

Importancia de la vegetación herbácea en la provisión del servicio ecosistémico “prevención de la eutrofización” en un predio agrícola-ganadero, en la cuenca de la Laguna de Rocha

Lic. Mariana Ruibal

Orientadores: Dra. Lorena Rodríguez Gallego

Dr. Carlos Perdomo

Dr. Juan Pablo Lozoya

Maldonado

2018

CONTENIDOS

CONTENIDOS.....	1
AGRADECIMIENTOS.....	3
RESUMEN	4
1 INTRODUCCIÓN	6
Impacto de las actividades agropecuarias en la calidad del agua.....	6
Servicios Ecosistémicos	8
Prevención de la eutrofización.....	9
Análisis de riesgo y escenarios como herramientas para evaluar la pérdida de Servicios Ecosistémicos	9
El Manejo Costero Integrado como instrumento para la investigación y elaboración de recomendaciones.....	11
2 ANTECEDENTES	12
Caracterización del área de estudio.....	12
Aspectos normativos de la Laguna de Rocha, de suelos y aguas.....	12
Usos de la cuenca de la Laguna de Rocha	14
3 JUSTIFICACIÓN Y PROBLEMÁTICA	15
4 HIPÓTESIS Y PREDICCIONES	17
5 OBJETIVOS.....	18
Objetivo general.....	18
Objetivos específicos.....	19
6 METODOLOGÍA.....	19
Diseño e implementación de las parcelas de escorrentía.....	19
Escenarios de cambio en los usos del suelo y categorías de riesgo.....	25
a) Cálculo del PRS umbral aceptable para evitar el crecimiento de cianobacterias	26
b) Cálculo del PT exportado desde la cuenca a la Laguna de Rocha.....	26
c) Evaluación del riesgo de pérdida del SE de prevención de la eutrofización	27
d) Construcción de Escenarios	28
Visión de los productores de la cuenca de la Laguna de Rocha.....	30
CUESTIONARIO PROPUESTO: entrevista semi estructurada, comenzando con el relevo de los datos del productor y su actividad productiva.....	31
Viabilidad para la conservación de las zonas buffer	32
7 RESULTADOS	33
Análisis de la exportación y retención de nutrientes en parcelas de escorrentía	33
Biomasa en los tratamientos.....	34

Carga de sólidos en suspensión y nutrientes totales	35
Carga acumulada de SS y nutrientes totales.....	37
Carga de nutrientes disueltos	38
Carga acumulada de nutrientes disueltos.....	40
Visión de los productores de la cuenca de la Laguna de Rocha.....	42
Acerca de la función de las zonas buffers y características del área protegida.....	42
Acerca de la voluntad de mantener zonas buffer y cambiar tipos de manejo	43
Acerca de las perspectivas a futuro para la LR.....	43
Evaluación del Riesgo.....	45
ESCENARIO 1: Actualidad.	45
ESCENARIOS 2 y 3: Duplicación de la superficie de agricultura.	46
ESCENARIOS 4 y 5: Disminución de la superficie de agricultura a la mitad.	47
Análisis de las presiones y amenazas de las zonas buffer, para identificar medidas de manejo	50
8 DISCUSION.....	52
Estimación de la Escorrentía	52
Carga de Nutrientes exportada por los distintos usos del suelo y efectos de las zonas buffer	53
Evaluación del Riesgo para la determinación de escenarios productivos	55
PROPUESTA DE LINEAMIENTOS ESTRATÉGICOS PARA LA CONSERVACIÓN DE LA VEGETACIÓN HERBÁCEA	62
Innovación y desarrollo para fomentar el conocimiento de las zonas buffer y sus funciones.....	62
Apoyo a los productores en la reconversión de sus predios	63
Establecer normativas.....	63
Educación y valoración del SE	64
Monitoreo y control	64
10 CONSIDERACIONES FINALES.....	65
11 BIBLIOGRAFIA	66
ANEXOS	76
RESULTADOS DE LOS ANALISIS DE KRUSKAL WALLIS Y MANN WITHNEY.....	78
VALORES DE CARGA TOTALES Y DISUELTAS OBTENIDOS EN LAS PARCELAS DE ESCORRENTIA	82
TESIS UTILIZADAS COMO INSUMO METODOLOGICO PARA EL PRESENTE TRABAJO: resúmenes y principales resultados.....	85

AGRADECIMIENTOS

Quiero agradecer principalmente a mis tutores quienes generosa y pacientemente compartieron conmigo todo este largo viaje. A Lorena Rodríguez Gallego, debería dedicarle varias páginas para agradecer su compromiso y dedicación con este trabajo. Sin su apoyo y su guía, esta tesis no hubiera sido posible. Gracias también a su familia Pablo, Agustina y Manuelita, que me prestaron a la mamá por tanto tiempo (incluso en vacaciones!).

A Juan Pablo Lozoya, agradecer profundamente la paciencia y el esfuerzo para transmitirme sus conocimientos, haciendo que el trabajo fuera mucho más rico y desafiante.

A Carlos Perdomo agradecer su generosidad, disposición y colaboración para que todos los inventos que le propusimos pudieran ser integrables. Agradecer también por todos los recursos ofrecidos, desde conocimiento hasta personal de campo.

También un agradecimiento muy especial para Daniel Conde, referente para mí desde el inicio de la maestría y quien siempre supo guiarme cálidamente. Puntualmente agradezco su intervención para que este trabajo contara con el apoyo financiero de IDRC (International Development Research Centre) durante más de un año de trabajo.

Agradecer también a los amigos guardaparques Héctor Caymaris y Daniel Sosa, quienes trabajaron en la instalación de las parcelas de escorrentía durante largas jornadas, acompañando comprometidamente todo este proceso.

Agradecer también a todos los entrevistados, por su tiempo y colaboración para este trabajo. A pesar de que no pueda mencionar a cada uno de ellos por un acuerdo de confidencialidad, forman parte importantísima del aprendizaje de esta tesis.

A Vero Piñeiro, Patricia Barreto y Christina Bañobre quienes generosamente asistieron este trabajo, especialmente en el diseño experimental y análisis de laboratorio.

A Carolina Lescano por convertirse en una gran compañera y maestra para mí durante todo el proceso de campo y laboratorio.

A mi compañero de vida Andres Fernandez por el aguante incondicional en todo momento.

Agradezco a mis amigos, especialmente a Maida Leal por su apoyo, aliento y la hermosa caratula de este trabajo, a Susana Deus por sus enseñanzas estadísticas e insistir en que “R es algo sencillo”.

Finalmente agradecer a mi familia quienes me alentaron y brindaron apoyo durante el proceso.

RESUMEN

Durante las últimas décadas se han intensificado abruptamente las actividades agrícolas e industriales, atendiendo a las nuevas tendencias de desarrollo, determinando un deterioro de los ecosistemas a nivel global y de los servicios ecosistémicos asociados a ellos. Consecuentemente, muchas áreas se ven amenazadas por actividades humanas donde se explotan los recursos de manera poco sustentable.

La pérdida de la calidad de agua, representa una temática de gran importancia a nivel mundial, ya que es un insumo determinante para la vida humana. Principalmente la expansión de las actividades agrícolas, genera diversos impactos en las características físicas, químicas y biológicas de los sistemas acuáticos.

En Uruguay, las principales actividades productivas son la ganadería, agricultura y la forestación. La fertilización de los campos asociada a estas actividades, determina constantes aportes de nitrógeno y fósforo hacia aguas subterráneas o superficiales. El exceso de estos nutrientes desencadena procesos de eutrofización en los sistemas acuáticos y consecuentemente, el deterioro de la calidad de agua.

Específicamente la cobertura vegetal junto con la topografía, las precipitaciones, el tipo del suelo y el manejo productivo, son determinantes para la provisión del servicio de regulación: prevención de la eutrofización.

Esto conduce a la necesidad de disminuir o establecer medidas de manejo para los aportes de nutrientes desde las cuencas, no solo para prevenir la contaminación de fuentes de agua potable, sino también para evitar consecuencias en ecosistemas adyacentes, como la presencia de zonas muertas en la zona costera. Una de las acciones concretas que se proponen para lograrlo, es a través del mantenimiento de zonas buffer entre los cultivos y los cursos de agua. Las zonas buffer con vegetación pueden aumentar la provisión del servicio ecosistémico de prevención de la eutrofización, mediante procesos como la retención y asimilación de los nutrientes que llegan al agua desde los cultivos pendiente arriba.

En este trabajo se estimó el valor de provisión de este servicio ecosistémico, para la cobertura herbácea adyacente a un cultivo de pradera, en un predio de la cuenca de la Laguna de Rocha. Para esto se analizó una de las funciones ecosistémicas que aportan a dicho servicio: la retención de nutrientes por la vegetación. Con el fin de cuantificar los nutrientes aportados por escorrentía, se colocaron 12 parcelas de escorrentía en un campo agrícola-ganadero, de las cuales se colectaba agua para análisis químicos. Asimismo, se pretendía evidenciar cómo el manejo de la producción agrícola puede representar una amenaza para la prevención de la eutrofización, para lo que se simuló el efecto de pastoreo del ganado. También se realizaron muestreos de suelo y vegetación.

Posteriormente, en base al umbral de fosforo reactivo soluble aceptable para evitar el crecimiento de cianobacterias estimado para la laguna de Rocha, se proyectaron distintos escenarios de usos del suelo en la cuenca con diferentes aportes de fósforo al agua y con diferente grado de provisión del servicio ecosistémico de prevención de la eutrofización. Esto determinó tres categorías de riesgo vinculadas al desarrollo de cianobacterias, en función de los posibles cambios en el uso del suelo y la pérdida o disminución de dicho servicio. Para esto, se tomaron como insumo otras investigaciones y se relevó la opinión de seis productores de la cuenca de la Laguna de

Rocha, con respecto a tres ejes principales: información sobre las zonas buffer, su voluntad de mantenerlas o implementarlas y los cambios esperados en los usos del suelo para los próximos años.

A través del análisis de las parcelas de escorrentía, se estimó que la vegetación herbácea adyacente a un cultivo de pradera artificial, retiene 42% del PT, 47% del NT y 28% de los SS. Si bien se encontraron valores similares a otros estudios es conveniente seguir ajustando la metodología para lograr estimaciones más precisas. La proyección de escenarios estableció que en todos ellos la carga de P proveniente de la cuenca es alta, variando según la distribución y superficie de cada uso del suelo. En las entrevistas se determinó que la mayoría de los productores conocía someramente la función de las zonas buffer y en los casos donde se implementaban era por motivos distintos a la prevención de la eutrofización. Asimismo todos coincidieron que de aplicarse normas claras y eficientes se ampliaría el conocimiento de estas funciones ecosistémicas. Con respecto a las proyecciones a futuro existió acuerdo en que el uso de suelo predominante será el de ganadería.

Finalmente, se sugieren algunas medidas de manejo para evitar el deterioro en la calidad de agua de la Laguna de Rocha así como en la zona costera, potenciando la conservación de las zonas buffer. Entre éstas se describen posibles acciones referidas al manejo integrado de la cuenca, el cual es acorde a la visión y escala del Manejo Costero Integrado, la fiscalización eficiente de las normativas vigentes, la detección y monitoreo de zonas de la cuenca con mayor riesgo de exportación de fosforo, la disminución de los aportes y del transporte de fosforo, el aumento de la superficie de zonas buffer y la evaluación de incentivos económicos para prácticas sustentables.

1 INTRODUCCIÓN

Impacto de las actividades agropecuarias en la calidad del agua

Dado el gran aumento en superficie e intensificación de las actividades productivas en las últimas décadas a nivel mundial, cada vez son mayores las problemáticas asociadas a la erosión de suelos y el transporte de nutrientes hacia los cuerpos de agua (Sharpley et al., 1999; Carpenter et al., 2011). Esto determina muchas veces la pérdida o disminución de bienes o servicios que los ecosistemas proveen, como por ejemplo la prevención de la eutrofización (Sharpley et al., 1999; Patoine & Simoneau, 2002; Carpenter et al., 2011).

La pérdida de la calidad del agua representa una temática de gran importancia a nivel mundial, ya que esta es un insumo determinante para la vida humana. Considerando que de la totalidad del agua disponible en nuestro planeta sólo el 3% es agua dulce, y de este porcentaje sólo 0.014% está disponible para el uso humano, se hace necesario enfocar esfuerzos para mitigar o reducir el deterioro de los ecosistemas acuáticos propiciando la conservación de los servicios asociados a este recurso (Erol & Randhir, 2013).

Es debido a la expansión de las actividades productivas que se generan impactos en las características físicas, químicas y biológicas de los sistemas acuáticos (Carpenter et al., 2011). A partir del siglo XX, varios cursos de agua dulce y suelos comenzaron a verse afectados por la influencia de actividades agro-industriales desarrolladas en sus cuencas (Carpenter et al., 1998; Coote & Gregorich, 2000; Benett et al., 2001). La fertilización de los campos y el manejo de predios para la producción agropecuaria, genera constantes aportes de nitrógeno y fósforo (N y P, respectivamente) por escorrentía hacia aguas subterráneas o superficiales. Estos aportes se asocian directamente a procesos de eutrofización (Sharpley et al., 2003; Carpenter, 2005), es decir el exceso de nutrientes aportados por la fertilización puede desencadenar un aumento de la productividad del sistema acuático. A mediano plazo, este aumento puede generar un desarrollo excesivo de plantas sumergidas, así como floraciones de microalgas potencialmente tóxicas (Huisman et al., 2005) y estados anóxicos, lo que puede determinar la disminución de la biodiversidad (Carpenter, 2005). Además, el manejo agropecuario utiliza otros insumos como pesticidas, que también pueden alcanzar los cuerpos de agua, actuando de forma similar a los fertilizantes. Ambos compuestos pueden acumularse y magnificarse en la trama trófica (Madhun & Freed, 1990, Aktar et al., 2009).

Estos impactos se maximizan si las actividades agrícolas se desarrollan muy cercanas a los cuerpos de agua, en zonas con pendientes pronunciadas, y si los cuerpos de agua receptores no presentan bosques riparios, pajonales o humedales asociados, que puedan retener los aportes de agroquímicos y sedimentos (Sharpley et al., 1999).

Los impactos en la calidad de agua producidos por aportes de P, suelen ocurrir cuando se combinan una fuente de P (aplicación de estiércol, fertilizantes, etc.) con la capacidad en el terreno de ser transportado a una zona sensible (por lixiviación, escorrentía o erosión). Una fuente importante de P sin capacidad de transporte conforma entonces, una amenaza menor. Lo mismo sucede en condiciones de alta capacidad de transporte pero reducido aporte de P (Sharpley et al., 2003). Sin

embargo, en el caso del N debido a su alta solubilidad, es transportado por lixiviación al agua subsuperficial y a los acuíferos, alcanzando finalmente los cuerpos de agua. En consecuencia, es potencialmente aportado por toda la superficie de predio fertilizada (Sharpley et al., 2003).

Esto conduce a la necesidad de disminuir o establecer medidas de manejo para los aportes de nutrientes en los predios agropecuarios, no solo para prevenir la contaminación de fuentes de agua potable, sino también para evitar la presencia de zonas muertas en ambientes marino – costeros. Estas zonas, se caracterizan por la reducción del oxígeno disuelto disponible, lo que genera la muerte o migraciones de la fauna marina (Bishop et al., 2006; Diaz & Rosemberg, 2008). Este tipo de efectos se potencia con el hecho de que en la zona costera convergen intensas interacciones biológicas, físicas y sociales (Hildebrand & Norrena, 1992), lo que magnifica las consecuencias de la eutrofización en estas zonas. Generalmente en ellas coexisten diversos usos (turismo, pesca, zonas urbanas, etc.) que por un lado aportan nutrientes al mar, y a la vez son muy afectados frente a la presencia de cianobacterias y malos olores, entre otros. En este sentido, el análisis y abordaje de los conflictos y perjuicios que se generan, implican la articulación de múltiples dimensiones y por ende mayor complejidad de las medidas a implementar para mejorar la calidad del agua. Estas consideraciones cobraron relevancia, a partir de los años 60 donde comenzaron a registrarse aumentos muy significativos en la producción primaria en los océanos asociados a la quema de combustibles fósiles y la escorrentía fluvial de fertilizantes. Con respecto al segundo aspecto se han sugerido medidas tales como mantener cerrados los ciclos de nutrientes entre cultivos y el suelo, desarrollando métodos que permitan mantener los fertilizantes dentro de los predios, reduciendo así su exportación por escorrentía (Diaz & Rosemberg, 2008).

A nivel nacional, esto también representa un gran desafío para la gestión, como en el caso del Río Santa Lucía y Laguna del Sauce. En el primer caso, el Ministerio de Vivienda Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente (MVOTMA) elaboró un plan de acción en el año 2013 (Plan de acción para la protección de la calidad ambiental y la disponibilidad de las fuentes de agua potable en la cuenca hidrográfica del Río Santa Lucía), con el objetivo de “...detener y revertir el proceso de deterioro de la calidad del agua en la cuenca hidrográfica del Río Santa Lucía y asegurar su calidad y cantidad para el uso sustentable para el abastecimiento de agua potable” (MVOTMA, 2013). Dentro de las medidas recomendadas se encuentran criterios específicos para el manejo del P como por ejemplo: reducir los aportes provenientes del saneamiento y los efluentes industriales y declarar una zona de mayor vulnerabilidad donde controlar la fertilización, el uso de plaguicidas, y restringir el acceso del ganado a los cuerpos de agua. Asimismo, para esta zona se propone generar una zona buffer donde se restaure el monte ribereño, se evite el laboreo del suelo y el uso de agroquímicos. Esta franja tendrá una longitud variable entre 20 y 100 m según la zona de la cuenca. Sumado a esta propuesta, la UdelaR (2013) formuló un informe donde además se recomienda el control de las fuentes difusas de nutrientes, promoviendo la rotación de cultivos y pasturas para mantener la erosión por debajo de los niveles establecidos como tolerables.

Servicios Ecosistémicos

Las propuestas mencionadas anteriormente, se enmarcan en planes de acción concretos para mitigar principalmente los efectos de la pérdida o disminución del servicio ecosistémico (SE): prevención de la eutrofización. Si bien existen varias definiciones, podemos definir los SE como los beneficios obtenidos de las funciones de los ecosistemas (Costanza et al., 1997). Asimismo, Fisher y colaboradores (2009) los definen de forma general como los aspectos de los ecosistemas utilizados activa o pasivamente en la generación de bienestar para la población. Boyd & Banzhaf (2007) ofrecen una visión un poco distinta sobre ese concepto, entendiendo los SE como los beneficios directamente disfrutados o consumidos por el ser humano, relacionados principalmente con el bienestar y la salud.

La creciente atención volcada hacia este concepto parte de la publicación de la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (MA) del año 2003, en la cual se definió a los SE como los beneficios que proveen los ecosistemas a los seres humanos. Además, para su mayor entendimiento y estandarización, los clasifica en cuatro grandes grupos: *servicios de provisión* (incluye la producción de alimentos, agua, materias primas), *servicios de regulación* (regulación del clima, de calidad de agua, control de erosión, prevención de inundaciones, prevención de la eutrofización, control de enfermedades), *servicios de soporte* (producción primaria, ciclado de nutrientes) y *servicios culturales* (aquellos que proveen beneficios en aprendizaje, recreación o espiritualidad) (MA, 2003).

En la siguiente publicación de esta cumbre, se constató que de los 24 SE estudiados existen 14 que se encuentran en declive (MA, 2005). Este resultado tiene como consecuencia directa el compromiso a futuro del bienestar humano. Es a partir de aquí, donde emerge la necesidad de investigar, modelar y mapear los SE, así como las consecuencias en las modificaciones en los mismos (e.g. MA, 2005; Carpenter et al., 2006; Jobaggy et al., 2006; Nin et al., 2016).

A nivel internacional ya existen trabajos orientados a proveer herramientas para asistir a los tomadores de decisiones y actores clave (gobiernos, ONG, productores, etc.) con respecto a los SE en sus planes de manejo (Maynard, 2010).

Soutullo y colaboradores (2012) determinaron la contribución de los diferentes ecosistemas de Uruguay a la provisión de 9 SE, encontrando que los bañados y bosques húmedos son en general los ecosistemas con mayor contribución a los servicios seleccionados (entre ellos se encontraba la prevención de la eutrofización). Puntualmente, en la Laguna de Rocha (LR), existen trabajos proyectados en este sentido: el mapeo y evaluación de los SE asociados a la cuenca, así como la posible reducción de estos servicios en función de los cambios en el uso del suelo (Nin et al., 2016).

Prevención de la eutrofización

Para la provisión del SE de regulación, “prevención de la eutrofización”, la vegetación adyacente a cultivos y cuerpos de agua, y específicamente la cobertura herbácea tiene un papel fundamental, junto a la topografía, las precipitaciones, el tipo del suelo y el manejo productivo (de Groot et al., 2002; Bartesaghi, 2011; Nin et al., 2016). Este tipo de cobertura representa una interfase entre los sistemas terrestres y los acuáticos. Estas zonas de vegetación herbácea, también denominadas zonas buffer (ambos términos se emplean como sinónimos en este trabajo) (Dodds & Oakes, 2006), regulan el ingreso de nutrientes a los cuerpos de agua a través de procesos como dilución, asimilación y filtrado de sustancias (Karr & Schlosser, 1978; Peterjohn & Correll, 1984; Osborne & Kovacic, 1993, Aguiar et al., 2015). En este sentido, se hace necesario continuar con la evaluación y valoración del rol de estas coberturas en cuanto a su relevancia para los ecosistemas acuáticos, determinando también qué tan vulnerables se encuentran en cuanto a su conservación. En esta línea, y específicamente para la cuenca de la LR, Nin y colaboradores (2016) determinaron que la carga de nutrientes aportada a la LR (debido al aporte de nutrientes de distintos usos del suelo) fue el atributo más importante en la provisión del SE de prevención de la eutrofización, seguido por la probabilidad de erosión del terreno, el tipo de cobertura vegetal y la distancia a los cursos de agua.

Las funciones que cumplen los ecosistemas están disponibles más allá de la demanda o valoración popular de los mismos y algunos autores consideran que se convierten en servicios una vez que son utilizados por las personas (Martin-López & Montes, 2012). Es por eso que, para su apropiado estudio y gestión es necesario abordarlos desde una perspectiva integradora teniendo en cuenta por ejemplo cuáles son los ecosistemas que proveen dichos SE, donde se encuentran ubicados, cuáles son sus amenazas y sus beneficiarios, a quien le compete su gestión, y cómo podría estimarse su valor (económico, social, etc.).

Análisis de riesgo y escenarios como herramientas para evaluar la pérdida de Servicios Ecosistémicos

Una de las limitaciones para la gestión de los recursos hídricos es la falta de conocimiento de los actores involucrados, así como de los tomadores de decisión sobre el deterioro de este recurso, sus causas y consecuencias. Generalmente, las amenazas provienen de actividades humanas que utilizan los ecosistemas acuáticos de manera poco sustentable, debido al desconocimiento de los impactos generados.

La integración de la mayor cantidad de variables (sociales, económicas, ambientales, políticas, etc.) desde el análisis interdisciplinar permite incorporar la complejidad inherente al manejo de los recursos naturales y evaluar con mayor amplitud las distintas alternativas para su gestión (Orea & Villarino, 2013).

Existen aproximaciones que permiten abordar los conflictos entre el uso de los recursos naturales y el riesgo de deterioro de los ecosistemas, a través de la modelación probabilística de las amenazas y el daño que puede sufrir un ecosistema. Esto también puede lograrse de forma analítica o partiendo de datos empíricos. Estos

insumos permiten realizar apreciaciones acerca de las pérdidas potenciales de recursos naturales, y a través del enfoque costo/beneficio, se pueden utilizar como herramientas de gestión y toma de decisiones (Cardona, 2001).

Una de estas aproximaciones es el análisis de riesgo, definido por varios autores como una herramienta para asistir el proceso de toma de decisiones. Es un modo sistemático de recopilar, evaluar y distribuir información que conduzca a recomendaciones en respuesta a un riesgo identificado (e.g. Lozoya et al., 2011; Cormier et al., 2013). Sin embargo, a pesar de su amplia utilización y aceptación, existen ciertos matices en la nomenclatura que vale la pena puntualizar.

Para algunos autores el Análisis de riesgo incluiría distintos procesos como: la identificación del riesgo, la evaluación de riesgos, la comunicación del riesgo, el manejo del riesgo y las políticas relacionadas al riesgo (Lavell, 2001; Society of Risk Analysis). Sin embargo, otros investigadores (e.g. norma ISO 31000, el proyecto FLOODsite, la UNISDR; Keeey, 1998) consideran el Análisis de riesgo como una parte de la evaluación de riesgo, definiéndolo como “una metodología para determinar el riesgo mediante la combinación de probabilidades y consecuencias”. A su vez, la Evaluación del riesgo implica comprender, valorar e interpretar la percepción del riesgo y la tolerancia social. En base a esto se elaboran recomendaciones para tomar decisiones y ejecutar acciones que conforman el proceso de gestión del riesgo. En paralelo, y durante todo el proceso, la comunicación y consulta resulta esencial, debiendo ser un intercambio bidireccional entre los gestores y la mayor cantidad posible de actores involucrados (Figura 1).

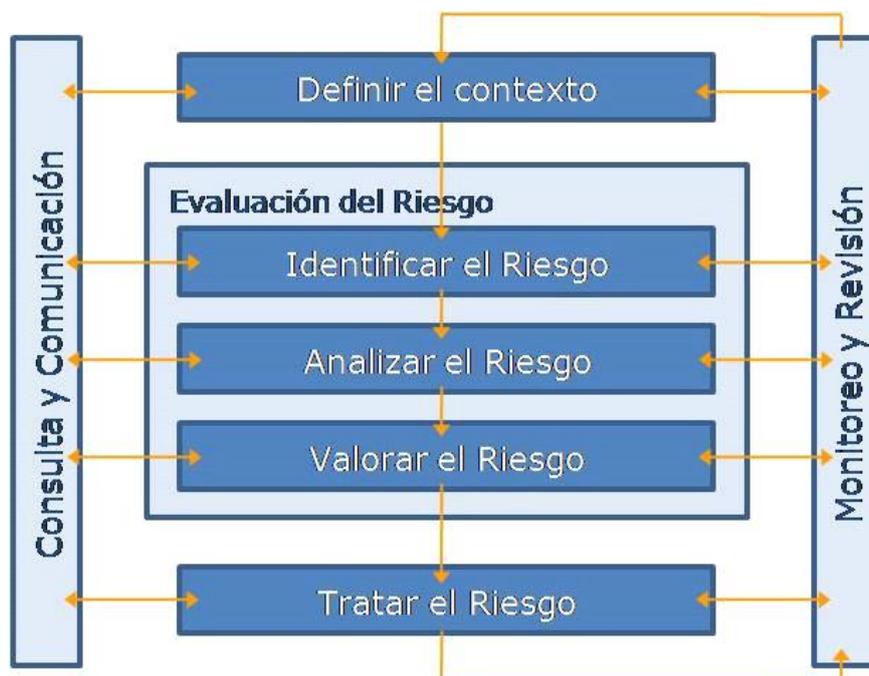


Figura 1. Etapas del proceso de *Gestión de Riesgos*, a partir de lo propuesto por Australian/New Zealand Risk Management Standard. En el presente trabajo sólo se abordará la *Evaluación del Riesgo*, implicando la *Identificación del Riesgo*, su *Análisis* y su *Valoración*, según lo detallado en el texto.

