Ramanathan V, Rockström J, Scheffer M, Schellnhuber HJ, Svedin U. 2011. The Anthropocene: From global change to planetary stewardship. *Ambio*. 40(7): 739-761.
- Steffen M, Inda H. (Eds). 2010. Bases técnicas para el manejo integrado de Laguna del Sauce y cuenca asociada. Montevideo: Universidad de la República y South American Institute for Resilience and Sustainability Studies (SARAS). 150 p
- Tilman D, Cassman KG, Matson PA, Naylor R, Polasky S. 2002. Agricultural sustainability and intensive production practices. *Nature*. 418(6898): 671-677.
- Young WJ, Marston FM, Davis RJ. 1996. Nutrient exports and land use in Australian catchments. *Journal of Environmental Management*. 47(2): 165-183.

Withers PJA, Hodgkinson RA, Rollett A, Dyer C, Dils R, Collins AL, Bilsborrow PE, Bailey G, Sylvester-Bradley R. 2017. Reducing soil phosphorus fertility bring potential long-term environmental gains: a UK analysis. *Environmental Research Letters* 12(6): 063001.