En este trabajo se adoptará la segunda interpretación, siendo el *Análisis de Riesgos* una parte de la *Evaluación de Riesgos* que a su vez, es una de las etapas del proceso de *Gestión de Riesgos* (Lozoya et al., 2011).

Una parte fundamental de este análisis es la elaboración de escenarios para poder conjugar distintas variables, estimar cómo se comportarán en un futuro y qué consecuencias se pueden generar en la calidad de agua de la LR. Según la Millennium Ecosystem Assessment (MA, 2005) los escenarios son una descripción plausible, y frecuentemente simplificada, de cómo podría desarrollarse el futuro basándose en suposiciones coherentes y consistentes sobre factores clave y las relaciones entre ellos y sus efectos. Los escenarios no son ni predicciones ni proyecciones, sin embargo pueden incluirlas basándose en información adicional (por ej. las líneas de base) procedente de otras fuentes.

Este marco metodológico propone contrastar distintos relatos del futuro para elaborar mejores políticas de conservación, planificar los espacios y generar decisiones más resistentes frente a la incertidumbre que existe en la gestión integrada de los sistemas socio ecológicos (Peterson et al., 2003).

El Manejo Costero Integrado como instrumento para la investigación y elaboración de recomendaciones

Integrar en un sólo análisis todos los aspectos descritos anteriormente (estimación de la provisión de un SE, evaluación del riesgo de pérdida de dicho SE, valoración de los SE por distintos actores sociales, análisis de escenarios con mayor o menor riesgo de pérdida de SE y elaboración de recomendaciones de manejo) requiere considerar con la mayor amplitud posible todos los procesos e intereses que están en juego. Para abordar el caso de estudio de la LR, que es una laguna costera conectada intermitentemente con el mar, con gran cantidad de estudios y publicaciones, que integra el sistema nacional de áreas protegidas (SNAP) y que tiene además gran variedad de actores involucrados, tomamos como matriz conceptual y metodológica el Manejo Costero Integrado (MCI).

El MCI representa una herramienta fundamental para generar lineamientos de planificación teniendo como objetivo primordial el desarrollo sustentable (Cap 17 de la Agenda 21). Podemos definirlo como “un proceso continuo, dinámico y multidisciplinario que busca integrar los diferentes niveles gubernamentales, la comunidad, la ciencia y los intereses sectoriales y públicos, en la elaboración e implementación de programas para la protección y el desarrollo sustentable de los recursos y ambientes costeros” (Hildebrand, 2002). Específicamente se proponen las siguientes metas: mejorar la calidad de vida de las comunidades que dependen de los recursos costeros, mantener o restaurar el balance entre desarrollo humano y conservación de la biodiversidad y por último maximizar los beneficios reduciendo los conflictos y efectos negativos de actividades humanas sobre los ecosistemas (FAO, 1998; GESAMP, 1999).

Específicamente existen varios trabajos a nivel mundial orientados a la disminución de los procesos de eutrofización en lagunas costeras utilizando el enfoque del MCI (Linton

& Warner, 2003; Newton et al., 2003; Liu et al., 2014). Asimismo, a nivel regional existen iniciativas para el manejo integrado de lagunas costeras frente a eventos de cambio climático, que también aplican el análisis de riesgo a la gestión costera en tres zonas de estudio: Valle de Itajai y Lagoa dos Patos en Brasil y Laguna de Rocha en Uruguay (Conde et al., 2015a).

El marco operacional del MCI propuesto por Olsen (1999) es básicamente a través de ciclos que comprenden 5 etapas o procesos que conforman una ruta de trabajo para garantizar la calidad y duración de las propuestas de manejo. A modo de síntesis: Identificación y evaluación de asuntos claves; Preparación del programa; Adopción formal y provisión de fondos; Implementación y finalmente la evaluación del programa y re adaptación del mismo según lo experimentado. Concretamente, en este trabajo se abordó la primera etapa de este ciclo a través de la estimación de un SE de gran relevancia para la LR, la evaluación del riesgo asociado a la pérdida de este servicio, el análisis de escenarios posibles según los distintos usos del suelo en la cuenca de la LR y la elaboración de recomendaciones de manejo para que puedan tomarse en cuenta en medidas de gestión puntuales.

2 ANTECEDENTES

Caracterización del área de estudio

La Laguna de Rocha (34°35' S - 54°17' O) forma parte del sistema de lagunas costeras de la Cuenca Atlántica, junto con la Laguna de Castillos, la Laguna Garzón y la Laguna José Ignacio (Conde & Rodríguez Gallego, 2002). Este tipo de lagunas se caracteriza por ser sistemas someros y salobres conectados con el mar a través de una barra arenosa. En el caso de Laguna de Rocha (Figura 2) la conexión intermitente con el Océano Atlántico a través de un canal determina que sea un ambiente altamente productivo con importancia para la conservación de la biodiversidad (Conde & Rodríguez- Gallego, 2002; Rodríguez -Gallego et al., 2012).

Aspectos normativos de la Laguna de Rocha, de suelos y aguas

Debido a la importancia ecológica que presenta su condición natural, la Laguna de Rocha fue incluida en 1976 dentro de la *Reserva de Biosfera: Bañados del Este*, por el programa Mab UNESCO. Este programa, ha revisado la delimitación de estas áreas en el 2004 (1.250.000 ha), proponiendo como límite la cuenca hidrográfica de las lagunas costeras, lo que para la LR implica mantener su antigua delimitación. Además, la zona integrada por las Lagunas de José Ignacio, Laguna Garzón y Laguna de Rocha, y el espacio público de dunas comprendido entre la proyectada rambla y el océano en toda la extensión fueron declarados *Parque Nacional Lacustre y Área de uso múltiple*.

Así mismo, desde el año 2010 la Laguna de Rocha forma parte del Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SNAP) bajo la categoría de *Paisaje Protegido*, presentando 19 ambientes distintos y 109 especies de flora y fauna prioritarias para la conservación. El

plan de manejo fue aprobado por el MVOTMA en el año 2016 y entre sus objetos focales seleccionó al humedal de plantas emergentes, específicamente para mantener un SE que atenuara los impactos sobre la calidad del agua de la LR, debido a los cambios de usos del suelo en la cuenca. Además, la superficie y el estado de la vegetación ripiara y diferentes indicadores de calidad de agua, fueron seleccionados para monitorear la viabilidad de varios objetos focales como aves acuáticas, peces y crustáceos de interés comercial (Rodríguez-Gallego et al., 2012) En el año 2015, fue declarada sitio RAMSAR por la diversidad de especies endémicas, destacándola por ser la única laguna costera que presenta plantas sumergidas durante todo el año.

En líneas generales el código civil (art. 478) determina a los cursos de agua como bienes nacionales de uso público, así como a las riberas asociadas a los mismos. De esta manera los gobiernos nacionales, departamentales o ambos son responsables de “su cuidado, dominio y ordenación”.

Más específicamente, el código de aguas es el documento que describe, delimita y ordena los distintos cuerpos de agua en cuanto a su uso y normativas para cada tipo. En el artículo 39 se describen las características normativas de las lagunas, especificando cuando corresponden al dominio público, privado o fiscal. En el caso de las lagunas y sus riberas: “Integran el dominio público cuando ocupan terrenos de propiedad del Estado y se alimentan con aguas públicas”. De igual forma, en el artículo 153 define una faja de defensa de aguas, álveos y zonas aledañas para evitar modificaciones que resulten perjudiciales para su estructura. Estas modificaciones sin embargo, no hacen referencia a la protección de la vegetación litoral, sino que prohíbe las construcciones en estas zonas. Por otra parte, la defensa ambiental de aguas y fajas costeras está regulada por el Decreto-ley 15.239, que declaró de interés nacional el uso y la conservación de los suelos y de las aguas superficiales destinadas a fines agropecuarios (arts. 1°, 2°, y 9°), los cuales competen al Ministerio de Ganadería Agricultura y Pesca. Sin embargo, no queda claro el alcance de esta normativa en las nacientes de los cursos de agua o cursos intermitentes, que son la principal interfase entre los cultivos y el sistema fluvial, donde se produce el mayor aporte de sustancias desde el sistema productivo y el acuático.

En cuanto a la calidad de agua, en Uruguay está regulada por el decreto 253/79 del año 1979 que tiene como objetivo prevenir la contaminación ambiental mediante el control de las aguas. En este decreto se establecen las características cualitativas (e.g. olor, color, materiales flotantes) y cuantitativas (e.g. niveles de oxígeno disuelto, fósforo total, nitrato) aceptables para cuerpos de agua que son utilizadas de acuerdo a cuatro clases según actividades y usos humanos, y también de los vertidos de efluentes a los cuerpos de agua. Sin embargo, no menciona la carga de contaminantes difusos que pueden también alterar la calidad del agua.

Asimismo, la Ley 18.564, compromete a los responsables de proyectos agropecuarios en todo el país, a responsabilizarse y alinearse con los parámetros establecidos en el decreto de ley 15. 239, para el uso adecuado de suelos y aguas. Específicamente declara: “Los titulares de explotaciones agropecuarias, cualquiera sea su vinculación jurídica de los mismos con el inmueble que les sirve de asiento, o tenedores de tierras a cualquier título, quedan obligados a aplicar las técnicas que señale el Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca para evitar la erosión y la degradación del suelo o lograr su recuperación y asegurar la conservación de las aguas pluviales.” Además establece

dos tipos de penalización para quienes no cumplan esta normativa, multas (10 y 100 UR según el caso) y la suspensión anual del permiso para el desarrollo de las actividades productivas involucradas.

Además, desde el año 2008 rige el decreto 405/2008 de “uso responsable y sostenible de los suelos”, que concede potestades al Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca (MGAP) para asegurar un uso sostenible de las prácticas agropecuarias, establecer normas técnicas, prohibir determinados cultivos y fiscalizar el cumplimiento de las mismas. Este instrumento regulatorio se focaliza en la disminución de la erosión por debajo de determinado umbral aceptable, pero no regula otros aspectos como pérdida de N y P u otros factores determinantes de la calidad de los suelos, así como el impacto del uso de los mismos en la calidad del agua.

También existe una revisión de las normativas vigentes con respecto a los plaguicidas junto con las características y usos adecuados de los mismos. En este trabajo además, se describen las competencias estatales para su manejo y las normas internacionales referentes a productos químicos ratificadas por Uruguay (Neme et al., 2010). Estas últimas refieren a: El Convenio de Estocolmo sobre Contaminantes Orgánicos Persistentes (COPs), El Convenio de Rotterdam, El Convenio Internacional de OIT Nº184 sobre seguridad y salud en la agricultura, El Convenio Internacional de OIT Nº 170 sobre productos químicos. Además este trabajo presenta una guía clara para asesorar a las personas en la detección de afecciones por contaminación, citando algunos de los artículos de la constitución (Art. 47) y leyes (e.g. Ley general de protección del ambiente) que amparan a los ciudadanos frente a este tipo de situaciones. Además proporciona el procedimiento para realizar las denuncias correspondientes, dividiéndolas en dos tipos: petición administrativa (ante el MGAP y MVOTMA – DINAMA) y/o acción judicial.

Cabe destacar que no existen aún leyes o decretos orientados a la protección de los SE proporcionados por las zonas buffer. Únicamente se consideran algunos SE provistos por los montes nativos, los cuales están protegidos por la Ley Forestal 15.939 (Art. 24), donde se prohíbe su tala, a excepción de los casos en los que el producto de la explotación es para consumo interno del establecimiento o cuando se cuenta con un plan de manejo del monte nativo aprobado por la Dirección General Forestal.

Si bien las medidas descritas en la sección anterior para recuperar la calidad de agua del Rio Santa Lucia no rigen en la LR, representan un antecedente relevante y además han sido parcialmente previstas en su plan de manejo. En síntesis, existe hoy normativa suficiente como para abordar el manejo de las fuentes difusas de nutrientes desde la cuenca, aportadas por los usos agropecuarios.

Usos de la cuenca de la Laguna de Rocha

Las principales actividades productivas de la cuenca de la Laguna de Rocha al 2011 eran: la ganadería a campo natural y/o mejorado, que ocupa un 60% en superficie, y está ubicada principalmente en zonas media y baja de la cuenca. La forestación representa un 15% en superficie (representada principalmente por eucaliptus y pino), y predomina en la zona de sierras. La agricultura, cubre una superficie del 14% representada por praderas artificiales, soja y algunos otros cultivos como sorgo, se

ubican en las zonas media y baja de la cuenca (Nin et al., 2016). El turismo, se desarrolla principalmente en el puerto de los botes, el balneario la Riviera y la barra arenosa. Cabe destacar que en los meses de verano, aumenta notoriamente la cantidad de visitantes en la LR, a través de la influencia de visitantes provenientes de los complejos turísticos La Paloma – La Pedrera. La urbanización, que está ubicada principalmente en la ciudad de Rocha y existen algunos centros poblados en el Arroyo Rocha (La Riviera, Puerto de los Botes) y en la barra de la laguna en la costa. Finalmente, otro de los usos importantes es la pesca artesanal que sustenta tanto a pescadores anuales como zafrales y que depende de varias especies como la lacha (*Brevoortia sp.*), lisa (*Mugil sp.*), pejerrey (*Odontesthes sp.*), corvina blanca (*Micropogonias furnieri*), corvina negra (*Pogonias chromis*), lenguado (*Paralichthys sp.*) y camarón (*Penaeus paulensis*) (Vitancurt & Fagetti, 1995).

Las actividades con mayor impacto ambiental potencial ocupan una superficie relativamente baja respecto de la superficie con aptitud para desarrollar dichas actividades (Rodríguez-Gallego et al., 2012), por lo que se considera que su impacto actualmente es moderado. De todas maneras, a partir del año 1997 se han registrado eventos de proliferación de productores primarios que indican un proceso creciente de eutrofización en la LR. En los veranos de 2003 (Conde com. pers.) y 2013 se registraron floraciones de cianobacterias (Calliari com. pers.). Además, se registraron dos eventos de proliferación de vegetación acuática sumergida y macroalgas (Rodríguez-Gallego et al., 2010; 2014). Rodríguez-Gallego y colaboradores (2014), encontraron que estos cambios se podrían deber, entre otros, al incremento en la concentración de P en el sistema, debido al aporte de nutrientes de origen continental, posiblemente relacionado con el aumento del área de cultivos, la expansión de las praderas artificiales y el aporte de materia orgánica, nitrógeno y fósforo proveniente de la ciudad de Rocha (Rodríguez-Gallego et al., 2017), así como al manejo tradicional de apertura y cierre de la barra arenosa (Conde et al., 2015b). Esta situación determina un estado de vulnerabilidad de la calidad de agua frente a los eventuales cambios en el uso de suelo.

3 JUSTIFICACIÓN Y PROBLEMÁTICA

Con este estudio se pretende generar insumos para el manejo apropiado de las actividades productivas en la cuenca de la LR. Esta cuenca costera presenta valores para la conservación de la biodiversidad con gran importancia a nivel local e internacional, los cuáles se concentran fundamentalmente en la laguna y su entorno. Estos atributos dependen de la calidad ambiental, y por tanto de la calidad del agua, y de la preservación de los ecosistemas naturales, por lo que son altamente vulnerables a cambios en el uso del suelo y la expansión urbana (Rodríguez-Gallego et al., 2009). Estos usos presentan interacciones directas con diversos factores que intervienen en la prevención de la eutrofización de arroyos y lagunas, pudiendo generarles graves alteraciones.

En la cuenca de la Laguna de Rocha se ha dado un incremento muy notorio en la superficie destinada a la agricultura en las últimas décadas (unas 3637 ha entre 1997 y

2011), la que a su vez se ubica a menores distancias de la laguna (Rodríguez-Gallego et al. 2017). Asimismo, durante este período también aumentó considerablemente la superficie destinada a la forestación (de 2203 a 8391 ha) (Nin et al., 2016).

Como respuesta a estos cambios Nin y colaboradores (2016) desarrollaron un modelo multicriterio espacialmente explícito, como herramienta para la planificación de los usos de los recursos en base a los SE provistos en la cuenca de la LR. Para ello se realizó un análisis espacio temporal de la provisión de cinco SE, considerando tres escenarios posibles de uso del suelo. Entre otros resultados, se determinó que en un contexto donde la agricultura ocupara un 64% de la cuenca (máximo que podría ocupar según la aptitud del suelo) el servicio de prevención de la eutrofización sería el más afectado. En este escenario aumentaría la exportación de nutrientes hacia los cuerpos de agua, lo que combinado con la cercanía de algunos predios a los bordes de la laguna y arroyos, y la presencia de humedales y bosques fluviales que son naturalmente estrechos, llevaría a una situación que podría ser problemática a para la prevención de la eutrofización (Rodríguez-Gallego, 2010).

En síntesis, el aumento de la superficie destinada a la producción agrícola (junto con otros factores) podría provocar floraciones de cianobacterias y proliferación de plantas sumergidas, teniendo en cuenta que:

- El P es el nutriente que más ha aumentado su concentración en la LR (Aubriot et al. 2005),
- Los coeficientes de exportación de P que presenta la agricultura son más elevados que los del campo natural, ecosistema natural en la zona (coeficientes tomados de Marston et al., 1995; Reckhow et al., 1980, Mainstone & Parr, 2002)
- La reducción o alteración de las zonas buffer asociadas a los cursos de agua intermitente y permanente, en la cuenca de la LR.

En estas circunstancias, se hace necesario implementar medidas de manejo para evitar que las actividades productivas deterioren el SE de prevención de la eutrofización, con consecuencias difícilmente reversibles. Un componente no menor en esto implica fomentar que los productores adopten medidas de manejo responsables, teniendo en cuenta los aportes de nutrientes hacia a la cuenca y sus consecuencias, incluso a nivel de predio.

Sin embargo, para esto es necesario cuantificar directamente el rol que tienen las zonas buffer en la prevención de la eutrofización (i.e. provisión del SE) particularmente en la LR, para proponer medidas de uso y conservación de este tipo de cobertura (Rodríguez-Gallego, 2010), así como analizar el conocimiento de los productores sobre la importancia de estas zonas, si se valoran sus funciones y si están dispuestos a aplicar medidas de manejo para su mantenimiento. Es por eso que en este estudio se plantea un abordaje interdisciplinario combinando distintos enfoques metodológicos, para establecer líneas y acciones de manejo viables.

4 HIPÓTESIS Y PREDICCIONES

En las últimas décadas, se ha intensificado el uso del suelo destinado a actividades agrícolas, lo que se vio acompañado de un aumento del aporte de nutrientes, sobretodo N y P, desde las cuencas hacia los cuerpos de agua tanto a nivel mundial (Carpenter et al., 1998; Benett et al., 2001; Turner & Rabalais, 2003; Alexander et al., 2007), como en Uruguay (Rodríguez-Gallego et al., 2017; Goyenola et al., 2015, Diaz, 2013). Estos aumentos vienen dados por el uso de fertilizantes para maximizar los resultados productivos, lo que promueve una mayor exportación de N y P desde los cultivos, en comparación con el campo natural u otros ecosistemas naturales (Jeje, 2006; Alexander et al., 2007; Dawson et al., 2008; Aguiar et al., 2015). Evidentemente, estas modificaciones pueden repercutir en el estado trófico de los ecosistemas acuáticos (Sharpley et al., 2003; Carpenter, 2005; Jeppesen et al., 2010) y consecuentemente en la provisión del SE prevención de la eutrofización (Nin et al., 2016).

En este sentido las barreras físico químicas que representan las zonas buffer (vegetación herbácea) son un importante insumo para prevenir o mitigar procesos de eutrofización (Dodds & Oakes, 2006; Diaz, 2013) al retener los nutrientes particulados que se exportan desde la cuenca por escorrentía, e incorporar los nutrientes disueltos provenientes de aguas subsuperficiales (Karr & Schlosser, 1978; Peterjohn & Correll, 1984; Osborne & Kovacic, 1993, Al-wadaey et al., 2012; Aguiar et al., 2015).

Hipótesis 1. Parte de los nutrientes aportados por escorrentía por los predios agrícolas es retenido en la vegetación herbácea natural adyacente, por lo que el pastoreo o remoción mecánica de dicha vegetación disminuye su capacidad de retención.

Predicción 1 Las parcelas que tienen únicamente pradera artificial exportan mayor carga de nutrientes en comparación con las parcelas que tienen sólo campo natural y las que además de pradera artificial tienen vegetación herbácea pendiente abajo. Ésta vegetación determinará una disminución de la exportación de nutrientes actuando como un buffer.

Predicción 2 Las parcelas donde se remueve campo natural (simulando pastoreo) exportarán mayor carga de nutrientes que aquellas donde no se remueve (sin pastoreo).

El SE prevención de la eutrofización está relacionado, junto con otros aspectos, al tipo de manejo que realizan los productores a nivel de cada predio, existiendo diferentes manejos de la producción agrícola-ganadera que influyen en la provisión de este SE. Por ejemplo el tipo de siembra, la aplicación de fertilizantes (cantidad, tipo, etc.), modo de labranza, tipo de cultivo, dotación y carga de ganado, entre otros.

Considerando que el riesgo de pérdida de los SE depende de las amenazas a las que se expone un ecosistema y la vulnerabilidad del mismo frente a dichas amenazas; en nuestro caso las zonas buffer, podemos considerar que las prácticas de manejo (cuando se realizan de forma poco sustentable o sin considerar los SE) y la expansión de la superficie de agricultura, constituyen posibles amenazas para la provisión de este SE, en la medida que aumenten la carga de nutrientes en los predios agropecuarios y disminuyan la vegetación herbácea que actúe de buffer. Asimismo, el desconocimiento

de la función de las zonas buffer como filtros naturales, representa un riesgo para el mantenimiento y valoración de las mismas.

Hipótesis 2. El SE prevención de la eutrofización, tiene alto riesgo de disminuir debido a las practicas actuales de manejo y a posibles aumentos futuros de la superficie de agricultura (Nin et al., 2016), que reduzcan aún más la superficie de vegetación riparia y aumenten la carga de nutrientes en los predios.

Predicción 3 El riesgo de desaparición de las zonas buffer es alto en la actualidad y puede aumentar, en un escenario de expansión agrícola.

Predicción 4 En escenarios donde aumente significativamente la agricultura, sin mantener zonas buffer funcionales, aumentará también significativamente la exportación de fósforo hacia la LR.

La efectividad de las medidas de manejo está relacionada con la capacidad de cada una de ellas de disminuir el aporte de nutrientes de un predio y de la aceptación de las mismas por los productores agropecuarios. Para esto, los productores deben conocer y entender la importancia de la vegetación en las zonas buffer, y de las medidas de manejo posibles. Más aun, deberían comprender que en algunos casos, la conservación y/o implantación de dicha vegetación puede implicar beneficios económicos significativos luego de un tiempo (Zapata et al., 2013).

Hipótesis 3. Los productores a los que se les demuestra que las zonas buffer contribuyen cuantitativamente a la provisión del SE de prevención de la eutrofización, están dispuestos a mantener y mejorar la condición de dichas zonas.

Predicción 6 La conservación y valoración de las zonas buffer aporta a la disminución del riesgo de pérdida del SE de prevención de la eutrofización

5 OBJETIVOS

Objetivo general

Estimar el Servicio Ecosistémico (SE) de regulación “prevención de la eutrofización” que brinda la vegetación herbácea adyacente a un cultivo localizado en un predio agrícola ganadero (en la cuenca de la Laguna de Rocha), analizar el riesgo de reducción del mismo por la modificación de la cobertura vegetal y realizar recomendaciones de manejo integrado, considerando la consulta a productores.

Objetivos específicos

4.1.1. Estimar la carga de nutrientes que aporta un campo agrícola como modelo representativo, y determinar la capacidad de retención por la vegetación herbácea natural adyacente.

4.1.2. Evaluar el efecto del pastoreo del pastizal natural (zona buffer), en la eficiencia de retención de nutrientes.

4.1.3. Conocer la opinión de los productores de la cuenca de la LR, en cuanto a formas de manejo, función de las zonas buffer y proyección a futuro de los usos del suelo en la cuenca.

4.1.4. Estimar el riesgo de reducción y pérdida del SE prevención de la eutrofización en predios agropecuarios a una escala de cuenca, bajo diferentes escenarios de expansión de la agricultura.

4.1.5. Generar recomendaciones de manejo integrado para un adecuado aprovechamiento y conservación de dicho SE, que minimice la exportación de nutrientes a la zona costera adyacente.

6 METODOLOGÍA

Diseño e implementación de las parcelas de escorrentía

Para el desarrollo del primer objetivo se adaptó la metodología de parcelas de escorrentía (Vadas et al., 2005) a nuestro caso de estudio. A través de esta metodología, se estimaron los coeficientes de exportación de nutrientes de un predio agrícola y el porcentaje de nutrientes retenidos en la vegetación herbácea adyacente. Este método fue desarrollado por las ciencias agrarias para estimar la eficiencia de la agricultura en la incorporación de nutrientes en cultivos fertilizados previamente para luego evaluar el aporte de los cultivos a los cursos de agua. En esta tesis se realizaron adaptaciones al diseño experimental típico, para cuantificar la retención de nutrientes en la vegetación herbácea. Para eso se realizó una revisión bibliográfica y se generaron ámbitos de discusión con los tutores, así como también con otros estudiantes de postgrado que trabajan con parcelas de escorrentía en predios experimentales de la Facultad de Agronomía y la Estación Experimental Dr. Mario A. Cassinoni (EEMAC). Entre estas actividades se destacan: jornadas de intercambio de opiniones, diseño conjunto del dispositivo experimental, consulta a otros expertos, salidas de campo dentro y fuera de la cuenca de la LR, para visitar otros dispositivos en funcionamiento. Estas actividades tienen un papel central para la formación en Manejo Costero Integrado, ya que se intentó adquirir experiencia en la integración del conocimiento para resolver problemáticas que trascienden a una sola disciplina, lo que es fundamental para lograr el manejo integrado de un SE y/o recurso.

El sitio seleccionado para el experimento se encuentra ubicado sobre la ruta 15 (34°32'06.4 N - 54°14'01.2 E), dentro del Paisaje Protegido de la Laguna de Rocha y

cercana al arroyo Las Conchas (Figura 2). Cuenta con 32 ha de extensión aproximadamente.



Figura 2. Imagen satelital del área de estudio en el Paisaje Protegido de la Laguna de Rocha. En el detalle de la imagen resaltada observamos el sitio de estudio (círculo rojo) a continuación del A° Las Conchas y la zona de cultivo seguida por campo natural donde se ubicaron las parcelas de escorrentía. Fuente: Google maps.

Uno de los criterios de selección utilizados para ubicar las parcelas experimentales, fue contar con una zona de interfase entre el cultivo y el campo con vegetación herbácea, es decir que pendiente abajo del cultivo se ubicara campo natural. Asimismo, este predio a su alrededor contiene zonas con ganado y agricultura lo que conforma una aproximación representativa de las actividades predominantes en la cuenca. Además este es un sitio con fácil acceso vehicular, cercano a la LR y donde se contaba con apoyo del productor, lo cual fue muy importante a la hora de montar el dispositivo experimental. Otro criterio de selección fue que las parcelas se ubicaran en suelos con similares condiciones topográficas y de pendiente. Una vez determinado el sitio, se delimitó un rectángulo de 300 m² aproximadamente (Figura 3) y se cercó el área con alambrado eléctrico y de púas para evitar el ingreso del ganado.

El sitio se encuentra en la formación de suelo Jose P. Varela (Hernandez et al., 1995) y estaba constituido por una lomada de pendiente suave (3.51%) totalmente cubierta por una pradera artificial destinada al engorde de ganado y compuesta de trébol blanco (*Trifolium repens*), trébol rojo (*Trifolium pratense*) y achicoria (*Cichorium intybus*). Estos cultivos se iniciaron durante el año 2012, mediante siembra directa. La fertilización (con Superfosfato y Súper triple) se realizaba dos veces al año: en marzo y agosto. Durante el experimento no se fertilizó la zona donde se encontraban las parcelas. Si bien sabemos que la chacra tiene una larga trayectoria de cultivo, no se cuentan con datos precisos de las actividades realizadas previo a 2012.

A continuación del cultivo y siguiendo la pendiente, se encontraba una zona plana con campo natural (conformado por varias gramíneas nativas, además de registrarse en baja abundancia la redondita de agua o *Hydrocotyle bonariensis*) contigua a un bajo asociado a un curso de agua intermitente (pequeñas cañadas o charcos temporales).

De esta forma se contó con un continuo cultivo-campo-curso de agua intermitente (ver imágenes es anexos). No se realizó una determinación de la composición de especies del campo natural.

Una vez definido el sitio, se distribuyeron las distintas parcelas de experimentación. La instalación comenzó en julio de 2014, pero la colecta de agua se realizó partir del 2015 ya que fue necesario realizar varias pruebas antes de comenzar. Las parcelas estuvieron activas durante 6 meses hasta que fueron removidas del terreno. Durante estos 6 meses (julio-enero 2015) las parcelas fueron relevadas luego de cada evento significativo de lluvias (i.e. precipitaciones > 10 mm/día), debido a que fue durante estos eventos cuando se generó una escorrentía significativa.

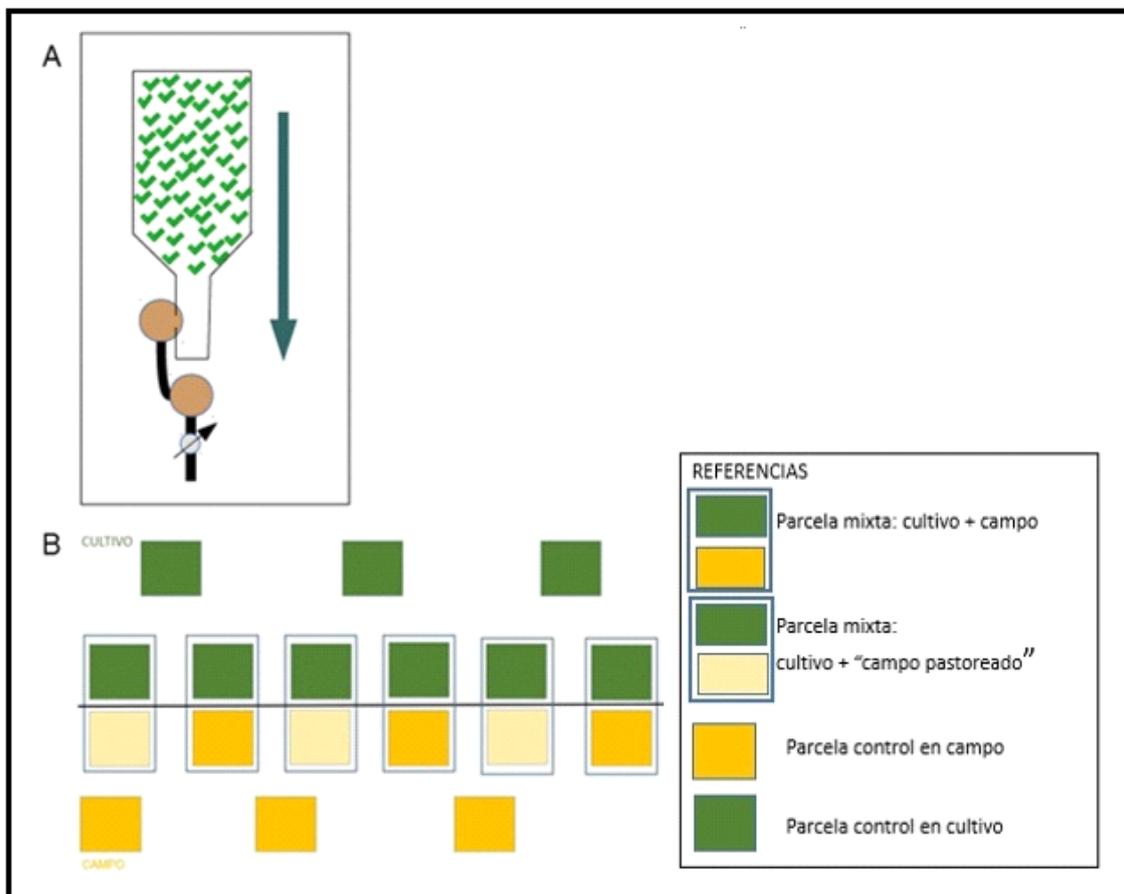


Figura 3. Esquema del diseño experimental. **A.** Detalle de una parcela, indicando el sentido de la pendiente (flecha), los recipientes colectores (círculos marrones), y el medidor de caudal (círculo con una flecha). **B.** Diseño y ubicación de las seis parcelas pequeñas o "control" (ubicadas en el cultivo y campo natural, aguas arriba y abajo respectivamente), y las parcelas grandes o "tratamiento" (que incluyen ambas coberturas), en tres de ellas (verde y beige) se simuló el pastoreo o el corte mecánico de la vegetación. Cabe destacar que las parcelas se ubicaron al azar dentro del predio, y no de forma pareada como lo indica el esquema.

Se diseñaron dos tipos de parcelas, las pequeñas llamadas "control", con un largo y ancho igual (1.5 m) y las grandes llamadas "tratamiento", con el doble del largo (1.5 m x 3.0 m) e incluyendo las dos coberturas: cultivo y pastizal natural. A tres de estas

parcelas grandes se les cortó periódicamente la vegetación simulando el pastoreo del ganado o corte mecánico (Figura 4).

Se ubicaron 3 parcelas “control” de pradera artificial en la zona de cultivo y tres parcelas control en la zona de vegetación herbácea del campo natural (Figura 3).

Las parcelas se ubicaron al azar dentro del predio (respetando siempre la disposición del cultivo o campo), y no de forma pareada como lo indica el esquema (Figura 3). Las parcelas se separaron unos 5 m entre sí y fueron dispuestas al azar. Ambos tipos de parcelas estuvieron delimitadas por un borde de chapa de 10 cm de alto, enterrado 5 cm en el suelo aproximadamente. Durante los eventos de lluvia, el agua de escorrentía de la parcela se vertía en dos recipientes de 20 l cada uno a través de un sistema de cañerías. Estos tanques estuvieron enterrados en el suelo y quedaron cubiertos con una lona plástica para evitar la entrada de agua directa de la lluvia y el ingreso de pequeños animales. A ambos lados de las parcelas se construyeron pequeñas zanjas para evitar el ingreso de agua con sedimento por el costado del dispositivo. Además, el sistema estaba provisto de un contador mecánico de flujo para registrar el volumen de agua que pudiera perderse al rebasar la capacidad de los recipientes. Este tipo de dispositivo, mide de forma continua el agua que pasa por ellos, estimando el volumen total circulado, por la acción de la velocidad del agua sobre una turbina. Luego de cada evento de lluvia el agua acumulada en los tanques fue mezclada, para tomar una muestra de 500 ml para análisis de nutrientes. Posteriormente, los tanques eran vaciados y limpiados, y las muestras congeladas para su análisis en el laboratorio. De esta forma, el dispositivo quedaba pronto para el siguiente evento de lluvia.

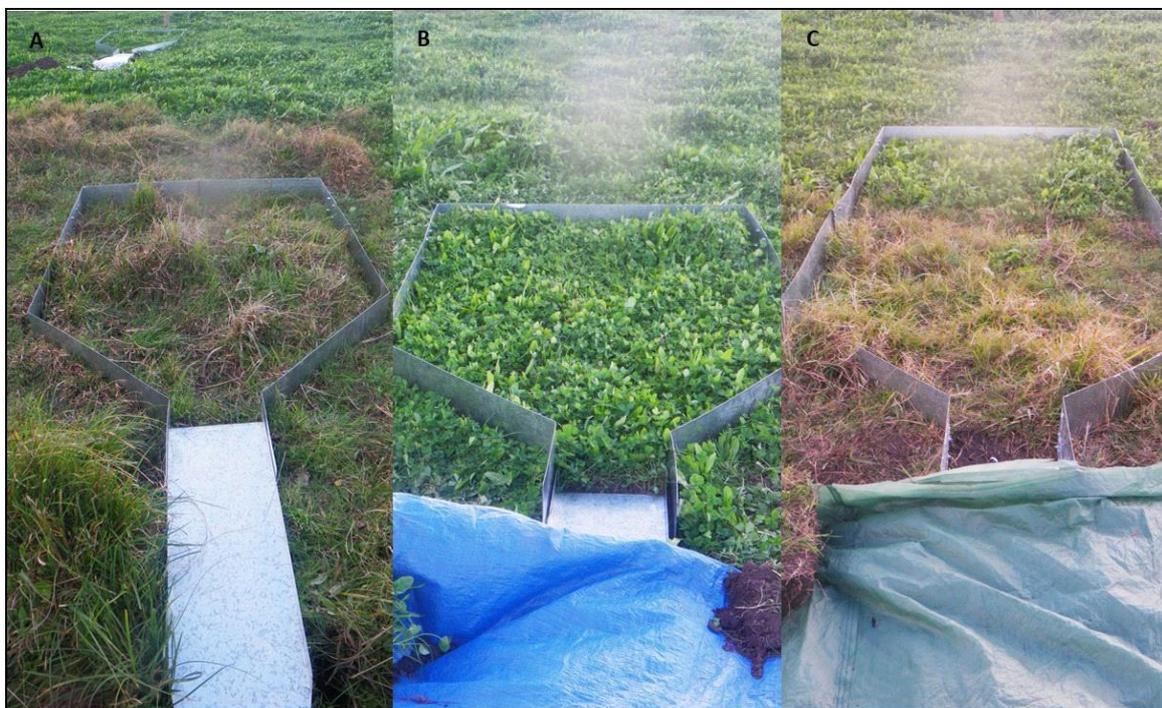


Figura 4. Imágenes de los tres tipos de las parcelas. **A.** Parcela de 1.5 * 1.5 m, colocada en el campo natural (3 en total). **B.** Parcela de 1.5 * 1.5 m, colocada en la pradera artificial (3 en total). **C.** Parcela mixta de 1.5 m de ancho por 3m de largo conteniendo pradera artificial y campo natural (6 en total, a 3 de ellas se les removía mecánicamente la parte de campo natural).

La colecta y preservación de las muestras se realizaron de acuerdo con Arocena (2016). Los nutrientes analizados y los procedimientos asociados fueron: fósforo total (**PT**; Valderrama, 1981; Murphy & Riley 1962), nitrógeno total (**NT**; Valderrama, 1981), nitrato (**NO₃**; Müller, 1955), nitrito (**NO₂**; Strickland & Parsons, 1972), amonio (**NH₄**; Koroleff, 1970) y fósforo reactivo soluble (**PRS**; Murphy & Riley 1962). El nitrógeno inorgánico disuelto (NID) fue estimado por la suma de NH₄, NO₂ y NO₃. También se cuantificaron los sólidos en suspensión (**SS**; APHA, 1985) y la materia orgánica asociada a los sólidos en suspensión por ignición (MOS; APHA, 1985).

Los contadores de caudal presentaron errores a lo largo de toda la fase experimental: algunos contadores no registraron flujo en todo el estudio, otros registraron flujos excesivos y otros presentaron una variabilidad que no se correspondía con la precipitación. Además, pruebas de campo mostraron distintas dificultades de los contadores para registrar flujos lentos. Es por esto que se utilizó el modelo de Número de Curva (NC; SCS, 1972) para estimar la escorrentía en las parcelas. En el caso de las parcelas mixtas se realizó un promedio del NC entre el valor para campo natural y el valor para pradera artificial.

Para obtener este parámetro, se utilizaron los datos de precipitación de la estación meteorológica de Rocha del Instituto Nacional de Meteorología (INUMET), que se encuentra a 15 km de la zona de estudio aproximadamente. Para los fines de este trabajo solo se utilizó el valor de precipitación diario sin tener en cuenta la duración de cada tormenta.

El modelo de NC se basa en los siguientes fenómenos: La acumulación inicial de la lluvia caída, depende de la capacidad de la cuenca de interceptarla, es decir, del almacenamiento de agua en las depresiones del suelo, de la retención por la vegetación y la infiltración, antes de que comience el escurrimiento. Una vez que se inicia el escurrimiento, algo más de lluvia se pierde, principalmente como infiltración, esto es lo que se llama retención actual del suelo (F). En la medida que la lluvia caída aumenta, la retención actual del suelo también aumenta, hasta un valor máximo: máxima retención posible (S).

El método supone entonces, una relación de balance de la escorrentía producida por una tormenta, expresado en las siguientes hipótesis:

$$1. P = I_a + F + Q$$

$$2. Q/(P - I_a) = F/S$$

Donde Q es la escorrentía, P la precipitación registrada por tormenta e I_a es la abstracción inicial (perdidas antes de que comience la escorrentía).

Combinando estas ecuaciones y considerando que F es la diferencia entre la precipitación eficaz ($P - I_a$) y la escorrentía, obtenemos la siguiente ecuación para determinar Q ($l.m^{-2}$):

$$Q = (P - I_a)^2 / P + S - I_a$$

Asumiendo que $P > I_a$, ya que de lo contrario $Q = 0$

El valor de **la** recomendado por la USDA, es de 0,2 S y hasta el momento no se han encontrado argumentos válidos para rectificarlo. Entonces al sustituir **la** en la ecuación anterior obtenemos que:

$$Q = (P - 0,2 S)^2 / P + 0,8 S$$

El parámetro S (la retención potencial máxima del suelo) se calcula a partir del valor correspondiente de NC para cada caso y para cada tipo de tratamiento (campo natural, pradera artificial y parcelas mixtas).

$$S = (25400/NC) - 254$$

El número de curva (NC, varía entre 0 - 100) es un parámetro que se obtiene de una tabla a partir de factores que describen el estado del suelo, como ser: el agua disponible y el grupo hidrológico del suelo (Durán, 1997), uso/manejo del mismo y condición hidrológica, que se estima a través de la densidad de la cobertura vegetal. Estos valores se corren en un modelo del USDA-Soil Conservation Service (1972) adaptado por Carlos Perdomo y el grupo de fertilidad de suelo (FAgro), con factores acordes a nuestro país. Para nuestro trabajo el grupo hidrológico (GH) corresponde a la formación José Pedro Varela, a la cual se le asigna un valor de GH 3, el uso del suelo seleccionado fue campo natural para el pastizal natural y pradera cultivada en surco recto, para la pradera artificial.

El valor NC es corregido por la condición de humedad antecedente del suelo (AMC, generada por la precipitación acumulada los 5 días previos a la tormenta) y por la estación del año en la que ocurre el evento de lluvia considerado (en nuestro caso, invierno). Por defecto, del modelo obtenemos el NC (II), ya que supone una AMC promedio. Si la humedad del suelo en el momento de inicio de la tormenta es menor o mayor, hay que corregir el NC (II). NC (I) corresponde a la corrección por condición de AMC baja (suelo seco), mientras que NC (III) corresponde a la corrección por condición de AMC alta (suelo saturado) en los 5 días previos al evento considerado. Las ecuaciones usadas se indican a continuación:

$$NC (I) = 4,2 NC (II) / (10 - 0,058 NC (II))$$

$$NC (III) = 23 NC (II) / (10 + 0,13 NC (II))$$

Luego de estimar el volumen que escurrió en cada evento de lluvia analizado, se multiplicó este valor por la concentración de nutrientes medida en el agua, para obtener la carga por evento para cada tratamiento. Para analizar efectos globales se calculó la carga acumulada de nutrientes para cada tratamiento, integrando la suma de todas las cargas de cada parcela a lo largo de todo el período de estudio. Dado que el muestreo se realizó durante 6 meses, se multiplicaron los valores de carga por dos para obtener una aproximación de los nutrientes exportados en un año.

Cada dos meses se relevó la biomasa vegetal (3 muestreos en total) tomando una muestra en las zonas adyacentes a las parcelas con cuadrantes de madera de 0.25 x

0.25 m. Estas muestras fueron pesadas en fresco y luego de ser secadas, para obtener el peso fresco y seco de la vegetación.

Al principio y al final del experimento se tomaron muestras de suelo con taladro (primeros 15 cm, separados en dos fracciones de 0 a 7 cm y de 7 a 15 cm) para cuantificar la concentración de P según la técnica de P Bray 1 (Bray et al., 1945).

Para evaluar la diferencia del aporte de nutrientes entre los tratamientos, se aplicó el test no paramétrico de Kruskal Wallis evento a evento, debido a que la ausencia de normalidad y homocedasticidad no permitió utilizar análisis de varianza. En los casos donde se detectaron diferencias significativas y para determinar qué pares de tratamientos las presentaban, se aplicó el Test de Mann-Whitney (Zar, 1999).

Escenarios de cambio en los usos del suelo y categorías de riesgo

La estrategia metodológica utilizada para la evaluación de riesgo fue analizar de forma integrada los datos de otros trabajos de la LR y la experimentación con las parcelas de escorrentía. De esta manera, se relevaron algunos de los aspectos relacionados con el riesgo de la reducción o pérdida del SE de prevención de la eutrofización en tres escenarios de uso de suelo. Para este análisis nos enfocamos en el P, ya que existen estudios donde se determinó el umbral de este nutriente en el agua de la LR por encima del cual se podría observarse crecimiento de cianobacterias (Cabrera, 2015).

Los insumos utilizados fueron:

- La clasificación de la cobertura y usos del suelo del año 2011 para la LR (Nin et al., 2016).
- Los coeficientes de exportación de P y la superficie de las principales coberturas y usos del suelo con las que se obtiene la exportación anual de P desde la cuenca (Rodríguez-Gallego et al., 2017).
- La carga de P exportada desde la cuenca que podría determinar el crecimiento de cianobacterias en la LR (Cabrera, 2015), la cual se calculó en base a la carga y concentración de este nutriente que estaría disponible en el agua de la LR (expresada en PT y PRS).

La secuencia de pasos seguidos para calcular estos valores se indica en la figura 5.



Figura 5. Esquema adaptado de Cabrera (2015). Cálculos utilizados para determinar el porcentaje de PT y PRS que estaría disponible en el agua de la LR a partir de la carga de P exportada por la cuenca de la LR en el año 2011 (Nin et al., 2016). La carga de PT que llega a la LR fue calculada de dos maneras distintas; a partir del porcentaje de retención estimado con las parcelas de escorrentía instaladas durante esta tesis y a partir del trabajo de los datos bibliográficos utilizados.

a) Cálculo del PRS umbral aceptable para evitar el crecimiento de cianobacterias

Para determinar el umbral de P aceptable por debajo del cual no se observaría crecimiento de cianobacterias en la LR, se utilizaron los valores obtenidos en la tesis de Cabrera (2015). Esta autora, a través de una modelación hidrodinámica acoplada a una modelación de calidad del agua, estimó un rango de concentración de 25 $\mu\text{g/l}$ a 45 $\mu\text{g/l}$ de PRS en el agua a partir del cual las cianobacterias comenzarían a crecer en la laguna. Cabe destacar que el valor de 25 $\mu\text{g/l}$ de PRS coincide con la concentración admisible de PT establecida en el decreto 253/79 para los cuerpos de agua de las categorías 1, 2 y 3. De esta manera, el nivel legal actual establecido estaría bastante por debajo de 25 $\mu\text{g/l}$ de PRS, dado que este valor representa una fracción del PT.

Luego se multiplicaron los valores de dicho rango de PRS aceptable por el volumen de agua de la LR. Este valor se obtuvo del producto entre la superficie del espejo de agua por la profundidad media de la laguna ($4.38 \times 10^7 \text{ m}^3$, calculada en Rodríguez-Gallego, 2010). De esta manera se obtuvo la carga de PRS umbral en la laguna por debajo de la cual no se observarían floraciones de cianobacterias, y dicha carga se encuentra en un rango entre 1095 y 1972 kg de PRS. En este análisis no se consideró el tiempo en el cual podrían alcanzarse estos valores, ni el tiempo que la LR demoraría en modificarlos, si no que se definieron estos rangos de P como parámetros para definir un estado de la LR con respecto a el crecimiento de cianobacterias.

b) Cálculo del PT exportado desde la cuenca a la Laguna de Rocha

La superficie de los usos y coberturas del suelo se obtuvo de la clasificación que realizaron Nin et al. (2016) a partir de una imagen satelital del año 2011. La superficie de cada uso del suelo fue multiplicada por un coeficiente de exportación de P específico, y posteriormente se sumó el aporte de todos los usos y coberturas para obtener la carga total de P que sería exportada desde la cuenca en un año. Para los

finés de este trabajo se omitieron los aportes correspondientes a la ciudad de Rocha, ya que se intentaban evaluar los usos productivos únicamente. Además, se contaba con poca información sobre el sistema de saneamiento y las estimaciones primarias realizadas podrían ser poco confiables. Finalmente, se sumaron los aportes de todas las coberturas, y se obtuvo la totalidad de P exportado desde la cuenca hacia la LR (ver tablas de 4 a 8 en sección resultados).

A partir de dicho valor se estimó la fracción del P exportado que quedaría retenido en la cuenca debido al tipo de suelo y vegetación herbácea. Para esto se utilizaron dos porcentajes de retención: el obtenido en las parcelas de escorrentía de esta tesis, y el estimado por distintos autores a través de la simulación de lluvias (Abu-Zreig et al., 2003; Deng et al., 2011) o utilizando tormentas verdaderas (Al-wadaey et al., 2012) en microcuencas o parcelas de escorrentía con usos agrícolas, ganaderos y de pasturas naturales, con pendientes similares a las encontradas en nuestra zona experimental (entre 2 y 5 %). Estos autores encontraron valores de retención de P dentro de un rango de 79-85% de eficiencia. Para los cálculos realizados en este trabajo se utilizó entonces el valor promedio de 80% de eficiencia de retención de P, lo cual se consideró apropiado para poder establecer comparaciones. A partir de estas dos estimaciones se obtuvo la carga de PT que podría llegar a la LR (Figura 5).

Finalmente, se determinó a qué proporción de PRS en el agua corresponde este valor de PT. Según la proporción histórica entre PRS y PT en el agua, monitoreada durante 19 años en la LR (Sección Limnología de Facultad de Ciencias/CURE, sin publicar), el 29 % (ds = ± 20) del PT está disponible en forma de PRS (Figura 5). Al multiplicar la carga de PT exportada por la cuenca por el porcentaje de PRS del PT (29 %) se obtuvo la carga de PRS que se esperaría observar en la laguna en función al aporte desde la cuenca. De esta forma, la carga de PRS exportada por la cuenca y por debajo de la cual no se observarían floraciones de cianobacterias corresponde a 3809 kg – 6843 kg de PT en la LR. Este rango se desprende del umbral de concentración de PRS (25 - 45 $\mu\text{g/l}$) determinado en Cabrera (2015) como se muestra en la Figura 5, además se utilizaron los mismos valores de conversión para obtener la carga de PT exportada a la LR.

c) Evaluación del riesgo de pérdida del SE de prevención de la eutrofización

Para evaluar el riesgo de reducción o pérdida del SE de prevención de la eutrofización (y por ende una reducción de la calidad del agua de la LR) debido al aumento de los aportes agrícolas y la reducción de las zonas buffer, se definieron tres categorías de riesgo de crecimiento de cianobacterias en función del umbral de concentración de PRS en la LR. Cabrera (2015) estimó que entre 25 $\mu\text{g/l}$ y 45 $\mu\text{g/l}$ de PRS comenzarían a crecer las cianobacterias y por debajo de dicho rango se evitaría su crecimiento y por tanto el potencial desarrollo de floraciones algales. En base a este rango de PRS se decidió generar tres niveles de riesgo de crecimiento de cianobacterias (ver tabla 1), un nivel de riesgo bajo si la concentración de PRS se mantiene por debajo de 25 $\mu\text{g/l}$, un nivel intermedio si el rango es intermedio y no supera los 45 $\mu\text{g/l}$, y un nivel de riesgo alto si la concentración de PRS supera los 45 $\mu\text{g/l}$ (Tabla 1). Se utilizó el valor inferior del rango, ya que en la estimación de Cabrera (2015) para la parte Sur de la LR a partir de los 23 $\mu\text{g/l}$ ya se comenzaría a observar crecimiento de cianobacterias. Además, se consideró este valor concordando con la normativa vigente (Decreto

253/79). Teniendo en cuenta que existen otros factores como la temperatura y salinidad que también están influyendo en este crecimiento y considerando las dificultades de manejo una vez sobrepasados los umbrales de crecimiento de estas microalgas, se tomaron precautoriamente como aceptables (con menor riesgo), aquellos valores por debajo de 25 µg/l. A partir de esta “regla de medida”, y con estos criterios establecidos a priori, fue posible evaluar los riesgos en función de los aportes de nutrientes estimados (a partir de las parcelas o los datos bibliográficos) en los distintos escenarios (ver Figura 6 y sección siguiente por una descripción detallada de los escenarios).

Cabe aclarar que esta aproximación se basa en una serie de simplificaciones que no pueden ignorarse, como ser la no consideración de las diferencias en la composición y estructura de las zonas buffer (e.g ancho) y por tanto las posibles diferencias en la eficiencia de retención de nutrientes, estos atributos deberían explorarse en futuros estudios, utilizando datos reales estimados a nivel local. De la misma forma, no se tomaron en cuenta otras variables que son determinantes en el crecimiento de cianobacterias y en la posible generación de floraciones potencialmente tóxicas como ser la temperatura, el viento, la estratificación vertical, o incluso la carga y/o aporte de nutrientes en otros compartimentos del sistema (e.g. sedimentos del fondo).

Tabla 1. Criterios para la clasificación del riesgo determinado por el aporte de PT desde la cuenca a la LR. A medida que aumenta el PT exportado, aumenta la carga de PT en la LR y consecuentemente la probabilidad de observar floraciones de cianobacterias. Esto determina un mayor riesgo de pérdida del SE prevención de la eutrofización en la LR.

RELACION ENTRE PT EXPORTADO POR LA CUENCA Y EL LIMITE ESTABLECIDO PARA LA LR	PROBABILIDAD DE FLORACIONES	NIVEL DE RIESGO
PT exportado por la cuenca \leq PT umbral en la LR (3809 kg)	No se espera observar crecimiento de cianobacterias	Riesgo ↓
PT exportado por la cuenca $>$ PT umbral en la LR (3809-6843 kg)	Se espera observar episodios de crecimiento de cianobacterias	Riesgo intermedio
PT exportado por la cuenca \gg PT umbral en la LR (6843 kg)	Se espera observar floraciones severas de cianobacterias	Riesgo ↑

d) Construcción de Escenarios

Para construir los escenarios de riesgo de pérdida del SE prevención de la eutrofización, se consideraron cambios de gran magnitud en los usos y coberturas del suelo de la cuenca y sus coeficientes de exportación respectivos. El primer escenario representa la situación actual (Escenario 1) y fue tomado del análisis de la imagen satelital analizada por Nin et al. (2016) del año 2011 (Tabla 4). Los otros dos escenarios se confeccionaron a partir de la tendencia de aumento de la agricultura constatadas por Nin et al. (2016) en base al análisis de superficies destinada a la agricultura en el año 1997, 2011 y al máximo desarrollo que pudiera darse en este uso del suelo según

aptitud. Se tuvo en cuenta que en el trabajo referido anteriormente se constató que la superficie de la agricultura se duplicó en 14 años (de 7463 ha a 11100 ha). Asimismo, esta selección de escenarios concuerda en parte con lo indicado por los productores en las entrevistas realizadas (ver detalle en la siguiente sección). Es importante destacar que este no es un análisis temporal, es decir que no considera cuanto tiempo le podría llevar al sistema alcanzar los valores de superficie de agricultura antes indicados, sino que por el contrario compara un único año de cada escenario una vez que el sistema haya alcanzado dichas condiciones. Además, este análisis no pretendió tener una función predictiva, si no que se utilizó como ejercicio para observar distintas variaciones contrastantes en el uso del suelo y sus posibles consecuencias en cuanto a la exportación de P a la LR. Asimismo con esta aproximación, se intentó constituir una matriz de umbrales de riesgo para realizar propuestas de manejo conforme a éstos.

Los escenarios analizados fueron 5. La superficie de agricultura en 2011 (actual), la superficie de agricultura en 2011 duplicada y la superficie de agricultura en 2011 reducida a la mitad y cada uno de estos últimos dos calculados para cultivo predominante de pradera artificial o soja (Figura 6). Esto implica un cambio sustancial en el valor del coeficiente de exportación para cada uso del suelo.

SUPERFICIE ANALIZADA	ESCENARIO	RETENCION EN LA CUENCA
1. ACTUALIDAD		DATOS BIBLIOGRAFICOS
		PARCELAS
DUPLICANDO AGRICULTURA	2. TODA LA AGRICULTURA ES PRADERA ARTIFICIAL	DATOS BIBLIOGRAFICOS
		PARCELAS
REDUCIENDO LA AGRICULTURA A LA MITAD	3. TODA LA AGRICULTURA ES SOJA	DATOS BIBLIOGRAFICOS
		PARCELAS
REDUCIENDO LA AGRICULTURA A LA MITAD	4. TODA LA AGRICULTURA ES PRADERA ARTIFICIAL	DATOS BIBLIOGRAFICOS
		PARCELAS
REDUCIENDO LA AGRICULTURA A LA MITAD	5. TODA LA AGRICULTURA ES SOJA	DATOS BIBLIOGRAFICOS
		PARCELAS

Figura 6. Esquema de los 5 escenarios analizados con los dos diferentes coeficientes de retención de P. A la izquierda se indica la superficie de agricultura analizada. En el centro se indican los dos tipos de cultivo analizados en cada escenario (pradera artificial o soja). A la derecha se indica el porcentaje de retención de P analizado (Datos bibliográficos o el obtenido con las parcelas de escorrentía).

Dado que el coeficiente de exportación del cultivo de soja es bastante elevado con respecto al de las praderas artificiales, se generarían efectos distintos en cuanto a los aportes de P. En el contexto de este análisis, observar las diferencias entre ambos

cultivos introduce un valor directo vinculado a la gestión y uso del suelo. A su vez, cada uno de estos escenarios, se analizó de dos formas diferentes: una teniendo en cuenta el porcentaje de retención estimado con las parcelas de escorrentía y otro utilizando el valor promedio estimado por Abu-Zreig et al. (2003); Deng et al. (2011) y Al-wadaey et al. (2012). De esta manera se analizaron en total cinco escenarios, cada uno de ellos analizado con dos estimaciones distintas (Tablas 4, 5, 6, 7 y 8).

Para calcular la exportación anual en cada escenario se consideraron los siguientes usos del suelo: forestación, campo natural, agricultura y “otras coberturas” (incluyendo arenales, pastizales inundables, montes fluviales y serranos). La superficie de los usos y coberturas del suelo que se modificaron para construir los escenarios fueron la agricultura y el campo natural que se utiliza en ganadería.

La forestación y las “otras coberturas del suelo” se mantuvieron fijas, es decir no se modificó su superficie. En el primer caso se debe a que los suelos que actualmente no se encuentran forestados no pueden ser reconvertidos a agricultura, pasturas u otras coberturas en un plazo corto de tiempo (Nin et al., 2016; Rodríguez-Gallego, 2010), mientras que las “otras coberturas” no pueden ser modificadas ya que proporcionan diversos servicios ecosistémicos, existe normativa que los protege, y/o la mayoría no son aptos para la producción.

Visión de los productores de la cuenca de la Laguna de Rocha

Como otro componente significativo de la evaluación de riesgo, se relevó la percepción de los productores en cuanto a la relación existente entre las actividades productivas y la calidad de agua en la LR. Sus opiniones se consideraron como atributos de la vulnerabilidad del sistema (Blaikie et al., 2014; Pamungkas et al., 2014).

Para ello se entrevistaron seis productores locales (entre junio y agosto de 2016) con el fin de conocer su postura con respecto a las zonas buffer, relevar qué tan informados acerca de su funcionamiento están y qué estrategias existen para implementarlas, saber cuál es su percepción sobre el vínculo entre las distintas coberturas del suelo y la prevención de la eutrofización y finalmente relevar su visión a futuro acerca de las formas y tendencias de producción en la zona de estudio. Asimismo, se indagó sobre la posibilidad de encontrar distintos modelos de manejo que tiendan a minimizar los impactos de la producción agro-ganadera (aumento de nutrientes por fertilización inapropiada y/o remoción de la vegetación herbácea) en los cursos de agua y LR (ver propuesta de entrevista a continuación).

Como fue señalado anteriormente, los insumos obtenidos en esta etapa se incluyeron en la elaboración y análisis de los escenarios, así como también en el listado de lineamientos estratégicos. Específicamente la visión a futuro de los productores en combinación con lo propuesto en el trabajo de Nin et al. (2016), se usó para la creación de los escenarios, al momento de desplegar las tendencias en el uso del suelo (Figura 6). Además, las posibles estrategias para incentivar el mantenimiento de las zonas buffer y estrategias alternativas en el manejo de los predios agrícolas se utilizaron para el análisis de objetivos focales para la conservación y se incluyeron en el listado de lineamientos estratégicos.

Para seleccionar a los productores se consideraron tres aspectos esenciales: (a) que tuvieran actividad laboral en la cuenca de la LR al menos durante los últimos 5 años, produciendo o asesorando establecimientos productivos de al menos 200 ha, (b) que participaran en ámbitos de gestión de la LR como un indicador de su nivel de involucramiento y apertura a discutir aspectos de manejo, normativa, etc. (e.g. Comisión Asesora Especifica-CAE, asociaciones de productores); (c) además se buscó que fueran representativos de los distintos tipos de producción desarrollados en la cuenca, intentando asimismo relevar la mayor cantidad posible de manejos (i.e. producción intensiva/extensiva, ganadería/agricultura, con soja/sin soja).

A través de esta consulta se buscó generar un aporte cualitativo al análisis de riesgo, teniendo como premisa que el conocimiento del productor acerca del vínculo entre las actividades agrícolas y las funciones de las zonas buffer, podría contribuir al mantenimiento de las mismas, lo que minimizaría el riesgo de eutrofización en la LR por aportes de la agricultura. Dada la naturaleza de la entrevista se elaboró una pauta semiestructurada, entendida como una guía de asuntos o preguntas donde el entrevistador tiene la libertad de introducir preguntas adicionales para precisar conceptos u obtener mayor información sobre los temas deseados (Hernández et al., 2010).

CUESTIONARIO PROPUESTO: entrevista semi estructurada, comenzando con el relevo de los datos del productor y su actividad productiva.

Nombre:

Edad:

Profesión:

Procedencia:

Propietario/ Arrendatario:

Tamaño del predio:

Producción:

¿Qué superficie le asigna a cada uso del suelo?

¿Desde hace cuánto que hace agricultura-ganadería?

¿Qué tipos de cultivos ha sembrado?

Tipo de Manejo:

¿Aplica Fertilizantes?

¿Cuales? ¿Cómo los aplica? ¿Cuándo?

¿Aplica Plaguicidas?

¿Cuales? ¿Cómo los aplica? ¿Cuándo?

1. INFORMACIÓN SOBRE LAS ZONAS BUFFER O FILTROS DE VEGETACIÓN HERBÁCEA

- a. ¿Conoce ud. lo que son los filtros de vegetación herbácea y sus funciones en el ecosistema? Si los conoce pasamos a b, si no se explicaría brevemente antes de seguir (Igualmente si tiene un concepto errado)
- b. ¿Le parece importante mantener estos filtros? ¿Porque? ¿Considera que cumplen alguna función relevante dentro de su campo o fuera de él?
- c. ¿Tiene alguno en su campo? ¿Cómo son? ¿Dónde se ubican? Si la respuesta es sí: ¿De cuántos metros aproximadamente? ¿Que lo motivó a dejarlos? ¿Permite que el ganado se alimente en esa área?
- d. ¿Considera que esto es importante dentro de su producción o no le adjudica ningún valor agregado? ¿Por qué? ¿Considera que repercute negativamente en su producción?

2. INTENCION/DISPOSICION: SI NO TIENE INFORMACION O SI NO TIENE BUFFERS

- a. ¿Le parece que podría implementarlos? Si la respuesta es no: ¿por qué? Si la respuesta es sí: ¿hasta cuantos metros más considera que podría dejar sin que se viera afectada su actividad?
- b. Si se estableciera la obligatoriedad de dejar estos filtros y además se prohibiera que el ganado se alimente de ellos, ¿cuál sería su postura? ¿Y si otros productores comenzaran a conservar los buffer en predios contiguos?

3. VISION A FUTURO DE LAS ACTIVIDADES EN LA CUENCA DE LA LR

- a. Cuáles son las actividades productivas que considera se realizaran mayoritariamente en la cuenca durante los próximos años? ¿Por qué?
- b. Como considera que evolucionará la agricultura, la ganadería y la forestación? ¿Por qué?

Viabilidad para la conservación de las zonas buffer

Finalmente, se realizó un análisis de viabilidad para la conservación de las zonas buffer en la LR de acuerdo a una simplificación de los Estándares Abiertos para la Conservación (Schwartz et al., 2012) y las Directrices de planificación de DINAMA (DINAMA, 2012). Este análisis identificó a la vegetación herbácea que actúa como buffer, como el objeto focal de conservación. El objeto focal está vinculado con un

objetivo concreto el cual representa el estado deseable para para aquello que se pretende conservar. En este caso se pretende fomentar el mantenimiento y valorización de zonas buffer como proveedoras del SE de prevención de la eutrofización. Específicamente, las superficies de vegetación herbácea que se encuentran adyacentes a los predios agrícola-ganaderos y en los márgenes de la LR. Luego se analizaron los aspectos que comúnmente se observan degradados de dicha vegetación, las causas directas e indirectas de dicha degradación y los actores o instituciones involucradas en su gestión y manejo. Esto se representó en un esquema donde claramente se identifican las relaciones causa-efecto (modelo conceptual según Schwartz et al., 2012). Este esquema se elaboró en base a trabajos previos para la laguna de Rocha, consulta a expertos y las entrevistas realizadas con los productores, además de las observaciones realizadas durante la tesis (Figura 13).

A partir de dicho análisis se identificaron medidas de gestión dirigidas por un lado, a mejorar el estado del objeto focal, es decir revirtiendo alguno de los aspectos degradados, o a disminuir o eliminar algunas amenazas directas e indirectas. Además, se identificaron algunas oportunidades existentes en la zona o el contexto del país que podrían contribuir a mejorar el estado de estas zonas buffer. Las medidas de gestión y de oportunidades se ordenaron en lineamientos estratégicos donde se indican algunas metas a alcanzar mediante una serie de acciones. Esta metodología de planificación ambiental se encuadra dentro del manejo adaptativo y establece una guía de pasos o estándares para potenciar distintos proyectos de conservación, incluyendo las etapas de diseño, manejo y monitoreo.

7 RESULTADOS

Análisis de la exportación y retención de nutrientes en parcelas de escorrentía

El nivel de P disponible en el suelo estimado como P Bray 1 en la pradera artificial, fue 7 ppm y 6 ppm, al inicio y al final del estudio respectivamente. En el campo natural el P en el suelo fue 5 ppm al inicio y 3.3 ppm al final. Esta diferencia se podría deber a la variabilidad natural entre los dos tipos de coberturas herbáceas de cada zona. Por otra parte cuando se tomó la primera muestra de suelo en el mes de julio (2015), el suelo estaba saturado de agua y había poco crecimiento de plantas. La última muestra se tomó en noviembre (2015) donde la vegetación se encontraba en pleno crecimiento.

En el período de estudio se registraron 7 eventos de precipitaciones superiores a 10 mm, siendo 5 de ellas mayores a 30 mm. Durante el período de prueba de las parcelas observamos que por encima de 10 mm, la escorrentía era suficiente como para obtener agua en los baldes. En la tabla 2 se muestran los valores de precipitación y estimación de escorrentía por el modelo NC para cada evento. Si bien en los 7 eventos se colectó agua en los baldes solo los últimos 5 pudieron analizarse, ya que en los dos primeros (julio y agosto) la estimación del modelo de NC fue de 0 l/m². El evento con

mayor precipitación (16 de setiembre de 2015) presentó los valores más altos de escurrimiento estimado para todas las parcelas.

Debido a que en todos los tratamientos se presentaron dificultades, sin un patrón explicable, fue imposible utilizar los datos de los contadores de flujo. Por estos inconvenientes, se estimó la esorrentía mediante el modelo de NC. Si bien este modelo no es lo suficientemente preciso, nos permitió tener una estimación que al menos asume los mismos supuestos y tipos de errores en todos los tratamientos. Es importante entonces considerar los supuestos del NC para interpretar los datos. Por ejemplo, asume que los cultivos generan mayor esorrentía que el campo natural. Por otra parte, subestimó la esorrentía en dos eventos de lluvia donde se verificó escurrimiento (Tabla 2). Pese a las dificultades experimentales, el modelo de NC posibilitó la estimación de la esorrentía, que al ser multiplicada por la concentración de los nutrientes en el agua colectada, nos permitió obtener estimaciones de cargas de nutrientes exportadas por los distintos tratamientos.

Tabla 2. Escurrimiento calculado según del modelo de Número de Curva (NC) y los datos de pluviometría para cada evento tomados de la estación Rocha de INUMET. Para el cálculo de las parcelas mixtas se utilizó un promedio del escurrimiento entre pradera y pastizal.

Mes	Jul18	Ago3	Set11	Set16	Oct17	Nov4	Dic3
Precipitación (mm)	16	34	40	89	18	56	52
Escurrimiento pastizal (l.m ⁻²)	0	0	4	29	0	2	2
Escurrimiento pradera artificial (l.m ⁻²)	0	0	9	41	1	7	8
Escurrimiento mixtas (l.m ⁻²)	0	0	6,5	35	0,5	4,5	5

Biomasa en los tratamientos

En todas las parcelas se detectó un crecimiento de la biomasa entre los meses de agosto y diciembre, salvo en las parcelas mixtas donde la biomasa disminuyó en octubre. Al inicio del experimento, la biomasa fue similar en todos los tratamientos, encontrándose dentro del entorno de los 50 gPS/m² (Figura 7). Hacia el final del experimento, la biomasa de la pradera artificial presentó los valores más altos (169,5 gPS/m²), seguida de las praderas mixtas (122,4 gPS/m²) y de las de pastizal (128,3 gPS/m²) (Tabla 3).

Tabla 3. Estimación de la biomasa (gPS/m²) en las parcelas de esorrentía: valor medio y desvío estándar para cada tratamiento en los meses de Agosto, Octubre y Diciembre de 2015.

TRATAMIENTO	BIOMASA AGOSTO(gPS/m ²)	BIOMASA OCTUBRE(gPS/m ²)	BIOMASA DICIEMBRE(gPS/m ²)
PRADERA ARTIFICIAL	45 (± 2,4)	90 (± 28,4)	169 (± 91,1)
MIXTA	49 (± 8,7)	62 (± 2,15)	122 (± 35,3)
MIXTA CORTADA	44 (± 4,9)	38,1 (± 8,8)	72 (± 20,3)
PASTIZAL	38 (± 19,3)	41 (± 3,2)	118 (± 13,8)

Las diferencias entre tratamientos fueron estadísticamente significativas únicamente en el mes de octubre ($p < 0.05$) (Test de Kruskal-Wallis). De la comparación de tratamientos en el mes de octubre la biomasa de la pradera artificial fue significativamente diferente de la parcela mixta cortada y la de pastizal, la parcela mixta cortada resultó diferente a la mixta ($p < 0.05$) y la parcela mixta a la de pastizal ($p < 0.001$) (Test de Mann-Whitney).

Si bien en diciembre la biomasa de la pradera artificial resultó mayor que la de campo natural, la biomasa se acumulaba en altura con poca cobertura a nivel del suelo. De manera contraria, el campo natural presentaba menor altura pero una densidad muy elevada a nivel del suelo.

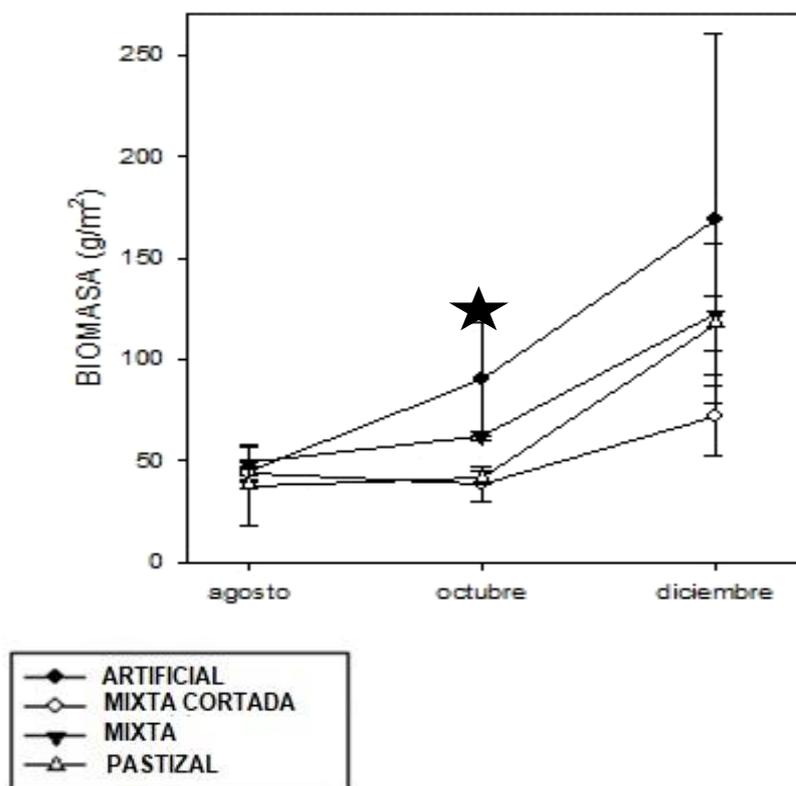


Figura 7. Biomasa (g/m^2) durante el período de estudio en todos los tratamientos. El asterisco indica el evento en donde se encontraron diferencias significativas entre tratamientos ($p < 0.05$).

Carga de sólidos en suspensión y nutrientes totales

La carga de SS siempre fue mayor en las parcelas de pradera artificial, seguida de las parcelas mixtas cortadas y las de campo ($p \leq 0.03$). Se observaron valores considerablemente más altos para el evento del 16 de setiembre, en el que se registraron precipitaciones de 89 mm, pero se mantuvo el patrón general (artificial, seguida de mixta cortada y campo natural) (Figura 8 A).

La carga de SS mostró diferencias significativas entre tratamientos en los eventos de octubre ($h= 10,5319$, $df = 3$, $p = 0.01455$), noviembre ($h= 8,641$, $df = 3$, $p = 0.03446$) y diciembre ($h= 8,641$, $df = 3$, $p = 0.03446$) (Test de Kruskal-Wallis). Para estos meses la carga en la pradera artificial resultó mayor que en las mixtas y las parcelas con campo natural (ver Tabla 10 en anexos).

La carga estimada de PT resultó mayor en las parcelas de pradera artificial que en las de campo natural. Para los eventos de octubre, noviembre y diciembre los mayores valores de carga se encontraron en pradera artificial, seguidos de mixta cortada, mixta, y campo natural (Figura 8 B). Nuevamente se observaron valores de carga bastante mayores para el evento del 16 de setiembre, aunque las diferencias entre tratamientos no resultaron significativas ($p=0.527$). Solo se encontraron diferencias significativas entre eventos en los meses de octubre ($h = 9,9822$, $df = 3$, $p = 0.01872$), noviembre ($h= 9,4304$, $df = 3$, $p = 0.02408$) y diciembre ($h= 9,359$, $df = 3$, $p = 0.02488$) (Test de Kruskal-Wallis) (ver Tabla 11 en anexos).

La carga estimada para NT, mostró un perfil similar al de PT, pero con valores un orden de magnitud mayor (Figura 8 C). Únicamente se encontraron diferencias significativas entre tratamientos para los eventos de octubre ($h= 9,5125$, $df = 3$, $p = 0.0232$) y diciembre ($h= 9,359$, $df = 3$, $p = 0.02488$) (Test de Kruskal-Wallis) (ver Tabla 12 en anexos).

En los eventos de julio y agosto las cargas resultaron en 0 Kg/ha para todos los eventos dado que el volumen de escorrentía estimado por el modelo de NC fue 0 l/m². Como se discutirá en la siguiente sección, esto determinó que algunos muestreos quedaran por fuera del análisis. Además, en el mes en octubre el modelo NC no registró escorrentía en las parcelas con campo natural por lo que la carga resultó 0 Kg/ha para todos los nutrientes totales de pastizal natural durante dicho mes. Esto se debe a que el tipo de manejo y tratamiento del suelo asociado al pastizal natural que se cargó en el modelo, generó un valor diferente de NC, al que se generó en la pradera artificial para la cual si registro escorrentía.

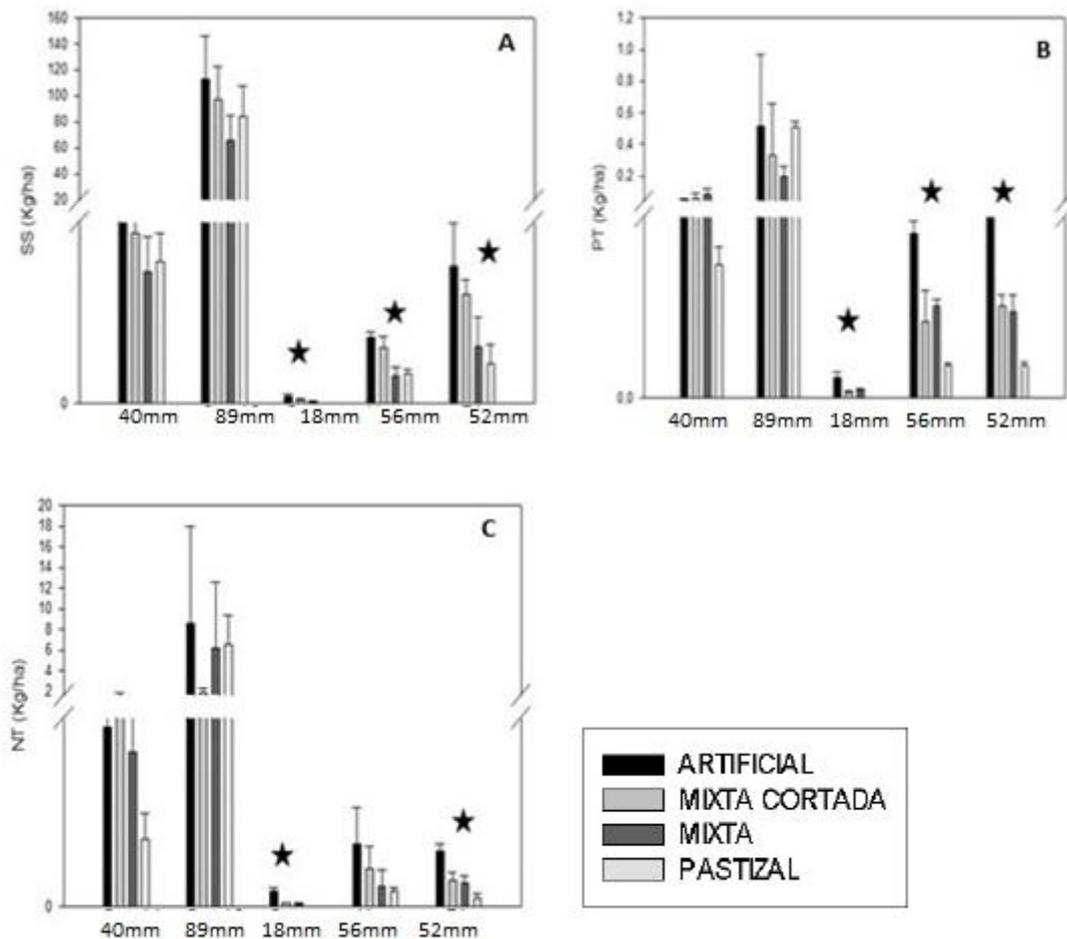


Figura 8. Carga de A: SS, B: PT y C: NT para los eventos con escorrentía estimada mediante el NC (Set11, Set16, Oct, Nov, Dic). Cada grupo de barras corresponde a un mismo evento de lluvia, el valor de cada uno se indica debajo de cada grupo en mm. Cada barra representa el valor promedio de las tres parcelas bajo igual tratamiento y su desvío estándar. Los asteriscos indican diferencias significativas entre los tratamientos.

Carga acumulada de SS y nutrientes totales

Las diferencias no fueron significativas estadísticamente entre los tratamientos, para ninguna de estas variables. La carga acumulada (sumando todos los eventos con estimación de escorrentía) de los SS mostró valores mayores para pradera artificial ($p=143$ kg/ha, $ds=37$), seguida de mixta cortada ($p=0,0012$ kg/ha, $ds=0,0003$), campo natural ($p=0,001$ kg/ha, $ds=0,0003$), y mixta ($p=0,001$ kg/ha, $ds=0,0002$) (Figura 9 A).

La carga acumulada de PT de la pradera artificial presentó los mayores valores ($p=0,642$ kg/ha, $ds=0,46$), seguida de campo natural ($p=0,55$ kg/ha, $ds=0,315$), mixta ($p=0,42$ kg/ha, $ds=0,33$) y mixta cortada ($p=0,32$ kg/ha, $ds=0,07$) (Figura 9 B). Al igual que en el caso de los SS, no se encontraron diferencias significativas entre tratamientos ($p=0,562$).

La carga acumulada de NT resultó más alta para pradera artificial ($p=10,6$ kg/ha, $ds=9,1$), seguida de mixta ($p=7,6$ kg/ha, $ds=6,3$), campo natural ($p=7,2$ kg/ha, $ds=3,0$) y

por último mixta cortada ($p=3,7$ kg/ha, $ds= 1,2$) (Figura 9 C). Al igual que en los dos casos anteriores, las diferencias entre tratamientos no fueron significativas ($p>0.01$) (Test de Kruskal-Wallis).

Esta metodología permitió estimar la carga de P y N exportada por superficie de las distintas coberturas del suelo durante los 6 meses de muestreo. En total, la pradera artificial exportó 11 Kg/ha de NT y 0.64 Kg/ha de PT, mientras que el campo natural exportó 7 y 0.55 Kg/ha, respectivamente.

Para calcular el porcentaje de retención de cada nutriente en la vegetación de la zona buffer se asumió que la carga acumulada de pradera artificial representaba la totalidad de nutrientes, a dicha carga se le restó la carga acumulada de las parcelas mixtas para el cálculo del porcentaje de retención. Se utilizó el promedio de la carga acumulada de las parcelas mixtas y mixtas cortadas, ya que en general no presentaron diferencias significativas entre sí. Además el efecto de retención se observa en una parcela que tiene tanto cultivo como vegetación que realice la función de buffer, lo que no se observaría en la parcela únicamente de pastizal. La retención en porcentaje de los SS resultó 28%, la de PT 42% y la de NT 47%.

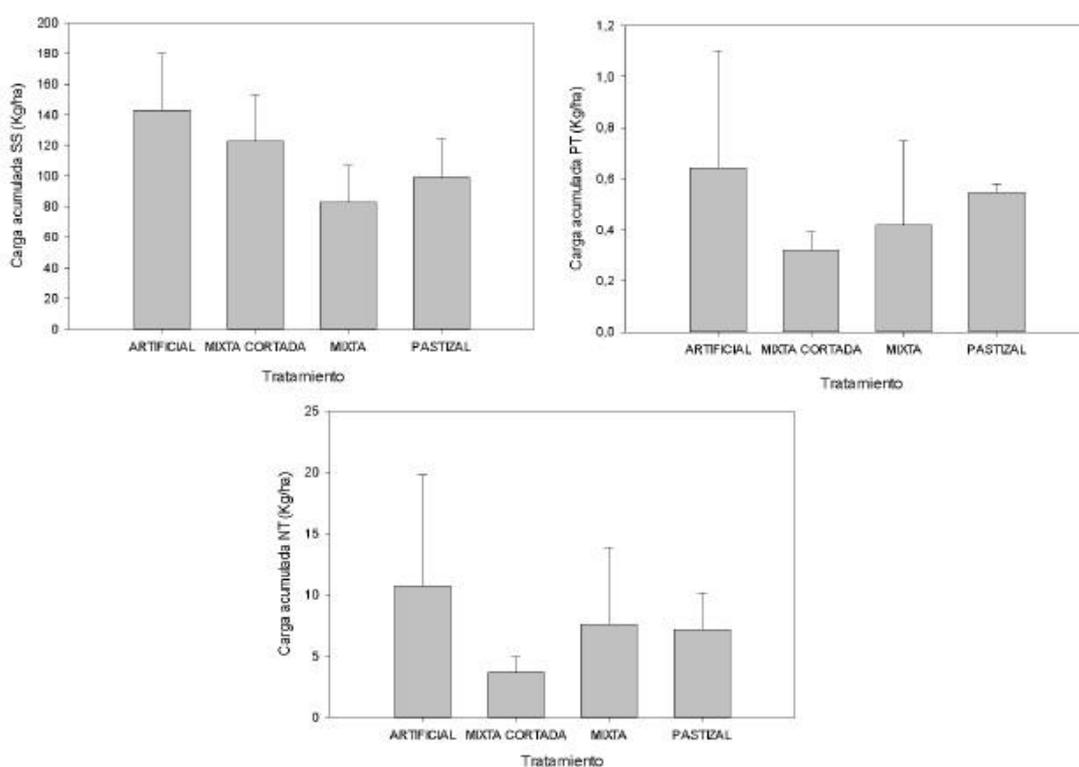


Figura 9. Carga acumulada para el período de estudio de A: SS, B: PT y C: NT. Las barras representan el promedio de cargas acumuladas para todos los tratamientos y su desvío estándar.

Carga de nutrientes disueltos

El PRS mostró una gran variabilidad de la carga evento a evento (Figura 10 D), con valores considerablemente mayores para el evento de mayor precipitación registrado

en el período de estudio (16 de setiembre). No se observaron diferencias significativas entre tratamientos, excepto en el mes de octubre ($h= 9,838$, $df = 3$, $p = 0.019$) y noviembre ($h= 8,7436$, $df = 3$, $p = 0.0329$) (Test de Kruskal-Wallis). Para los eventos de octubre, noviembre y diciembre se observó una carga mayor para pradera artificial, seguida de parcelas mixtas y por último campo natural (ver Tabla 16 en anexos).

De forma similar, para el NO_3 se observaron diferencias significativas entre tratamientos para los eventos del 11 de setiembre ($h= 9,43$, $df = 3$, $p = 0.024$), octubre ($h= 9,024$, $df = 3$, $p = 0.029$), noviembre ($h= 9,666$, $df = 3$, $p = 0.022$) y diciembre ($h= 9,43$, $df = 3$, $p = 0.024$) (Figura 10 C). La carga fue significativamente mayor en la pradera artificial, seguida de las parcelas mixtas y el campo natural con los valores más bajos ($p < 0.001$). Las diferencias de carga para NO_3 fueron significativas entre tratamientos ($p < 0.001$) (ver Tabla 13 en anexos).

En el caso del NO_2 se observó un comportamiento similar al descrito para el NO_3 , excepto en el evento de mayor precipitación donde el valor de la parcela mixta cortada fue menor al resto (Figura 10 B). Las diferencias entre tratamientos fueron significativas para los eventos del 11 de setiembre ($h= 8,744$, $df = 3$, $p = 0.033$), octubre ($h= 9,492$, $df = 3$, $p = 0.023$) y diciembre ($h= 9,66$, $df = 3$, $p = 0.022$) (Test de Kruskal-Wallis) (ver Tabla 14 en anexos).

Para NH_4 la carga en general resultó mayor en las parcelas con pradera artificial, seguidas de las mixtas, y las de campo natural (Figura 10 A). No se encontraron diferencias significativas entre tratamientos, excepto por el mes de octubre donde las diferencias entre tratamientos fueron significativamente menores en comparación con el mes de noviembre ($p=0.028$) (ver Tabla 15 en anexos).

Durante el mes de octubre, el modelo NC no registró escorrentía en las parcelas con campo natural por lo que la carga resultó 0 Kg/ha para todos los nutrientes disueltos en estas parcelas, para dicho mes.

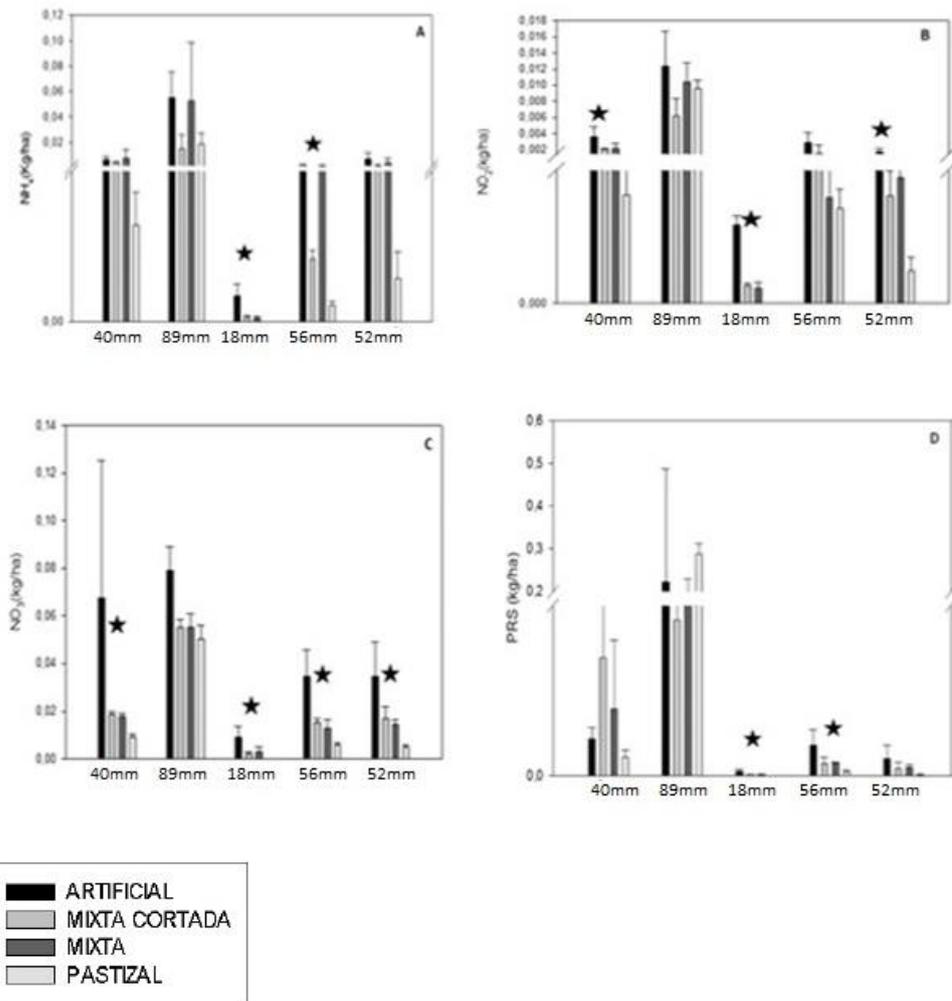


Figura 10. Carga de nutrientes disueltos para los eventos con escorrentía estimada mediante el modelo de NC (Set11, Set16, Oct, Nov, Dic). A: NH₄, B: NO₂, C: NO₃ y D: PRS. Las barras representan el promedio de cargas para los 4 tratamientos y su desvío estándar, debajo de cada grupo se indica la precipitación del evento en mm. Los asteriscos indican los eventos donde se encontraron diferencias significativas.

Carga acumulada de nutrientes disueltos

Las parcelas de campo natural mostraron una carga mayor de PRS ($p=0,29$ kg/ha, $ds=0,022$) comparada con las de pradera artificial ($p=0,25$ kg/ha, $ds=0,26$) (Figura 11 A), y ésta a su vez mayor que las parcelas mixtas (Mx; $p=0,14$ kg/ha, $ds=0,11$; MxC; $p=0,086$ kg/ha, $ds=0,02$). Se observó alta variabilidad entre los tratamientos, especialmente en el de pradera artificial. Las diferencias entre los tratamientos no fueron significativas (Test de Kruskal-Wallis).

La carga acumulada de NO₃ fue mayor para la pradera artificial ($p=0,22$ kg/ha, $ds=0,06$) (Figura 11 B), seguida de las parcelas mixtas (Mx; $p=0,1$ kg/ha, $ds=0,007$; MxC; $p=0,11$ kg/ha, $ds=0,01$) y las de campo natural ($p=0,07$ kg/ha, $ds=0,007$). Las diferencias entre tratamientos fueron significativas ($p < 0,001$).

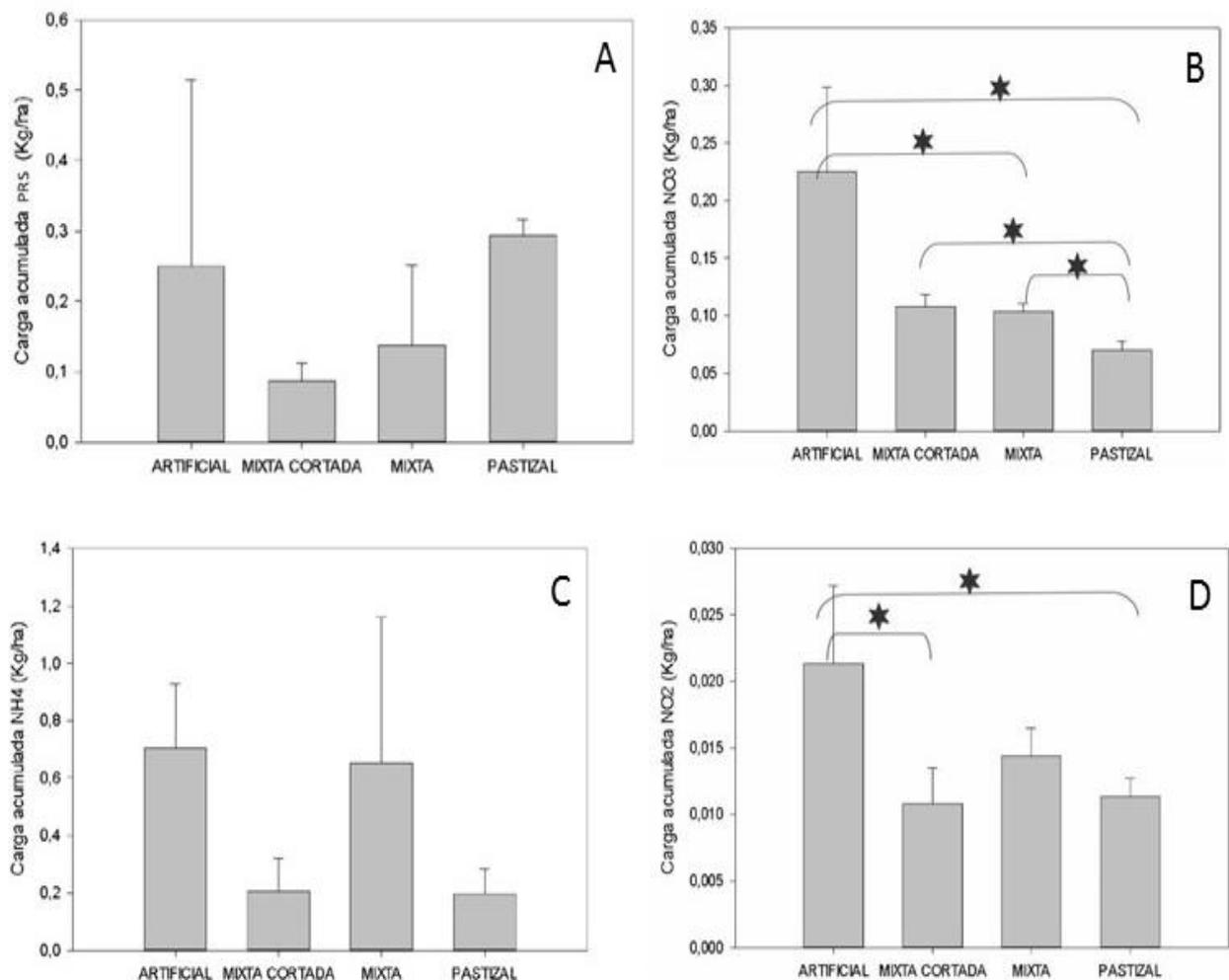


Figura 11. Cargas acumuladas de nutrientes disueltos durante el periodo de estudio. A: PRS, B: NO₃, C: NH₄ y D: NO₂. Las estrellas indican diferencias estadísticamente significativas entre los pares de tratamientos señalados.

El NO₂ (Figura 11 D) mostró un comportamiento similar al del NO₃, siendo la pradera artificial ($p=0,02$ kg/ha, $ds= 0,006$) y las mixtas ($p=0,01$ kg/ha, $ds= 0,002$) los tratamientos con valores más altos, seguidos de pastizal ($p= 0,01$, $ds= 0,0014$) y mixta cortada ($p= 0,011$ kg/ha, $ds= 0,001$). Las diferencias entre tratamientos fueron significativas ($p<0.05$) (Test de Kruskal-Wallis).

La carga de NH₄ presentó valores muy superiores en las parcelas con pradera artificial ($p=0,70$ kg/ha, $ds= 0,22$) en comparación con las parcelas mixtas cortadas ($p= 0,20$ kg/ha, $ds=0,51$) y las de campo natural ($p= 0,19$ kg/ha, $ds= 0,09$) (Figura 11 C). Las parcelas mixtas presentaron valores altos, pero también un gran desvío estándar ($p= 0.65$ kg/ha, $ds= 0.51$).

Las diferencias entre tratamientos fueron no significativas ($p=0.109$) (Test de Kruskal-Wallis).

En todos los casos, la gran variabilidad observada se debería a las concentraciones obtenidas en el evento de mayor precipitación (16 de setiembre, 89 mm).

La retención en porcentaje de los nutrientes disueltos resultó 55% para PRS, 53% para NO_3 , 41% para NO_2 y 39% para NH_4 .

Visión de los productores de la cuenca de la Laguna de Rocha

Luego de culminar la fase experimental, a comienzos del año 2016 se entrevistaron 6 productores, en su mayoría Ing. Agrónomos cuyos campos están dentro de la cuenca de la LR (cubriendo un área aproximada de 10.100 ha entre todos los entrevistados, lo que se corresponde con un 8% de la superficie de la cuenca). El acceso a los productores fue sencillo, caracterizado en todos los casos por una buena recepción de la convocatoria y buen ánimo de colaboración.

En la figura 12 se muestran los temas principales que resultaron de las entrevistas, expresados en palabras y ordenados según los tres ejes principales de la consulta. Específicamente, se señalan con detalle los resultados de esta fase, discriminando las respuestas según temática, repetición de una misma respuesta o concepto y finalmente los asuntos emergentes remarcados con una estrella.

Acerca de la función de las zonas buffers y características del área protegida

La mayor parte de los entrevistados conocía el funcionamiento de las zonas buffers pero las implementaba por razones distintas a la prevención de la eutrofización, por ejemplo la prevención de la erosión y por coincidir en algunos casos, con zonas improductivas (inundables). Solo se registró un caso en donde el productor manifestaba interés específico en conservar estas zonas considerando la calidad de agua.

Más de la mitad de los entrevistados (4 de ellos) adjudicaron una mayor contribución a la exportación de nutrientes debido a la ciudad de Rocha y al basurero municipal cercano al Arroyo Rocha que a la actividad agrícola. Todos señalaban que este aporte era subestimado por los técnicos del área protegida o que se disminuía su importancia en comparación con el peso adjudicado a los cultivos. Este aspecto se consideró un emergente dentro de la consulta y fue incluido de esa manera dentro del análisis (Figura 12). De la misma forma, la mayoría cuestiona los objetivos de la creación del área protegida y algunas de las acciones llevadas a cabo en su implementación. Este aspecto tampoco había sido considerado específicamente en la pauta pero fue integrado al análisis debido a la relevancia otorgada por los entrevistados. Específicamente, varios comentaron que las normativas relativas a la categoría a la que pertenece el área (Paisaje Protegido) son laxas y elásticas, y que esta figura no les resulta restrictiva a la hora de manejar sus campos. Además, algunos señalaron la ausencia de letreros y carteles informativos como una debilidad para la comunicación en el área. En la mayoría de los casos (5 entrevistados) se planteó la necesidad de establecer normativas más claras, y que sean eficazmente difundidas entre los implicados. Específicamente se hizo énfasis en la importancia de mejorar la fiscalización y el monitoreo.

Por otra parte 4 productores señalaron que los esfuerzos en cuanto a la conservación son muy dirigidos al mantenimiento de las pasturas nativas, sin tener en cuenta las

invasiones de especies exóticas como *Cynodon dactylon* (gramilla) y el *Juncus acutus* (aunque no es una especie exótica, es considerada como invasora por los productores). Uno de ellos además, utilizó este argumento para justificar el uso de glifosato en su campo, dado que según señaló, no encontraba otra forma de deshacerse de ambas especies.

Finalmente en la totalidad de los casos se nombró a los guardaparques, lo cual también se consideró como un emergente importante que no había sido incluido en la entrevista. La mitad de los entrevistados cuestiona la función de los mismos en la LR, sobre todo al inicio de la gestión del área protegida, asociándolo con una figura de confrontación. La otra mitad considera que esta tarea es de alta relevancia para la gestión del área y que se lleva a cabo con mucha dedicación.

Algunos de ellos además destacaron la poca utilidad de las reuniones de la comisión asesora específica (CAE₁) en la gestión del área protegida, específicamente en cuanto a la resolución de conflictos de uso del suelo, así como para la concreción de propuestas específicas. Todos adjudicaron a ello, el cese de su participación en las mismas.

Acerca de la voluntad de mantener zonas buffer y cambiar tipos de manejo

En cuanto a la intención de comenzar a conservar estos buffers teniendo en cuenta todas sus funciones, cinco de ellos acordaron que lo haría únicamente en el caso de obtener compensaciones económicas (Figura 12), entre las cuáles se propusieron la exoneración de impuestos y entrega de vales de combustible. Además, la mayoría discutió acerca de la importancia de determinar quiénes “viven de esta producción” (como único recurso económico), ya que consideran este factor como un tema crucial a la hora de determinar medidas de gestión.

Acerca de las perspectivas a futuro para la LR

En cuanto a la visión de cómo se desarrollará la actividad productiva en los próximos años, existió unanimidad en que la agricultura disminuirá su superficie en la cuenca de la LR o por lo menos permanecerá estancada, principalmente debido a la baja en los precios de los granos (soja principalmente) y las condiciones del suelo no tan favorables. Con respecto a los demás usos del suelo considerados, el campo para ganadería resultó ser el uso productivo más relevante en los próximos años, seguido de la forestación (solo dos productores la consideran más importante que la ganadería).

1. Compete a la Comisión Asesora Específica (CAE), el asesoramiento, apoyo, promoción, seguimiento y control de las áreas naturales protegidas que sean incorporadas al Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SNAP).

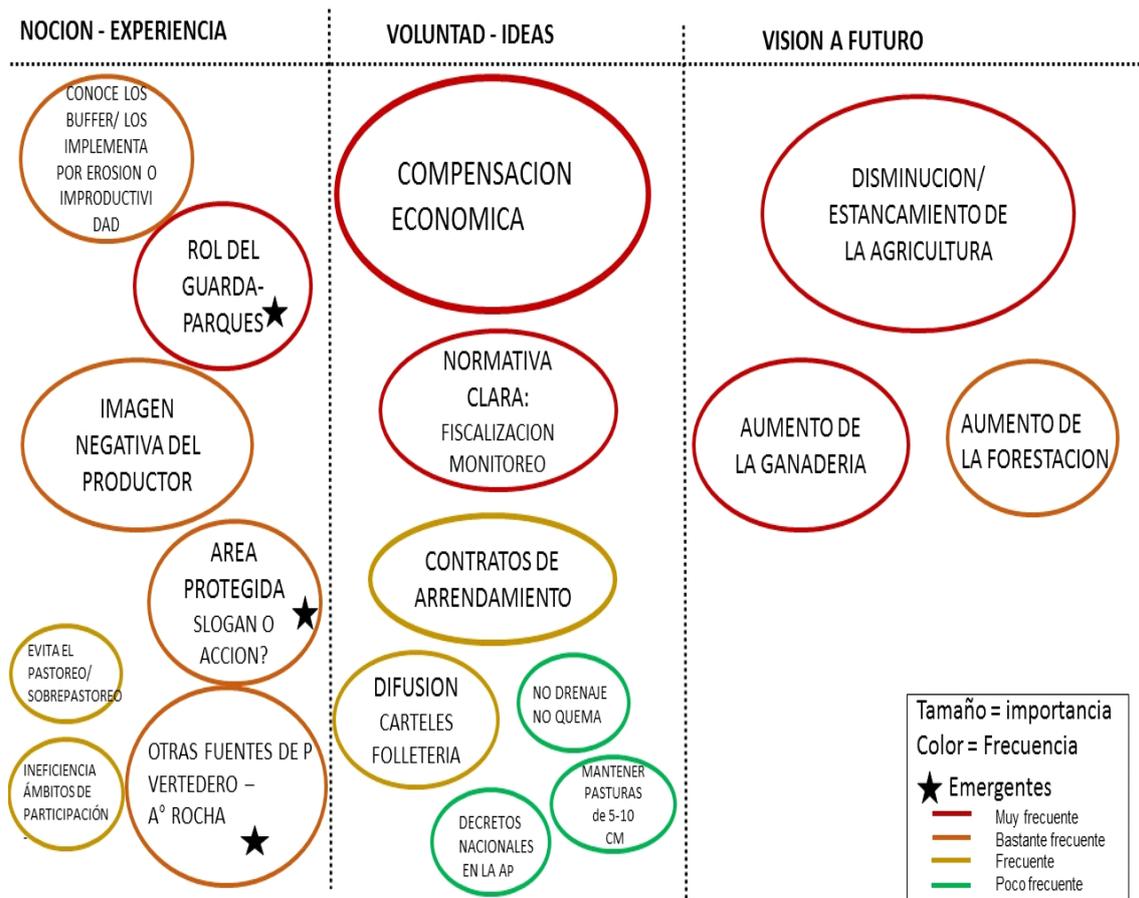


Figura 12. Resumen de los principales resultados de las entrevistas. La primera columna hace referencia a los conocimientos previos de los productores y su experiencia en la LR. La segunda columna refiere a los elementos necesarios para promover la conservación de las zonas buffer y finalmente la última columna resume su visión a futuro de la producción en la cuenca de la LR.

Evaluación del Riesgo

ESCENARIO 1: Actualidad. El escenario 1 fue considerado como la representación de la “actualidad”, ya que muestra el PT y el PRS exportados hacia la cuenca de la LR según las coberturas y usos del suelo analizados por Nin et al. (2016) para el año 2011 (Tabla 4). La carga de PRS exportada a la LR, calculada según el porcentaje de retención obtenido con las parcelas de escorrentía resultó aproximadamente tres veces mayor a este mismo parámetro pero calculado según el coeficiente de retención promedio obtenidos de los datos bibliográficos. Esta misma relación se mantiene al comparar los dos valores de carga de PT exportado desde la cuenca hacia la LR.

Tabla 4. ESCENARIO 1 o ACTUAL. Se presentan los coeficientes de exportación y los aportes de PT y PRS de las distintas coberturas y usos del suelo en la LR (según Nin et al., 2016). La exportación al borde del campo se obtuvo multiplicando el área de cada cobertura por el coeficiente de exportación de P respectivo. Se detallan los resultados utilizando el coeficiente de retención obtenido experimentalmente (i.e. 42%) y el estimado mediante los datos bibliográficos (i.e. 80%). En el caso de la Agricultura, considerada como pradera y cultivos en general, se utilizó un promedio entre el coeficiente de exportación de la pradera artificial y la soja.

COBERTURA DEL SUELO	Área (Ha)	Coef. de P	exp	Exportación al borde campo (kg P/Año)	PT exportado a LR (kg P/Año)	PRS exportado a LR (kg P/Año)
Forestación	3.805	0,29		1103,4	640,0	184,0
Campo natural	41.536	0,24		9968,6	5781,8	1662,3
Agricultura	6443	2,6		16751,8	9716,0	2793,4
Otros	59.459	0,01		594,6	344,9	99,1
TOTAL parcelas experimentales	111.243			28418,5	16482,7	4738,8
TOTAL Datos bibliográficos	111.243			28418,5	5740,5	1650,4

ESCENARIOS 2 y 3: Duplicación de la superficie de agricultura. Para establecer este escenario se duplicó la superficie de agricultura en detrimento de la superficie de campo natural, sin afectar los otros usos del suelo. En la tabla 5 se muestran los resultados correspondientes al escenario 2 donde la agricultura fue considerada como pradera artificial (i.e. coeficiente de exportación 1.1% según Reckhow et al., 1980), mientras que en la tabla 6 los resultados corresponden al escenario 3 donde se tomó a la agricultura como cultivo de soja (i.e. coeficiente de exportación 4.11 según Marston et al., 1995). Como era previsible, en este último escenario los valores de PT y PRS fueron casi el triple de los obtenidos en el escenario 2, y los más altos registrados a lo largo del estudio.

Tabla 5. Escenario 2: Se toma la Agricultura como pradera artificial por lo que se utilizó un coeficiente de exportación de 1.1 propuesto por Reckhow et al. (1980). Se presentan los coeficientes de exportación y los aportes de PT y PRS de las distintas coberturas y usos del suelo en la LR (según Nin et al., 2016). La exportación al borde del campo se obtuvo multiplicando el área de cada cobertura por el coeficiente de exportación de P respectivo. Se detallan los resultados utilizando el coeficiente de retención obtenido experimentalmente (i.e. 42%) y el estimado mediante los datos bibliográficos (i.e. 80%).

COBERTURA DEL SUELO	Área (Ha)	Coef. exp de P	Exportación al borde del campo (kg P/Año)	PT exportado a LR (kg P/Año)	PRS exportado a LR (kg P/Año)
Forestación	3.805	0,29	1103,4	640	184
Campo natural	35.093	0,24	8422,3	4885	1404,4
Agricultura	12.886	1,1	14174,6	8221,3	2363,6
Otros	59.459	0,01	594,6	344,9	99,1
TOTAL parcelas experimentales	111.243		24295	14091,1	4051,2
TOTAL Datos bibliográficos	111.243		24295	4907,6	1411

Tabla 6. Escenario 3: Se toma la Agricultura como cultivo de soja por lo que se utilizó un coeficiente de exportación de 4.11 propuesto por Marston et al. (1995). Se presentan los coeficientes de exportación y los aportes de PT y PRS de las distintas coberturas y usos del suelo en la LR (según Nin et al., 2016). La exportación al borde del campo se obtuvo multiplicando el área de cada cobertura por el coeficiente de exportación de P respectivo. Se detallan los resultados utilizando el coeficiente de retención obtenido experimentalmente (i.e. 42%) y el estimado mediante los datos bibliográficos (i.e. 80%).

COBERTURA DEL SUELO	Área (Ha)	Coef. exp de P	Exportación al borde del campo (kg P/Año)	PT exportado a LR (kg P/Año)	PRS exportado a LR (kg P/Año)
Forestación	3.805	0,29	1103,4	640	184
Campo natural	35.093	0,24	8422,3	4885	1404,4
Agricultura	12.886	4,11	52961,5	30717,6	8831,3
Otros	59459	0,01	594,6	344,9	99,1
TOTAL parcelas experimentales	111.243		63081,8	36587,5	10518,9
TOTAL Datos bibliográficos	111.243		63081.82	12742,5	3663,5

ESCENARIOS 4 y 5: Disminución de la superficie de agricultura a la mitad. En el siguiente escenario se redujo la agricultura a la mitad, asumiendo entonces el restablecimiento de la superficie de campo natural que fuera estimada para 2011. Como en el caso anterior, en el escenario 4 (Tabla 7) se consideró la Agricultura como pradera artificial y en el escenario 5 (Tabla 8) como cultivo de soja. En el escenario 4, y utilizando el porcentaje de retención de las parcelas experimentales, se observó el valor más bajo de PRS en comparación con todos los escenarios considerados.

Tabla 7. Escenario 4: Se reduce a la mitad la cobertura de Agricultura (considerada como pradera artificial con un coeficiente de exportación de 1.1 propuesto por Reckhow et al. 1980) y aumenta la cobertura de Campo natural. Se presentan los coeficientes de exportación y los aportes de PT y PRS de las distintas coberturas y usos del suelo en la LR (según Nin et al., 2016). La exportación al borde del campo se obtuvo multiplicando el área de cada cobertura por el coeficiente de exportación de P respectivo. Se detallan los resultados utilizando el coeficiente de retención obtenido experimentalmente (i.e. 42%) y el estimado mediante los datos bibliográficos (i.e. 80%).

COBERTURA DEL SUELO	Área (Ha)	Coef. exp de P	Exportación al borde del campo (kg P/Año)	PT exportado a LR (kg P/Año)	PRS exportado a LR (kg P/Año)
Forestación	3.805	0,29	1103,4	640	184
Campo natural	44.758	0,24	10741,9	6230,3	1791,2
Agricultura	3.221	1,1	3543,1	2055	590,8
Otros	59.459	0,01	594,6	344,9	99,1
TOTAL parcelas experimentales	111.243		15983,1	9270,2	2665,2
TOTAL Datos bibliográficos	111.243		15983,1	3228,6	928,2

Tabla 8. Escenario 5: Se reduce a la mitad la cobertura de Agricultura (considerada como cultivo de soja con un coeficiente de exportación de 4.11 propuesto por Marston et al., 1995) y aumenta la cobertura de Campo natural. Se presentan los coeficientes de exportación y los aportes de PT y PRS de las distintas coberturas y usos del suelo en la LR (según Nin et al., 2016). La exportación al borde del campo se obtuvo multiplicando el área de cada cobertura por el coeficiente de exportación de P respectivo. Se detallan los resultados utilizando el coeficiente de retención obtenido experimentalmente (i.e. 42%) y el mediante los datos bibliográficos (i.e. 80%).

COBERTURA DEL SUELO	Área (Ha)	Coef. exp de P	Exportación al borde del campo (kg P/Año)	PT exportado a LR (kg P/Año)	PRS exportado a LR (kg P/Año)
Forestación	3.805	0,29	1103,4	640	184
Campo natural	44.758	0,24	10741,9	6230,3	1791,2
Agricultura	3.221	4,11	13238,3	7678,2	2207,5
Otros	59.459	0,01	594,6	344,9	99,1
TOTAL parcelas experimentales	111.243		25678,3	14893,4	4281,8
TOTAL Datos bibliográficos	111.243		25678,3	5187	1491,3

A partir de los umbrales estimados para LR por Cabrera (2015), las tasas de exportación estimadas a partir de las parcelas experimentales y los cálculos previos obtenidos de la bibliografía, se construyó la regla de medida. Cabe recordar que esta regla de medida fue construida antes de obtener las distintas configuraciones analizadas en los escenarios. De esta manera, fue posible establecer en qué nivel de riesgo se encuentran los distintos escenarios respecto a la reducción o pérdida del SE estudiado y por ende de la calidad del agua de la LR (Tabla 9).

Al comparar la carga de P que exporta la cuenca, observando aquellos escenarios en los que empleamos la retención de nutrientes en las zonas buffer obtenidos en las parcelas experimentales, y utilizando la regla de medida empleada para clasificar el riesgo de deterioro o pérdida del SE de prevención de la eutrofización, observamos que todos los escenarios analizados están dentro de un umbral de riesgo alto. Es decir que en todos los escenarios se exporta a la LR una carga de P que supera la tolerancia frente al crecimiento de cianobacterias. Sin embargo, al analizar los escenarios que surgen empleando la retención de P estimada a través de los datos bibliográficos (i.e. coef. de retención 80%), sólo uno de los tres escenarios se encuentra por encima del valor de riesgo alto (3), tres en un umbral intermedio (0, 5 y 2) y uno por debajo del valor de riesgo definido como bajo (4).

Tabla 9. Regla de medida para valorar los escenarios y definir categorías de riesgo de reducción o pérdida del SE de prevención de la eutrofización. A partir de la combinación de valores obtenidos por Cabrera (2015) y la estimaciones de aportes de nutrientes y afectación de zonas buffer se ubicaron los distintos escenarios analizados y en función de ello se evaluaron los niveles de riesgo de cada uno respecto a la disminución o pérdida del SE analizado.

Probabilidad de floración de Cianobacterias		Baja	Intermedia	Alta
Carga de PT en la LR (kg)		< 3809	3809-6843	> 6843
ESCENARIO 1	PARCELAS			16482.7
	DATOS BIBLIOGRÁFICOS		5740.5	
ESCENARIOS 2 Y 3	PARCELAS			14091.08 (2) 36587.46 (3)
	DATOS BIBLIOGRÁFICOS		4907.58 (2)	12742.53 (3)
ESCENARIO 4 Y 5	PARCELAS			9270.17 (4) 14893.40 (5)
	DATOS BIBLIOGRÁFICOS	3228.58 (4)	5187.01 (5)	

Análisis de las presiones y amenazas de las zonas buffer, para identificar medidas de manejo

Las zonas buffer presentan una serie de degradaciones físicas y biológicas principalmente, que comprometen su funcionalidad y por tanto su capacidad de proveer el SE prevención de la eutrofización (Figura 13). En los paisajes agrícolas, estas zonas son muy angostas, cuando existen, su extensión en torno a los cuerpos de agua es muy discontinua y su superficie total está muy disminuida. Por otra parte, la altura de la vegetación herbácea suele ser baja y algunos estratos pueden estar ausentes. Por ejemplo cuando hay un estrato arbóreo o arbustivo, el estrato herbáceo puede estar muy reducido o puede tener un crecimiento interrumpido en el tiempo, causado por el pastoreo o la remoción de vegetación por maquinaria. En muchos casos proliferan especies exóticas invasoras, en especial arbóreas (cuando la zona buffer es boscosa). Las especies exóticas tienen varios orígenes, pero en muchos casos provienen de la jardinería realizada por los productores o sus vecinos.

En general, el pastoreo del ganado es causal de muchas de las degradaciones de las zonas buffer, ya que incluso en predios agrícolas se emplea el ganado para controlar la vegetación o alimentarse en el rastrojo, así como de las pasturas artificiales y por tanto acceden a las zonas buffer. Por otra parte, muchos productores queman con fuego y agroquímicos estas zonas, ya que se consideran improductivas o poco atractivas paisajísticamente. La tala también constituye una presión importante a este tipo de vegetación.

La ubicación de las zonas buffer en el paisaje determina además que estén sujetas a mayores presiones, debido a que los usos productivos no se distribuyen homogéneamente. Por ejemplo, las zonas buffer ubicadas en las sierras suelen estar en mejor estado de conservación en comparación con las que se encuentran ubicadas en planicies con mayor aptitud agrícola.

De forma subyacente a estas causas primarias, se puede identificar como causa secundaria la tendencia a ponderar la superficie bajo agricultura o con ganadería sobre otros usos como la conservación de zonas que proveen SE, que tienen importancia para la biodiversidad y la identidad del paisaje, entre otros. También el desconocimiento de las funciones que cumplen estas zonas, así como el desconocimiento de buenas prácticas que permiten producir reduciendo los impactos ambientales. La falta de incentivos y regulaciones, también favorece esta situación.

En este análisis se identificaron varias instituciones de gestión ambiental y productiva, de producción de conocimiento, a los productores y sus asociaciones como actores relevantes, responsables de esta situación o con capacidad para introducir cambios positivos que permitan revertir el estado degradado de las zonas buffer.

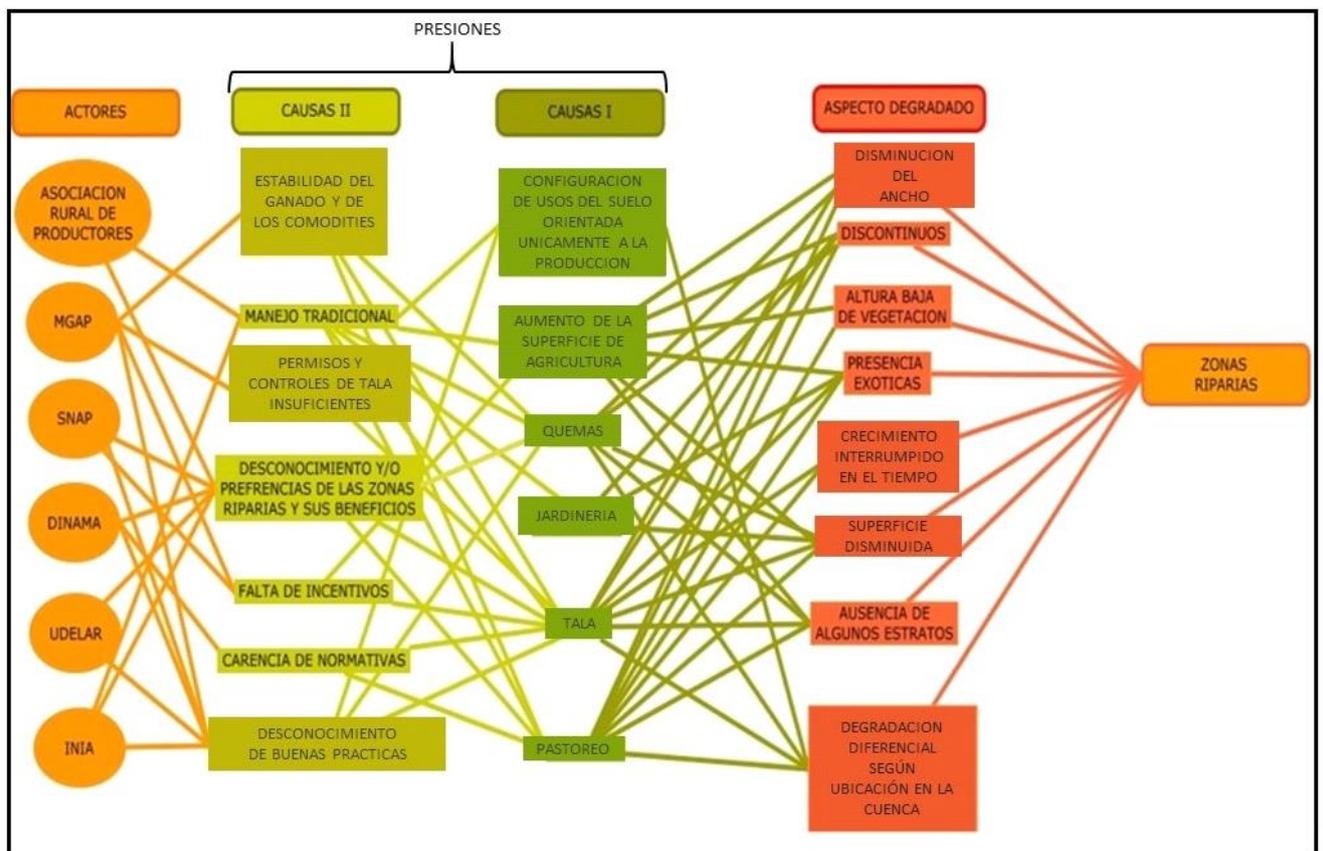


Figura 13. Análisis de las presiones ejercidas sobre las zonas buffer generado de acuerdo a una modificación de los Estándares Abiertos para la Conservación (Schwartz et al., 2012) y las Directrices de planificación de DINAMA (DINAMA, 2012). Se detallan aspectos relacionados a la degradación de la vegetación herbácea, las causas primarias y secundarias de la misma, y los principales actores sociales involucrados. Los insumos para este análisis parten de la revisión bibliográfica de la LR y de las entrevistas con los productores. Las líneas entre las distintas cajas indican la relación entre los elementos que vinculan, trazadas a partir del análisis bibliográfico, conocimiento del área y resultados de las entrevistas. Explicación de las siglas de actores: MGAP: Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca, SNAP: Sistema Nacional de Áreas Protegidas, DINAMA: Dirección Nacional de Medio Ambiente, UDELAR: Universidad de la Republica, INIA: Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria.

8 DISCUSION

Si bien en las últimas décadas se ha avanzado mucho en la conceptualización, valoración y cuantificación de los servicios ecosistémicos (de Groot et al., 2002; Heal et al., 2005; Millennium Ecosystem Assessment, 2005; Fisher & Turner, 2008; Fisher et al., 2009), aún resta profundizar en la experimentación aplicada al entendimiento de los distintos ecosistemas y servicios que estos proveen en los contextos de cada región (Latterra et al., 2011; Soutullo et al., 2012, Nin et al., 2016). Consideramos que este trabajo presenta aportes relevantes para las líneas de investigación en SE, estableciendo una aproximación para comenzar a cuantificar la provisión de los mismos, comprender las dinámicas entre éstos y los distintos usos del suelo, y consecuentemente poder gestionarlos de manera más sustentable.

Sin embargo, al ser un área de trabajo en construcción también se detectaron dificultades asociadas al alcance y ejecución experimental. Principalmente la implementación del modelo experimental, presentó complicaciones como: fallas en los medidores de flujo de agua, corta duración del experimento y dificultades con el personal de campo del predio privado. De todas maneras, las parcelas de escorrentía representan una buena aproximación para estimar la carga de nutrientes que es exportada por una parcela de suelo (Sharpley com pers; Barreto et al., 2014), a pesar de que comprenden un área limitada y a que la extrapolación a la totalidad de la cuenca o a áreas mayores debería evaluarse en cada caso de estudio (Sharpley & Kleinman, 2003).

Finalmente, en este trabajo se plantea un abordaje desde las pautas y alcance del MCI, ya que si bien es necesario orientar estudios hacia la cuantificación y monitoreo de los SE, también es imprescindible potenciar el trabajo con actores locales, incorporando la integración de saberes en cada etapa, como parte fundamental de un proceso dinámico de gestión.

Estimación de la Escorrentía

Durante la fase experimental se presentaron distintas dificultades con los contadores de flujo de agua. Algunos permanecieron inmóviles durante todo el período, otros fluctuaron dando saltos entre cero y valores de escorrentía poco probables. Si bien sería posible que los altísimos valores registrados en algunos de ellos puedan deberse a aportes por escorrentía sub superficial, tampoco podemos confirmarlo ya que se tomaron todas las precauciones posibles para que esto no sucediera. Por otro lado, las pruebas realizadas en campo indican que los contadores requieren una presión de flujo determinada y suficiente para moverse, tal vez por la gran cantidad de sedimento que transporta el agua. Debido a esto, se recurrió al modelo de Número de Curva, el cual por un lado es una muy buena aproximación para estimar la escorrentía ya que reúne en un solo parámetro distintas variables descriptivas del sitio (tipo de suelo, cobertura y manejo, precipitación). Por otra parte, presenta algunas limitaciones como la ausencia en la ecuación de un término relacionado al tiempo, lo que impide detectar la intensidad de cada evento de lluvia. Además no detecta flujos de escorrentía sub superficiales o niveles altos de agua subterránea que pudieran contribuir a la escorrentía. En este trabajo puntualmente, además de subestimar la escorrentía en dos eventos de lluvia, el modelo asumió que los cultivos generan mayor escorrentía

que el campo natural, lo cual no es necesariamente preciso. Todas estas debilidades pueden mejorarse e incorporarse en el modelo en la medida que se lo comience a utilizar más frecuentemente en estudios de campo.

Este tipo de dificultades es esperable durante el inicio de la fase experimental, que fue lo abarcado por esta tesis aunque deberían corregirse para próximos estudios.

Carga de Nutrientes exportada por los distintos usos del suelo y efectos de las zonas buffer

Se encontró mayor efecto de retención de los nutrientes disueltos en comparación con los totales, lo que resultó opuesto a lo esperado, ya que el P se transporta mayormente unido a partículas pequeñas del suelo (Abbona y Sarandón, 2014; Naiman et al, 2010) y la fracción soluble es incorporada por el mismo. Actualmente está en discusión el aporte de P desde la cuenca, ya que si bien la forma predominante sería el P particulado, la forma soluble parece ser cada vez más importante, o bien por una mayor carga de P en los suelos o por una estratificación del P en el suelo (Sharpley, 2015). Esto coincide con los resultados obtenidos por Goyenola et al. (2015) en un estudio donde se comparaba la carga de P exportada hacia distintos cuerpos de agua en Uruguay y Dinamarca, y donde se encontró un marcado predominio de las formas disueltas con respecto a las particuladas. Esta tendencia podría explicarse por la aplicación de fertilizantes a nivel superficial, lo que evitaría que se incorpore al suelo. Asimismo podría deberse al acceso libre del ganado a los cuerpos de agua, aumentando el nivel de P a través de las deposiciones, el pisoteo y la remoción directa de nutrientes del sedimento.

Este efecto, también podría estar vinculado al tamaño de la parcela, ya que las partículas pequeñas de suelo con las que se transporta el P, precisarían recorrer distancias más largas que las de mayor tamaño, antes de ser retenidas por la vegetación (Wilson, 1967). Asimismo existen trabajos donde se concluye que estas aproximaciones metodológicas no son representativas de la eficiencia de las zonas buffer a nivel cuenca, por desestimar distintos procesos que resultan de la heterogeneidad del paisaje (Zhou et al., 2014). De todas formas en otros trabajos se encontraron resultados similares (Barreto et al., 2014; Sharpley & Kleinman, 2003).

En general, las diferencias entre los tratamientos para la carga de nutrientes fueron bajas o nulas. Sin embargo, se observó una tendencia general donde la pradera artificial presentó mayor aporte de nutrientes, mientras que el campo natural y las praderas mixtas tuvieron valores intermedios y poco diferenciables entre sí. Esto podría explicarse por la alta variabilidad entre tratamientos, que estaría principalmente determinada por la concentración de los nutrientes, ya que la escorrentía fue fija para todos ellos. Para mejorar esta situación, sería recomendable aumentar el número de parcelas durante un periodo de tiempo mayor a un año. De esta manera, se podrían disminuir errores de los dispositivos y reducir la influencia de la estacionalidad y condiciones climáticas.

Si bien la carga acumulada no presentó diferencias importantes entre la pradera artificial y el campo natural para N y P, esto parece deberse al evento de mayor precipitación, y no al resto de los tratamientos. Esta alta variabilidad entre eventos

también podría disminuir aumentando el número de réplicas. Pese a esto, no debería subestimarse el consumo de nutrientes por la vegetación implantada, que podría tener un “consumo lujurioso” de nutrientes disueltos por las raíces, atenuando las diferencias entre tratamientos. Asimismo, en las parcelas de pastizal se observaron períodos de “encharcamiento” aumentando el tiempo de residencia del agua en las parcelas, lo cual pudo promover el desarrollo de distintos procesos como la liberación de PRS o desnitrificación, con respecto a otros tratamientos. De todas maneras, sobre el final de la fase experimental hubo una tendencia a la estabilización del comportamiento de los tratamientos, coincidiendo con los valores más altos de biomasa. Fue en esta etapa del muestreo donde se observaron relaciones más claras entre estos. De todas maneras, si existió alguna relación entre ambos patrones no pudo ser explorada, debido a la desinstalación no prevista de las parcelas, efectuada por el personal del campo.

Pese a la alta variabilidad, encontramos que para el caso del PT los valores obtenidos de retención fueron consistentes con Magette et al. (1989), donde se estimó un porcentaje entre 25 - 43% de retención. También se encontraron resultados similares en Mankin et al. (2007) para PT (42.9%) y NT (44.4%). Sin embargo, en otros trabajos los porcentajes de retención de PT resultaron mayores al 60%, utilizando distintos anchos de buffer, pendiente y coberturas vegetales (gramíneas, pastizales y leguminosas nativas) (Abu Zreig, 2003; Deng et al., 2011; Zhou et al., 2014). En el caso de los valores de retención de NO_3 (53%) y NT (47%) estimados se encontraron valores similares a Daniels & Guillian (1996). De todas maneras nuestros resultados fueron inconsistentes con trabajos anteriores, donde los porcentajes de retención resultaron mayores a 60% para ambos nutrientes (Zhou et al., 2014). Finalmente, en un trabajo del sur de Brasil, con filtros de vegetación naturales se encontraron resultados similares para PRS (49%) y NO_3 (62%), aunque para los nutrientes totales los valores resultaron mayores: 63% para NT y 72% para PT (Bortolozzo et al., 2015). Esta gran variación en los resultados evidencia la necesidad de aumentar los estudios sitio específicos, ya que existe variedad de factores que pueden afectar la provisión de este SE como: tipo de suelo, la pendiente del terreno, los cultivos y la manera en que son manejados. Asimismo la eficiencia de retención de las zonas buffer variara principalmente según su longitud, las especies que la conforman y el porcentaje de cobertura (Abu Zreig, 2003). Otros factores de relevancia, especialmente en el caso de la LR son la ubicación de esta vegetación dentro de la cuenca y la distancia a los cuerpos de agua.

En nuestro sitio de estudio por ejemplo, el valor de P Bray 1 en el suelo era muy bajo (lo cual también fue mencionado para otros predios por los productores entrevistados) y con poca diferencia entre campo natural y pradera artificial, esto seguramente condicionó la magnitud de las diferencias entre ambos, y probablemente las subestimó. Esto seguramente se deba a que la pradera artificial en la que se hicieron los experimentos no se fertiliza todos los años y llevaba ya más de dos años de implantada, según información brindada por el productor, el cual indicó que con estos niveles bajos de fertilización obtenía los rendimientos esperados con bajos costos. Por otro lado, los suelos de la Formación Varela tienen bajos valores de P naturalmente (Hernandez et al., 1995), lo que también fue indicado por los otros productores entrevistados para los suelos de la zona. Quizás si este trabajo se hubiera hecho en una

situación de historia previa de uso del suelo más intensivo, las diferencias entre tratamientos hubieran sido mucho mayores. De todas maneras existieron algunas diferencias, en el rango bajo de uso de suelo analizado. Otra explicación posible de la baja diferencia de P entre ambas zonas podría ser que el experimento por su diseño se ubica en el borde de la chacra, donde en general la aplicación de fertilización y otros agroquímicos suele ser menos eficiente. Sin embargo, se encontraron efectos consistentes de las zonas buffer en la carga de nutrientes exportada por la pastura artificial, a pesar de las limitaciones del sistema experimental.

La carga de nutrientes fue significativamente diferente entre eventos de lluvia, lo que indica un importante efecto de la intensidad de lluvia, duración, contenido previo de humedad en el suelo y la escorrentía generada, en la exportación de nutrientes y en la capacidad de retención de las zonas buffer. En los eventos extremos, la escorrentía puede ser tan alta que la eficiencia de las zonas buffer disminuye (Daniels & Gilliam, 1996). Incluso si el arrastre generado por el agua fuera muy grande y sostenido en el tiempo, podría producirse un aporte de nutrientes por estas zonas, dejando de comportarse como sumidero, para pasar a ser fuente de nutrientes.

Por otra parte, los contadores de flujo presentan errores a flujos bajos por lo que es entendible que los efectos más claros se observen en las lluvias extremas. Sharpley & Kleiman (2003) observaron que las parcelas producen mayor flujo superficial en eventos de mucha lluvia dado que se satura más rápidamente el área confinada. Por esta razón podrían explicarse algunos de los efectos observados, como por ejemplo en la poca diferencia encontrada entre la carga de N y P entre la pradera y el campo natural en todos los eventos, excepto en los de mayor lluvia (Figura 8).

Finalmente, al analizar los valores exportados por el campo natural y por la pradera artificial se observaron diferencias de N y P, con estudios previos donde se encontraron valores muy inferiores del campo natural, especialmente para el NT (Drewry et al., 2006), a excepción de la exportación de PT en la pradera artificial, que resultó similar a Reckhow et al. (1980).

Evaluación del Riesgo para la determinación de escenarios productivos

La evaluación de riesgo mostró que todos los escenarios proyectados a partir de la experimentación con parcelas generarían aportes de P suficientes como para observar el crecimiento de cianobacterias en la LR. Sin embargo al analizar los escenarios acorde a los datos bibliográficos (Abu-Zreig et al., 2003; Deng et al., 2011; Al-wadaey et al., 2012), sólo uno de ellos aportaría suficiente P como para ser categorizado dentro del rango alto de riesgo, dos escenarios presentarían riesgo intermedio y uno de ellos riesgo bajo. Cabe destacar que en el escenario 1, correspondiente a las coberturas del suelo estimadas en 2011, el valor de PRS en la LR se aproxima bastante al umbral tolerable, según el coeficiente de retención extraído de los datos bibliográficos, sin embargo al calcularlo según el coeficiente de retención obtenido experimentalmente con las parcelas el valor de PRS en la LR duplica al valor máximo del umbral tolerable. Cabe destacar que los trabajos utilizados como datos bibliográficos provienen de otros países y difieren grandemente en el tipo de suelo, tipo de manejo, concentración de P en el suelo, mecanismos para la colección del agua de lluvia, etc. Además dos de estos trabajos utilizaron la simulación de lluvias, agregando concentraciones conocidas de

nutrientes, lo cual responde a otros objetivos de trabajo (Abu-Zreig et al., 2003; Deng et al., 2011). En este sentido los valores obtenidos probablemente no sean tan adecuados para inferir retención en las condiciones de suelo estudiadas en este trabajo, pero dado que la metodología para estimar cargas de nutrientes es similar, entendimos interesante incluirlos para este ejercicio. Como fue señalado anteriormente, a pesar de las fallas del modelo experimental, los escenarios se crearon principalmente como herramienta de visualización más que como elementos para la predicción a futuro. Esto es una forma práctica de analizar como cambiarían los aportes de P hacia la LR, considerando distintas coberturas del suelo y así poder desplegar medidas posibles para disminuirlos.

Estos resultados muestran entonces, la importancia de entender el funcionamiento de los ecosistemas y cuantificar los SE de forma más confiable, para poder definir medidas de gestión, como por ejemplo las limitaciones para la producción agropecuaria, con menor incertidumbre. Para esto es necesario profundizar en el análisis del potencial de retención en la cuenca de manera más eficiente, a través de estimaciones más precisas de la exportación de nutrientes desde la cuenca, así como en el estudio de la función de retención provista por las zonas buffer, intentando relevar la mayor cantidad de información a nivel local. En este sentido, este es el primer trabajo en Uruguay que buscó estimar en campo el porcentaje de retención de las zonas buffer, y si bien constituye un avance en esta línea, deben generarse más experiencias mejorando aspectos como el tiempo de experimentación, el ajuste de los contadores de flujo, la combinación y selección de las zonas de estudio, y la participación e integración de las personas a cargo de las chacras.

De todas formas, el análisis de estos escenarios nos permitió evaluar las consecuencias de adoptar o no diferentes medidas de manejo en la cuenca de la LR, teniendo en cuenta las posibles repercusiones en el aporte de P al variar las superficies destinadas a cada cobertura, el porcentaje de retención de nutrientes y los tipos de cultivo. Además este tipo de abordaje, tiene utilidad en cuanto a que permite estimar el efecto de las distintas coberturas y usos del suelo (tipos y extensión) en función de la calidad de agua de la LR, considerando a su vez, las tendencias productivas. Esto además de ser un insumo para priorizar ciertos tipos de manejo sobre otros, puede servir para establecer normativas a la hora de realizar una planificación territorial de la cuenca.

Según nuestros resultados, nos encontramos frente a escenarios de alta/muy alta vulnerabilidad con respecto al desarrollo de floraciones algales: si bien en algunos casos el valor del aporte de P desde la cuenca es más cercano al umbral en la laguna, este no es el único factor que desencadena los procesos que llevan a la eutrofización y por ende las respuestas del sistema pueden variar según la interacción con otros factores como precipitaciones, temperatura (Haakonsson et al., 2017) y salinidad (Cabrera, 2013), entre otros. Por ejemplo, aún en escenarios con la agricultura reducida a la mitad de la superficie actual y considerada como pradera artificial, los aportes de P desde la cuenca serían igualmente elevados, llegando a valores cercanos al umbral de P en el agua. En esta situación, cualquier cambio en las condiciones de la laguna, como modificaciones en el régimen de apertura de la barra, o aumentos de la temperatura del agua debido al cambio climático, podrían promover eventos de floraciones algales nocivas o proliferaciones de plantas y macroalgas (ver Rodríguez-Gallego et al., 2014). Es por esto que la participación e involucramiento de los

productores, en distintos ámbitos de gestión del área protegida debe ser considerada como un componente importante de la vulnerabilidad del sistema frente a la disminución de la calidad de agua. Especialmente, teniendo en cuenta que todos ellos manifestaron la pérdida de interés o convicción frente al trabajo en la CAE. Sería interesante entonces, plantearse nuevos ámbitos de gestión y proponer alternativas para asegurar una mayor cohesión entre los usuarios de la cuenca y poder habilitar la comunicación de estrategias productivas.

Quizás promoviendo buenas prácticas de manejo para disminuir la exportación de nutrientes (en especial de P), de forma sostenida en el tiempo podrían reducirse los valores de PT aportados por la cuenca. No así, en el caso de los escenarios 2, 3 (superficie de agricultura duplicada: considerándola pradera artificial y soja respectivamente) y 5 (agricultura reducida a la mitad de la superficie, pero fundamentalmente de soja), donde los aportes se encuentran muy por encima del valor máximo del umbral aceptable. Estos dos últimos, fueron generados por una agricultura basada en soja, producción que tiene un alto coeficiente de exportación de P, en comparación con las praderas modificadas. Específicamente, un escenario como el 3 tendría consecuencias graves, como la eutrofización de los cuerpos de agua de la cuenca, comprometiendo la calidad de agua en diferentes ecosistemas.

Sin embargo, en el medio de estos dos puntos encontramos el escenario 1, el cual se estimó para el año 2011. Si bien en ese momento la LR no presentaba mayores problemas en cuanto a la calidad de agua, se registraron dos floraciones de cianobacterias potencialmente tóxicas en años previos, posiblemente indicando tempranamente la presencia de algunas de las condicionantes para la proliferación de estos organismos (disponibilidad de nutrientes). Esto además de indicar la necesidad de profundizar en la estimación de los aportes de nutrientes desde la cuenca, indica la importancia de analizarlos en conjunto con el resto de los factores involucrados en los procesos de eutrofización. De todas maneras, debemos destacar que para la elaboración de estos escenarios no se sumó la carga proveniente de la ciudad de Rocha, que agregaría una carga de P elevada al análisis. Rodríguez-Gallego et al. (2017), estimaron esta carga, y obtuvieron valores equivalentes al aporte por la agricultura. Estos autores se basaron en estimaciones poco detalladas lo cual indica por un lado, manejar con precaución estos valores y por el otro la necesidad de obtener mejores estimaciones del aporte urbano. Asimismo debe tenerse en cuenta que la relación entre PRS y PT en la LR, utilizada para los cálculos de los escenarios no es un valor fijo y por tanto todas estas estimaciones pueden variar según el desvío estándar de este porcentaje.

Igualmente es recomendable, mantener los aportes de P en los niveles más inferiores dentro de lo posible, para asegurar la calidad de agua en la LR y permitir un margen de acción ante eventos extremos. Según el Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático (IPCC, 2013) la tendencia es el aumento interanual de la variabilidad climática, con eventos extremos cada vez más severos y frecuentes. Asimismo, predice mayor contraste entre temporadas secas y húmedas, siendo estas últimas gobernadas por eventos extremos de precipitación. Este tipo de dinámica puede potenciar algunos impactos de la actividad productiva, como mayor lavado y exportación de nutrientes (Jeppesen et al., 2007). En este contexto, se hace imprescindible la planificación en base a análisis integrados y de riesgo, donde se incluyan estrategias productivas

sustentables orientadas a mitigar estos impactos de la actividad agropecuaria en la calidad de agua.

El plan nacional de aguas (DINAGUA, 2016) manifiesta la necesidad de implementar una gestión de riesgo climático para las cuencas hidrográficas. Sus principales ejes de trabajo están orientados a la detección de vulnerabilidad frente a la variación y cambio climático, cuantificación y reducción de la incertidumbre, identificación de técnicas y tecnologías para reducir la vulnerabilidad, así como también detección de políticas y arreglos institucionales para reducción de la vulnerabilidad.

Considerando además, que la LR es una laguna conectada intermitentemente al mar, sería importante determinar qué efectos se observan sobre la costa cada vez que se registran condiciones de lluvia intensa, así como floraciones en la laguna. Si bien suponemos que existen consecuencias e impactos no deseados a nivel costero, aún no se han documentado para la LR. No obstante, existen registros de zonas muertas registradas en el Golfo de Méjico y Mar Báltico, donde se pierde biodiversidad marina a causa de la eutrofización generada por la conexión con ríos y lagunas con grandes cargas de nutrientes (Bishop et al., 2006; Diaz & Rosemberg, 2008).

En cuanto a la gestión sería importante entonces, centrarse en el manejo integrado de cuencas. Este tipo de manejo está comprendido dentro de las propuestas del MCI ya que es entendido como una forma de planificación territorial donde se combinen los saberes científicos y técnicos con los de las comunidades locales, para el desarrollo socioeconómico en un marco de sustentabilidad ambiental. Este tipo de manejo incluye a todos los actores sociales involucrados en cada microcuenca en las tareas de planificación, gestión y monitoreo (Lal, 1999; Achkar et al., 2004). Aunque este tipo de abordaje es aún incipiente en nuestro país, existen algunos casos que se han orientado en este sentido, como el caso del Rio Santa Lucia y la Laguna del Sauce. Específicamente en el plan de manejo de la LR, se deberían incluir medidas precautorias y normativas específicas para que no se alcancen tales estados de eutrofización, previniendo también los posibles impactos socio-ambientales en la zona costera.

Tomando como eje que los crecientes aportes de P aumentan la vulnerabilidad de la LR frente a la eutrofización, debería asegurarse el cumplimiento de la normativa del Plan de Uso y Manejo Responsable del Suelo (RENARE, 2013) e identificar zonas de riesgo de exportación de P desde la cuenca (Sensu Sharpley, 2003). Para esto, es necesario monitorear los predios que realizan agricultura con el fin de conocer las prácticas de manejo como el nivel de fertilización, tipo de siembra, así como también el nivel de erosión del suelo y emprendimientos con alta carga de animales (Hill & Clérici, 2013). Este punto es crucial ya que se han encontrado casos de sobre fertilización, en suelos donde la concentración de P estaba por encima de la considerada óptima para la producción (Barreto et al., 2014; Piñeiro & Perdomo, 2014), aunque no en esta cuenca de estudio. Para regular y optimizar las prácticas agrícolas existen varias medidas para proponer a los productores, orientadas a regular el transporte y la fuente de P (Figura 14). Con el objetivo de reducir el transporte existen medidas como la labranza conservativa, manejo de los residuos del cultivo, establecimiento y conservación de las zonas buffer, labranza y cultivos siguiendo las curvas de nivel del terreno, sembrar cultivos de cobertura, así como también el manejo adecuado del ganado, evitando que accedan libremente a los cuerpos de agua y controlando sus excrementos (Sharpley,

1999). Muchas de estas medidas además contribuyen a disminuir la exportación de otros nutrientes.

En cuanto al manejo de la fuente de fertilizantes, podemos sugerir la disminución en la aplicación de fertilizantes (o al menos la aplicación acorde a las necesidades del cultivo, y no por encima de estas) y la plantación de cultivos que extraigan más P del suelo o lo reciclen de forma más eficiente. Esto es un factor importante a considerar en la LR, ya que el bajo contenido de P en el suelo es un factor limitante señalado por los productores. Asimismo, existen cultivos que acumulan la mayor parte del P en su biomasa por lo cual al cosecharlos se extrae bastante P del sistema, pudiendo agregar P en aquellos sistemas donde se quiere prevenir la pérdida de este nutriente por escorrentía (“vegetative mining”). Este es el caso de los cultivos de ensilaje, que a diferencia de los cultivos de grano, se remueve un mayor porcentaje de la planta al momento de la cosecha. Este tipo de práctica sin embargo, no es recomendable para sitios en los cuales el P es un factor limitante ya que a largo plazo se extraen grandes cantidades de este nutriente (Eghball et al., 2003). Por otra parte, es importante evaluar la selección del momento óptimo para la aplicación según cada cultivo así como el lugar correcto, evitando zonas propensas a la erosión o a la escorrentía (Figura 14). Este tipo de prácticas sin embargo, tienen otros tiempos y exigen cambios radicales en los sistemas productivos (Falide et al., 2015) y posiblemente muchos de los productores de esta cuenca no estarían dispuestos a implementarlas. Si bien estas medidas tienden a minimizar el riesgo de eutrofización en los cuerpos de agua, debemos considerar que en suelos con niveles bajos de P como nuestro caso de estudio requieren de mayores aportes externos de P para sustentar la producción (Jobaggy & Aguiar, 2015). Asimismo, se debe considerar que la producción de soja acarrea con otras problemáticas, principalmente por tener un coeficiente alto de exportación de nutrientes y pese a que existe la obligatoriedad de presentar planes de uso y manejo del suelo en la agricultura, es necesario reforzar la fiscalización para evitar aportes excesivos de P desde la cuenca.

Por otra parte y según lo obtenido de las entrevistas, la producción agrícola y especialmente el cultivo de soja, se vieron afectados por el descenso en el precio de los granos durante el periodo 2014 - 2015. Esto determinó que los productores busquen otras alternativas productivas, principalmente la ganadería. Es en situaciones como esta, cuando quizás se abra una ventana de oportunidad para promover un cambio hacia otro tipo de prácticas más sustentables. Esto sin duda, reafirma la necesidad de integrar la mayor cantidad de variables dentro de los procesos de gestión, para poder anticipar y capitalizar este tipo de oportunidades.

En el caso de acercarnos a un escenario similar al 2, donde se incrementara la superficie de campo natural, se redujera la superficie de agricultura y entendiendo que esta conversión no sería total, sino más bien favoreciendo el cultivo de praderas artificiales para forrajeo, deberíamos asegurar un manejo correcto del ganado. Principalmente ejerciendo control sobre el pastoreo y el acceso directo del ganado a los cuerpos de agua. Esto se traduce a las siguientes medidas: rotación del ganado, alejarlo de los cuerpos de agua para evitar que el estiércol llegue a los mismos, evitar el sobrepastoreo y pastoreo de zonas buffer (Sharpley et al., 2003, Wu et al., 2001, Ertl et al., 1998). Además si se incorporasen prácticas de manejo del campo natural

orientadas a mejorar la altura, densidad y diversidad del tapiz herbáceo, probablemente se contribuiría a la retención de nutrientes en los suelos (Figura 14).

Asimismo, si consideramos que actualmente nos encontramos en un escenario parecido al 0, podemos invertir esfuerzos en la prevención de eventos o situaciones que aumenten el riesgo de deterioro de la calidad de agua en la LR. Por ejemplo, implementar medidas concretas de asesoramiento y educación, así como también aplicar regulaciones e incentivos económicos para los productores (Mainstone & Parr, 2002). En Mainstone (1999), se sugiere además, la importancia de fomentar estados más profundos de conciencia en los usuarios de los ecosistemas, explicando cuáles son los vínculos entre las actividades productivas y el estado de las lagunas.

En el caso de nuestro país la política ambiental se encuentra en un estado incipiente y se sustenta en medidas de comando y control. Es decir, basándose en normas que establecen estándares, inhibiciones, cuotas de uso, etc. (Lanzilotta, 2015). Además según el informe GEO Uruguay (PNUMA-CLAES-DINAMA, 2008), en el país no se aplica ningún instrumento económico directo, que en otras palabras, son aquellos mecanismos que se imponen sobre la base de cuánto se emite o se extrae de un recurso. Tampoco existen impuestos sobre la contaminación, para exigir que se asuman las externalidades negativas de este tipo de actividades: es decir, el pago por la degradación del agua. En este sentido, recientemente se han comenzado a considerar algunas reformas fiscales donde incluir por ejemplo el control en el uso de fertilizantes y revisar el incentivo que existe actualmente para los productores ganaderos en la compra de fertilizantes de tipo fosfatado según la Ley 18.341 de 2008 (de Melo et al., 2017). En este trabajo, se recomienda además incorporar impuestos en los fertilizantes para fomentar un uso más racional de los mismos, previendo la devolución de los mismos una vez logrados los objetivos productivos y el seguimiento de buenas prácticas de manejo.

Cabe destacar que según Paolino y Hill (2011), Uruguay se ubica tercero en la región en el uso intensivo de fertilizantes. Evidentemente, deberían seguir estudiándose en profundidad posibles normativas para encontrar un balance entre el cuidado ambiental y el desarrollo económico.

Además de este tipo de medidas es importante evaluar la posibilidad de brindar incentivos por prácticas sustentables así como para la conservación de vegetación nativa y zonas buffer. En Colombia se registró una experiencia exitosa en predios ganaderos donde se clasificaron las zonas de importancia ecológica y se les asignó un valor económico el cual era transferido a los productores para la re conversión a sistemas de producción más sustentables (silvopastoreo). Esto resultó en un cambio positivo en cuanto a la relación con los productores, los cuales prefirieron adoptar este nuevo sistema y lograron beneficiarse conservando la vegetación en forma de cercas vivas (Zapata et al., 2013). Además, deberían incentivarse aún más los procesos de certificación como las acciones realizadas por la iniciativa "Alianza del pastizal" (Parera & Carriquiry, 2014), en el caso de campo natural u otros sistemas de certificación de la soja y otros granos, donde los aspectos del riesgo asociado a la exportación de nutrientes también sean considerados.

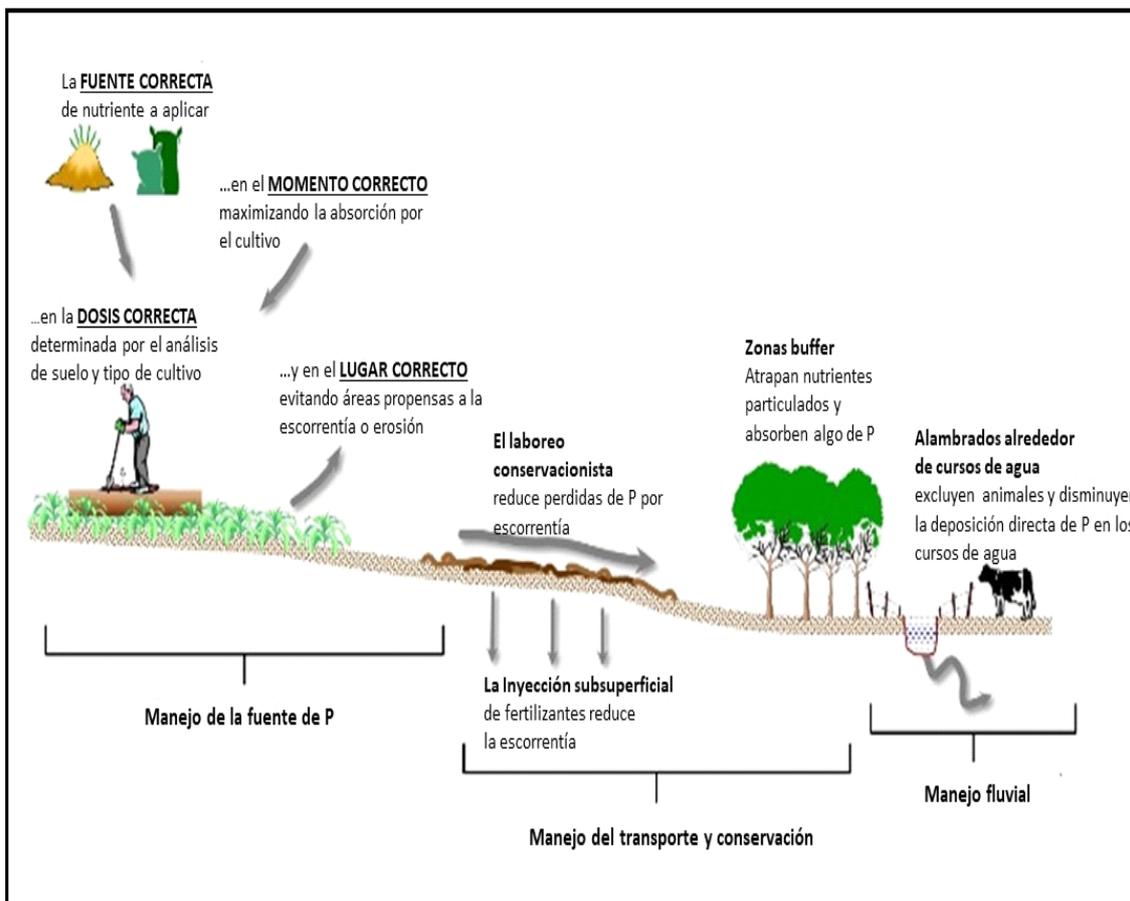


Figura 14. Esquema de manejo y conservación del P en predios de producción agrícola. Se indican estrategias para manejar la fuente de P, el transporte y conservación del P y el manejo fluvial, para evitar o disminuir las pérdidas de P por escorrentía. Adaptado de Sharpley, 2015.

Para el caso de nuestro país sería aconsejable detectar zonas estratégicas donde analizar la disposición de las zonas buffer. Es decir, generar análisis integrados de los predios que contemplen el aporte de nutrientes, sus características físicas (pendiente, superficie, cercanía a cuerpos de agua), así como la disposición geográfica y ancho de las zonas buffer en el mismo. De esta manera, en el caso de llegar a situaciones como el escenario 5 podría implementarse la siembra (reintroducción de especies nativas) y mantenimiento de buffers para contrarrestar el exceso de nutrientes que llegarían a la laguna (Leeds et al., 1997; Damboise et al., 2001; Marshall & Moonen, 2002; Mainstone & Parr, 2002; Syversen & Borch, 2005; Zhou et al., 2014). Siguiendo la experiencia de Colombia podrían generarse incentivos tanto para estas prácticas así como para las medidas sugeridas con referencia al manejo de ganado.

Estas sugerencias van en concordancia con las propuestas que realizaron los productores entrevistados, quienes se reconocen capaces de implementar nuevas formas de producción en el caso de obtener incentivos económicos.

Éstos, no se consideraron como subvenciones sino más bien estímulos, como por ejemplo facilidades para obtener créditos, reducción o redirección de impuestos (por ejemplo, para llevar a cabo acciones que sean requeridas para el mantenimiento de las

zonas buffer) y entrega de vales de combustible a productores en cuyos campos se implementen y/o mantengan las zonas buffer.

Por otra parte, la mayoría de los entrevistados reconoció que existen pocas medidas de fiscalización y/o que las que se han implementado son poco eficientes.

PROPUESTA DE LINEAMIENTOS ESTRATÉGICOS PARA LA CONSERVACIÓN DE LA VEGETACIÓN HERBÁCEA

A continuación se detallan algunas líneas estratégicas enfocadas en la conservación y promoción de las zonas buffer, enmarcadas en una gestión integrada de los predios agrícolas desde una visión de cuenca. Si bien este listado de acciones es aplicable a otros ecosistemas, considera los posibles efectos en la Laguna de Rocha y su zona costera.

Específicamente, muchas de estas líneas se podrían concebir como pequeños ciclos de gestión de forma similar a la propuesta de Olsen (1999) para el MCI, es decir planificar, ejecutar y monitorear las acciones comprendidas dentro de cada línea (o al menos algunas de ellas), y luego de evaluar el funcionamiento y eficiencia de las mismas junto con los actores involucrados, volver a definir las e implementarlas con los cambios necesarios para iniciar un nuevo ciclo.

Innovación y desarrollo para fomentar el conocimiento de las zonas buffer y sus funciones

Los objetivos de esta línea estratégica son: Incentivar la investigación y desarrollo de nuevas tecnologías, así como la formación y capacitación de recursos humanos.

ACCIONES

- Generar fondos concursables para promover la innovación y desarrollo en la temática, profundizando en la cuantificación y mapeo de los SE, en el desarrollo de medidas de manejo que minimicen la exportación de nutrientes, en el estudio de aspectos particulares de las distintas zonas buffer, etc. Para esto deberían gestionarse en ANII, INIA, UdelaR y ministerios (MVOTMA, MGAP, MEC), presupuestos para fondos concursables.
- Fomentar la creación de planes de manejo integrado de la cuenca, incluyendo la investigación de la dinámica entre los ecosistemas acuáticos, los agro ecosistemas y la zona costera.
- Generar redes interinstitucionales de cooperación y soporte para establecer perfiles de llamados y acompañar el desarrollo de los mismos.

- Capacitar a quienes pretendan acceder a los llamados y a los asesores técnicos de dichos proyectos.
- Incluir tópicos de conservación de pastizales naturales, humedales y bosques, en los programas de capacitaciones afines tanto en UdelaR, UTU (Escuelas técnicas y agrarias) y universidades privadas, específicamente para la prevención de la eutrofización.
- Difundir resultados de estas iniciativas en páginas web o artículos ya establecidos como la revista de INIA para magnificar esta información entre los productores y técnicos agrarios.
- Elaboración de manuales de buenas prácticas, basados en la conservación de las zonas buffer, así como la disminución de la exportación de nutrientes hacia los cuerpos de agua.

Apoyo a los productores en la reconversión de sus predios

Este punto tiene como meta la promoción de modos productivos sustentables considerando el rol de la vegetación herbácea y utilizándolo a favor de la producción y del mantenimiento de los recursos acuáticos (arroyos, tajamares, lagunas).

Este punto, así como los tres siguientes, está sustentado por las premisas del MCI ya que el trabajo directo y colaborativo con los actores involucrados durante todas las etapas del proceso de gestión de los recursos naturales, es parte fundamental de las mismas.

ACCIONES

- Establecer fondos y mecanismos de apoyo al diseño predial a través de asociaciones de fomento rurales o proyectos del tipo “producción responsable” (MGAP).
- Trabajar con los productores utilizando experiencias demostrativas donde se combine de manera eficiente la conservación de zonas buffer con los objetivos productivos.
- Establecer incentivos para la conservación de las zonas buffer:
Redirección de impuestos, incentivos para solicitar préstamos bancarios ponderando aquellos emprendimientos que promuevan la conservación de la vegetación herbácea y pastizales naturales (por ej. Asumiendo menores tasas de interés). Utilizar lo recaudado a través de multas para la mejora en el campo, es decir, exigir a los productores penalizados que destinen el dinero de la multa en realizar mejoras.

Establecer normativas

Este punto busca esclarecer algunos vacíos legales en cuanto a la conservación de la vegetación nativa y establecer prácticas de manejo adecuadas, que permitan producir

con el menor impacto posible en la calidad de agua. Es decir, incorporar prácticas agroecológicas que permitan mantener la agricultura pero que a la vez reduzcan sus impactos en la calidad de agua y otros aspectos ambientales.

ACCIONES

- Incorporar el mantenimiento de los buffer en el plan de manejo de suelos, así como aspectos vinculados al nivel de fertilización.
- Cumplimiento de la ley forestal N° 15.939 de monte nativo.
- Aplicar la normativa establecida por DINAMA para el Río Santa Lucía para el resto del país.

Educación y valoración del SE

Este punto es fundamental para lograr los lineamientos anteriores, ya que la conservación es también producto de la empatía y conocimiento que las personas tengan hacia un recurso natural y sus servicios.

ACCIONES

- Mejorar aspectos de difusión de la información como cartelera y folletera. Lograr una mayor visibilidad de estos medios, sobre todo en zonas de mayor exposición turística (áreas cercanas a la laguna, zona costera, humedales).
- Destinar recursos humanos para la orientación y difusión de los mismos: contar con personal dispuesto en puntos estratégicos encargados de ofrecer charlas y material de difusión.
- Generar vínculos con centros educativos y productores de la región para realizar actividades de educación ambiental.
- Generar ámbitos nacionales de discusión con referentes de distintas áreas protegidas y ONGs para compartir experiencias y elaborar estrategias educativas en conjunto.

Monitoreo y control

Este punto mantiene relación con el punto anterior, en la medida de que constituye una herramienta de participación ciudadana y fomenta la responsabilidad de las personas en el uso sustentable de los recursos naturales.

ACCIONES

- Potenciar el rol del guardaparques y realizar más contratos si el área lo demanda (por ej. épocas y/o zonas con mayor influencia de turistas).
- Difusión de la existencia y función de páginas de denuncias DINAMA/ MGAP

- Contar con personal de campo con capacidad de inspección, así como promover esta tarea entre los actores locales.
- Crear multas específicas y realizar una amplia difusión de las mismas.

10 CONSIDERACIONES FINALES

Si bien este trabajo colabora al trazado de una línea de investigación aún incipiente en nuestro país, consideramos que es necesario aumentar los esfuerzos para reforzar el área de conocimiento en SE, su cuantificación y valoración del riesgo asociado a la pérdida de sus atributos principales.

Asimismo, es necesario generar información sitio específica teniendo en cuenta las características de los ecosistemas de nuestro país, ya que en el caso de los coeficientes de exportación de nutrientes, por ejemplo, estamos utilizando valores en su mayoría provenientes de EEUU. Así también sucede con los porcentajes de retención del suelo, los cuales conforman un insumo de gran importancia en la toma de decisiones.

Cabe destacar que en el contexto actual de variabilidad climática todos estos insumos deben reforzarse para la gestión de las lagunas costeras ya que en estas áreas de vinculación entre ecosistemas terrestres y marítimos, repercuten las actividades que se realizan en la cuenca así como los eventos extremos que suceden a nivel costero. En este sentido es necesario mantener una visión integrada de los aspectos a evaluar y regular en cada situación.

Finalmente es necesario operar a nivel normativo, tanto nacional como departamental, para encontrar medidas claras y eficaces de fiscalización y control de todas las actividades que puedan comprometer la calidad de agua. Estos aspectos deberían combinarse además con el componente social, tomando como marco de referencia y acción las premisas del MCI, dentro de las que se encuentran la promoción de prácticas sustentables, garantizar la participación de los actores sociales involucrados y consecuentemente la adopción de esta integración de los saberes dentro de los proyectos de gestión de los ecosistemas.

11 BIBLIOGRAFIA

Abbona, E., & Sarandón, S. (2014). Manejo de nutrientes en los agroecosistemas. *Agroecología: bases teóricas para el diseño y manejo de agroecosistemas sustentables*, 211-234.

Abu-Zreig M., Rudra, R.P., Whiteley H.R., Lalonde M.N. & Kaushik N.K. (2003). Phosphorus Removal in Vegetated Filter Strips. *Journal of Environmental Quality*, 32(2): 613-619.

Achkar, M. (2004). Hacia un Uruguay sustentable: gestión integrada de cuencas hidrográficas. REDES, Amigos de la Tierra Uruguay.

Aimar, L., Bustamante, A., Molina, C., Giovanola, C., & Menghi, M. (2010). Relación entre la limnología de lagunas pampeanas (SE Córdoba) y la cobertura y uso del suelo. *Cambios de uso de la tierra. Causas, consecuencias y mitigación. RASADep*, 3-14.

Aktar, W., Sengupta, D., & Chowdhury, A. (2009). Impact of pesticides use in agriculture: their benefits and hazards. *Interdisciplinary toxicology*, 2(1): 1-12.

Alexander, R. B., Smith, R. A., Schwarz, G. E., Boyer, E. W., Nolan, J. V., & Brakebill, J. W. (2007). Differences in phosphorus and nitrogen delivery to the Gulf of Mexico from the Mississippi River Basin. *Environmental science & technology*, 42(3): 822-830.

Al-wadaey A., Wortmann C.S., Franti T.G., Shapiro C.A. & Eisenhauer D.E. (2012) Effectiveness of grass filters in reducing phosphorus and sediment runoff. *Water Air Soil Pollut*, 223: 5865-5875.

APHA (American Public Health Association) (1985). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 16th edition. Washington.

Arocena, R. (2016). *Principios y métodos de limnología. Ejemplos de Uruguay*. Sección Limnología Instituto De Ecología Y Ciencias Ambientales. Facultad De Ciencias. Universidad De La República. DIRAC. Montevideo, Uruguay.

AS/NZS ISO 31000 (2009). Australian/New Zealand Standard. Risk Management-Principles and Guidelines.

Aguiar Jr, T. R., Rasera, K., Parron, L. M., Brito, A. G., & Ferreira, M. T. (2015). Nutrient removal effectiveness by riparian buffer zones in rural temperate watersheds: the impact of no-till crops practices. *Agricultural Water Management*, 149: 74-80.

Aubriot, L., Conde, D., Bonilla, S., Hein, V. & Britos, A. (2005). Vulnerabilidad de una laguna costera en una Reserva de Biosfera: indicios recientes de eutrofización En: Vila I y J Pizarro eds. *Taller Internacional de Eutrofización de Lagos y Embalses CYTED XVIIIB Patagonia Impresores Chile*, 65-85.

Barreto, P., Ernst, O. & Perdomo, C. (2014). Cuantificación de las pérdidas de fósforo por escorrentía en diferentes rotaciones de suelos de Uruguay. *Congreso Uruguayo de Suelos y VI Encuentro de la SUCS*, 6-8 Agosto de 2014, Colonia del Sacramento, Uruguay.

Bartesaghi, L. (2011). Modelización de la vulnerabilidad del territorio a la erosión frente a distintos escenarios de uso del suelo. *Aportes para la Planificación del Territorio*. Maldonado, Uruguay. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias, Uruguay.

Bennett, E. M., Carpenter, S. R., & Caraco, N. F. (2001). Human Impact on Erodeable Phosphorus and Eutrophication: A Global Perspective: Increasing accumulation of phosphorus in soil threatens rivers, lakes, and coastal oceans with eutrophication. *AIBS Bulletin*, 51(3): 227-234.

Bishop M., Powers S., Porter H. & Peterson C. (2006). Benthic biological effects of seasonal hypoxia in a eutrophic estuary predate rapid coastal development. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 70: 415-422.

Blaikie, P., Cannon, T., Davis, I., & Wisner, B. (2014). *At risk: natural hazards, people's vulnerability and disasters*. Routledge.

Boyd, J. & Banzhaf, S. (2007). What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. *Ecological Economics*, 63: 616–626.

Bortolozzo, F. R., Favaretto, N., Dieckow, J., de Moraes, A., Vezzani, F. M., & da Silva, É. D. B. (2015). Water, sediment and nutrient retention in native vegetative filter strips of Southern Brazil. *Silva*, 1(7), 8 pp.

Bray, R.H. & Kurtz, L.T. (1945). Determination of total, organic available forms of phosphorus in soils. *Soil Science*, 59: 39–45.

Boyd, J., & Banzhaf, S. (2007). What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. *Ecological economics*, 63(2): 616-626.

Cabrera, C. (2015). Optimización de usos del suelo para prevenir floraciones nocivas de fitoplancton en la laguna de rocha, Uruguay. Tesis de Maestría en Geociencias. Facultad de Ciencias - Centro Universitario de la Región Este, Uruguay. Universidad de la República.

Cardona, O.D. (2001). La necesidad de repensar de manera holística los conceptos de vulnerabilidad y riesgo. "Una crítica y una revisión necesaria para la gestión". Artículo y ponencia para la International work- conference on vulnerability in disaster theory and practice, 29 y 30 de Junio de 2001, Disaster Studies of Wageningen University and Research Centre, Wageningen, Holanda.

Carpenter, S. R., Caraco, N. F., Correll, D. L., Howarth, R. W., Sharpley, A. N., & Smith, V. H. (1998). Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological applications*, 8(3): 559-568.

Carpenter, S.R. (2005). Eutrophication of aquatic ecosystems: Biostability and soil phosphorus. *PNAS*, Vol 102(29), 10003-10005. (En:www.pnas.orgcgidoi10.1073pnas.0503959102).

Carpenter S.R., Defries R., Dietz T., Mooney H.A., Polasky S., Reid W.V. & Scholes, R.J. (2006). Millennium ecosystem assessment: Research needs. *Science*, 314: 257-258.

Carpenter, S.R., Stanley E.H., & Vander Zanden M. J. (2011). State of the World's Freshwater Ecosystem Physical, Chemical, and Biological Changes. doi :10.1146/annurev-environ-021810-09452.

Código de Aguas. Decreto de Ley N° 14.859 (1978). Asamblea General. Montevideo, Uruguay.

Código Civil. Ley 16.603 (1994). Asamblea General. Montevideo, Uruguay.

Conde, D. & Rodríguez-Gallego, L. (2002). Problemática ambiental y gestión de las lagunas costeras atlánticas de Uruguay. En: Dominguez & Prieto (eds.). Perfil ambiental del Uruguay/2002. Nordan-Comunidad: Montevideo, 149-166.

Conde, D., Polette, M. & Asmus, M. (2015a). Risk, perception and vulnerability to Climate Change in wetland dependent coastal communities in the Southern Cone of Latin America. IDRC Climate Change and Water program Project 6923001.

Conde D., Vitancurt, J., Rodriguez-Gallego, L., de Álava, D., Verrastro, N., Chreties, C., Solari, S., Teixeira, L., Lagos, X., Piñeiro, G., Seijo, L., Caymaris, H. & Panario, D. (2015b). Solutions for sustainable coastal lagoon management: From conflict to the implementation of a consensual decision tree for artificial opening. Pages 217-250 In J. Baztan, O. Chouinard, B. Jorgensen, P. Tett, J. P. Vanderlinden, and L. Vasseur, editors. Coastal zones - Solutions for the 21st century, Elsevier, Amsterdam.

Coote, D.R. & Gregorich, L.J. (dir de publ.) (2000). La sante´ de l'eau-vers une agriculture durable auCanada. Direction de la Planification et de la Coordination de la Recherche, Direction Générale de la Recherche, Agriculture et Agroalimentaire Canada, Ottawa, Ontario.

Cormier, R., Diedrich, A., Dinesen, G.E., Ekstrom, J., Greathead, C., Greig, L., Hardy, M., Lizee, E., MacIassac, R., Metz, M., Moksness, E., Morales-Nin, B., Ouellette, M., Sardá, R., Scheltinga, D., Smith, Elizabeth R., Stelzenmüller, V. & Støttrup, J. (2013). Marine and coastal ecosystem-based risk management handbook Cooperative Research Report. R. Cormier, A. Kannen, M. Elliott, P. Hall and I. M. Davies, ICES International Council for the Exploration of the Sea, 317: 60 pp.

Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R.D., Farberparallel, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburgstar, K., Naeem, S., O'Neill, R.V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P. & Van den Belt, M. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387: 253-260.

Damboise, J., Desjardins, R. & Daigle, J.L. (2001). Design et efficacite´ des bandes riveraines. Colloque en agroenvironnement (CRAAQ-IRDA): L'agriculture et l'environnement en harmonie. Drummondville, Quebec, Canada.

Daniels, R. B. & Gilliam, J. W. (1996) Sediment and chemical load reduction by grass and riparian filters. *Soil Science Society of America*, 60: 246-251.

de Groot, R.S., Wilson, M.A. & Boumans, R.M.J. (2002). A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics*, 41: 393- 408.

de Melo, G., Calleja, A., Chiesa, V., Guerrero, S., Lavin, D., Chaves, J.M., Benitez, J. (2017). Instrumentos económicos orientados a proteger el ambiente: aportes para el diálogo. Centro de Estudios Fiscales. Montevideo, Uruguay.

Deng, N., Li, H. & Shi, D. (2011). Preliminary experimental study on effectiveness of vegetative filter strips to pollutants in surface runoff. *Journal of Water Resource and Protection*, 3: 222-227.

Dawson, J. C., Huggins, D. R., & Jones, S. S. (2008). Characterizing nitrogen use efficiency in natural and agricultural ecosystems to improve the performance of cereal

crops in low-input and organic agricultural systems. *Field Crops Research*, 107(2): 89-101.

Díaz, I. (2013). Modelación de los aportes de nitrógeno y fósforo en cuencas hidrográficas del departamento de Canelones (Uruguay). Tesis de Maestría en Ciencias Ambientales, Universidad de la República, Uruguay.

Díaz, R. J. & Rosenberg, R. (2008). Spreading Dead Zones and Consequences for Marine Ecosystems *Science*, 321: 926 pp.

DINAGUA, Propuesta (2016). Plan Nacional de aguas. Ministerio de Vivienda, Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente, Montevideo, Uruguay.

DINAMA (2012). Directrices para la Planificación del uso público de las áreas protegidas de Uruguay. Ministerio de Vivienda, Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente, Montevideo, Uruguay.

Dodds, W. K., & Oakes, R. M. (2006). Controls on nutrients across a prairie stream watershed: land use and riparian cover effects. *Environmental management*, 37(5): 634-646.

Drewry J., Newham L., Greene R., Jakeman A.J. & Croke, B. (2006). A review of nitrogen and phosphorus export to waterways: context for catchment modelling. *Marine and Freshwater Research*, 57: 757–774.

Durán, A. (1997). Clasificación hidrológica de los suelos del Uruguay. *Agrociencia*, 1(1): 15-29.

Eghball, B., Shanahan, J., Varvel, G. & Gilley, J. (2003). Reduction of High Soil Test Phosphorus by Corn and Soybean Varieties. *Agron. J.*, 95: 1233-1239.

Erol, A. & Randhir, T. O. (2013). Watershed ecosystem modeling of land-use impacts on water quality. *Ecological modelling*, 270: 54-63.

Ertl, D.S., Young, K.A. & Raboy, V. (1998). Plant genetic approaches to phosphorus management in agricultural production. *Journal of Environmental Quality*, 27: 299–304.

Failde, A., Lanzilotta, B., Perdomo, C., Bidegain, M. P., & 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.

FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations) (1998). The state of food and agriculture. Rural non- farm income in developing countries, Rome, Italy.

Fisher, B. & Turner, R. K. (2008). Ecosystem services: classification for valuation. *Biological conservation*, 141(5): 1167-1169.

Fisher, B., Turner, R. & Morling, P. (2009). Defining and classifying ecosystem services for decision-making. *Ecological Economics*, 68: 643-653.

GESAMP (1999). La contribución de la ciencia al Manejo Costero Integrado. Informes y Estudios No. 61. FAO. Roma, 75 pp.

Goyenola G., Meerhoff M., Teixeira-de Mello F., González-Bergonzoni I., Graeber D., Fosalba C., Vidal N., Mazzeo N., Ovesen N.B., Jeppesen E. & Kronvang. B (2015). Monitoring strategies of stream phosphorus

under contrasting climate-driven flow regimes. *Hydrology and earth system science*, 19: 4099–4111.

Heal, G.M., Barbier, E.B., Boyle, K.J., Covich, A.P., Gloss, S.P., Hershner, C.H., Hoehn, J.P., Pringle, C.M., Polasky, S., Segerson, K. & Schrader-Frechette, K. (2005). *Valuing Ecosystem Services: Toward Better Environmental Decision-Making*. The National Academies Press, Washington, DC.

Hernández, J., Otegui, O., & Zamalvide, J. P. (1995). Formas y contenidos de fósforo en algunos suelos del Uruguay (No. 43). Universidad de la República, Facultad de Agronomía.

Hernández, R. H., Collado, C. F., Lucio, P. B., & Pérez, M. D. L. L. C. (1998). *Metodología de la investigación* (Vol. 1). México: McGraw - hill.

Hill, M. & Clérici, C. (2013). Avances en políticas de manejo y conservación del suelo en Uruguay. IA12. “Programa de monitoreo de la contaminación industrial: resumen del grado de cumplimiento con la normativa vigente”, Departamento de Desarrollo Ambiental, Servicio de Evaluación de la Calidad y Control Ambiental, Unidad de Efluentes Industriales, Intendencia Municipal de Montevideo.

Hildebrand, L. & Norrena, E. (1992). Approaches and progress toward effective integrated coastal zone management. *Marine Pollution Bulletin*, 25: 94–97.

Hildebrand, L. (2002). *Integrated Coastal Management: lessons learned and challenges ahead*. Discussion document for managing shared water/coastal zone. International conference-Hamilton. Ontario, Canada.

Huisman, J., Matthijs, H. C. P. & Visser, P. M. (2005). *Harmful Cyanobacteria* Springer Aquatic Ecology Series 3, Springer, Dordrecht.

IPCC-AR5 (2013). Twelfth Session of Working Group I Approved Summary for Policymakers. Summary for Policymakers. <http://www.climatechange2013.org/images/uploads/WGIAR5-SPM_Approved27Sep2013.pdf> IPCC WGI AR5 SPM-1.

Jeje, Y. (2006). Southern Alberta Landscapes: Meeting the Challenges ahead. Export coefficients for total phosphorus, total nitrogen and total suspended solids in the Southern Alberta region. A review of literature. *Regional Environmental Management*, Canada.

Jeppesen, E., Søndergaard, M., Lauridsen, T. L., Kronvang, B., Beklioglu, M., Lammens, E. & Tátrai, I. (2007). Danish and other European experiences in managing shallow lakes. *Lake and Reservoir Management*, 23(4): 439-451.

Jeppesen, E., Moss, B., Bennion, H., Carvalho, L., DeMeester, L., Feuchtmayr, H., & Liboriussen, L. (2010). Interaction of climate change and eutrophication. *Climate change impacts on freshwater ecosystems*, 119-151.

Jobbágy, E., Vasallo, M., Farley, K., Piñeiro, G., Garbulsky, M., Noretto, M., Jackson, R. & Paruelo, J. (2006). Forestación en pastizales: hacia una visión integral de sus oportunidades y costos ecológicos *Agrociencia*, 2: 109-124.

Jobbágy, E. & Aguiar, S. (2015). Una mirada Rioplatense de la sustentabilidad y el ambiente en el agro. I Encuentro Regional de Políticas de Conservación de Suelos y VII Encuentro de la SUCS, 28-29 de octubre de 2015, Paysandú, Uruguay.

- Karr, J. R. & Schlosser, I. J. (1978). Water resources and the land–water interface. *Science*, 201: 229-234.
- Keey, R. (1998). Australia/New Zealand risk management standard. *Owning the future: Integrated risk management in practice*, 91-97.
- Koroleff, F. (1970). Direct determination of ammonia in natural water as indophenol-blue. *International Conference in the Exploration of the Sea. C.M 1969/C9. ICES. Information on techniques and methods for sea water analysis. Interlaboratory Reports*, 3: 19-22.
- Lal, R. (Ed.). (1999). *Integrated watershed management in the global ecosystem*. CRC Press.
- Lanzilotta, M. (2015). *Impuestos verdes: viabilidad y posibles impactos en el Uruguay*.
- Laterra, P., Jobbágy, E. G., Paruelo, J. M., Castro Granados, P., Rodríguez Aguilar, A., Rodríguez Muñoz, G. & Thungen, J. V. (2011). *Valoración de servicios ecosistémicos: conceptos, herramientas y aplicaciones para el ordenamiento territorial (No. 333.716 V199)*. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Buenos Aires (Argentina).
- Lavell, A. (2001). *Sobre la gestión del riesgo: apuntes hacia una definición*. Biblioteca Virtual en Salud de Desastres-OPS. Consultado el 4 de abril de 2014.
- Leeds, R., Brown, L.C., Sulc, M.R. & VanLieshout, L. (1997). *Vegetative Filter Strips: Application, Installation and Maintenance*. Columbus: Ohio State University, <http://www.ag.ohio-state.edu/ohioline/aex-fact/0467.html>.
- Ley N° 15.239. (Enero 1972). *Uso y Conservación de los suelos y de las aguas*. Asamblea General. Montevideo, Uruguay.
- Ley N° 15.939. (Febrero 1988). *Ley Forestal*. Asamblea General. Montevideo, Uruguay.
- Ley N° 18.341. (Setiembre 2008). *Sistema Tributario*. Asamblea General. Montevideo, Uruguay.
- Linton, D. M., & Warner, G. F. (2003). Biological indicators in the Caribbean coastal zone and their role in integrated coastal management. *Ocean & Coastal Management*, 46(3): 261 - 276.
- Liu, Y., Wang, Y., Sheng, H., Dong, F., Zou, R., Zhao, L., Guo, H., Zhu, X & He, B. (2014). Quantitative evaluation of lake eutrophication responses under alternative water diversion scenarios: a water quality modeling based statistical analysis approach. *Science of the total Environment*, 468: 219 - 227.
- Lozoya, J.P., Sardá, R. & Jimenez, J.A. (2011). A methodological framework for multi-hazard risk assessment in beaches. *Environmental Science & Policy*, 14: 685 - 696.
- Madhun, Y. A. & Freed, V. H. (1990). Impact of pesticides on the environment. *Pesticides in the soil environment: processes, impacts, and modeling*, 429 - 466.
- Magette, W.L, Brinsfield, R.B., Palmer, R.E. & Wood, J.D. (1989). Nutrient and sediment removal by vegetated filter strips. *TASAE*, 32: 663-667.
- Mainstone, C.P. (1999b). *Cooperative agreements in agriculture: UK report*. Environment Agency Draft R&D Technical Report. Medmenham: WRC, 40 pp.

- Mainstone, C. P. & Parr, W. (2002). Phosphorus in rivers—ecology and management. *Science of the Total Environment*, 282: 25 - 47.
- Mankin, K. R., Ngandu, D. M., Barden, C. J., Hutchinson, S. L., & Geyer, W. A. (2007). Grass-shrub riparian buffer removal of sediment, phosphorus, and nitrogen from simulated runoff. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 43(5): 1108 - 1116.
- Marshall, E.J.P. & Moonen, A.C. (2002). Field margins in northern Europe: their functions and interactions with agriculture. *Agriculture Ecosystem & Environment* 89: 5 - 21.
- Marston, F., Young, W. & Davids, R. (1995). Nutrient generation rates Data book. CMSS CSIRO. 2da edición.
- Martin-Lopez, B. & Montes, C. (2012). Funciones y servicios de los ecosistemas: una herramienta para la gestión de espacios naturales. URDAIBAI, 20 pp.
- Maynard, S., James, D. & Davidson, A. (2010). The development of an ecosystem services framework for South East Queensland. *Environmental Management*, 45: 881 - 895.
- MGAP (2011). Estrategia de Desarrollo Agropecuario de Uruguay. Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca. Uruguay.
- Millennium Ecosystem Assessment (MA). (2003). Ecosystems and Human Well-Being. A Framework For Assessment. World Resources Institute; Series: Millennium Ecosystem Assessment Series.
- Millennium Ecosystem Assessment (MA). (2005). Ecosystems and Human Well-Being: Conditions and Trends. Washington, DC: Island.
- MVOTMA (2013). “Cuenca Hidrográfica Río Santa Lucía. Plan de acción para la protección de la calidad ambiental y la disponibilidad de las fuentes de agua potable”. Ministerio de Vivienda y Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente. Uruguay.
- Müller, R. & Widemann, O. (1955). Die Bestimmung des Nitrat-Ions in Wasser. *Von Wasser*, 22: 247 pp.
- Murphy, J. & Riley, J.P. (1962). A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Analytica Chimica Acta*, 27: 31 - 36.
- Naiman, R. J., Decamps, H., & McClain, M. E. (2010). Riparia: ecology, conservation, and management of streamside communities. Elsevier.
- Neme, C., Rios, M., Zaldua, N. & Cupeiro, S. (2010). Aproximación a la normativa vigente sobre plaguicidas y sus impactos ambientales. *VIDA SILVESTRE*, Uruguay, 27 pp.
- Newton, A., Icely, J. D., Falcão, M., Nobre, A., Nunes, J. P., Ferreira, J. G., & Vale, C. (2003). Evaluation of eutrophication in the Ria Formosa coastal lagoon, Portugal. *Continental Shelf Research*, 23(17): 1945 - 1961.
- Nin, M., Rodríguez Gallego, L. & Conde, D. (2011). Valoración social y económica actual y potencial de los valores de biodiversidad. Avances plan de manejo Paisaje Protegido Laguna de Rocha. SNAP. Uruguay.

- Nin, M., Soutullo, A., Rodríguez-Gallego, L. & Di Minin, E. (2016) Ecosystem services-based land planning for environmental impact avoidance. *Ecosystem Services*, 17: 172 -184.
- Olsen, S., Lowry, K. & Tobey, J. (1999). *A Manual for Assessing Progress in Coastal Management*. The University of Rhode Island, Coastal Resources Center. SIDA-USAID. USA.
- ONU (1992). *Agenda 21 Global*. URL: <http://www.mma.gov.br/responsabilidade-socioambiental/agenda-21/agenda-21-global>. Consultado 20 Julio de 2014.
- Orea, D. G. & Villarino, M. T. G. (2013). *Evaluación de impacto ambiental*. Mundi-Prensa Libros.
- Osborne, L.L. & Kovacic, D.A. (1993). Riparian vegetated buffer strips in water-quality restoration and stream management. *Freshwater Biology*, 29: 243 - 258.
- Pamungkas, A., Bekessy, S. A., & Lane, R. (2014). Vulnerability modelling to improve assessment process on community vulnerability. *Procedia-Social and Behavioral Sciences*, 135: 159-166.
- Paolino, C. & Hill, M. (2011). *Perfiles de especialización agroindustrial y eficiencia en el uso de los recursos naturales: Uruguay frente a otros países de América Latina*, Anuario OPYPA 2011, MGAP.
- Parera, A., & Carriquiry, E. (2014). *Manual de prácticas rurales asociadas al índice de conservación de pastizales naturales (ICP)*. Proyecto de Incentivos a la Conservación de Pastizales Naturales del Cono Sur. Buenos Aires: Aves Uruguay.
- Patoine, M., & Simoneau, M. (2002). Impacts de l'agriculture intensive sur la qualité de l'eau des rivières au Québec. *Vecteur environnement*, 35(1): 61 - 66.
- Peterjohn, W. T. & Correll, D. L. (1984). Nutrient dynamics in an agricultural watershed: Observations on the role of a riparian forest. *Ecology*, 65: 1466 - 1475.
- Peterson, G. D., Cumming, G. S. & Carpenter, S.R. (2003). Scenario planning: a tool for conservation in an uncertain world. *Conservation Biology*, 17: 358 - 366.
- Piñeiro, V. & Perdomo, C. (2014). Pérdidas de fósforo soluble en pasturas convencionales y campo natural en un sitio ubicado en la cuenca del Río Santa Lucia. Poster presentado en el 6° Congreso Uruguayo de la Ciencia del Suelo, Colonia del Sacramento. Uruguay, 6 al 8 de agosto de 2014.
- PNUMA- CLAES -DINAMA- (2008). *GEO Uruguay. Informe del estado del ambiente*. Programa de Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA), Centro Latino Americano de Ecología Social (CLAES), Dirección Nacional de Medio Ambiente (DINAMA).
- Reckhow, K. H., Beaulac, M. N. & Simpson, J. T. (1980). *Modeling phosphorus loading and lake response under uncertainty: A manual and compilation of export coefficients*.
- RENARE (2013). *Planes de uso y manejo responsable de suelos*. Dirección General de Recursos Naturales Renovables. Uruguay.
- Rodríguez-Gallego, L., Conde, D., Achkar, M., Sabaj, V., Rodo E. & Arocena, R. (2009). Impacto del uso del suelo en la cuenca de la Laguna de Rocha. In *Proceedings del IV*

Congreso Nacional de Áreas Protegidas y V Encuentro Nacional de Ecoturismo y Turismo Rural, Flores, Uruguay.

Rodríguez-Gallego, L. (2010). Eutrofización de las lagunas costeras de Uruguay: Impacto y optimización de los usos del suelo. PEDECIBA. Tesis de Doctorado, Universidad de la República, Uruguay, 172 pp.

Rodríguez-Gallego, L., Nin, M., Suárez, C. & Conde, D. (2012). Paisaje protegido Laguna de Rocha, propuesta de Plan de Manejo.

Rodríguez-Gallego, L., Sabaj, V., Masciandri, S., Kruk, C., Arocena, R. & Conde, D. (2014). Salinity as a major driver for submersed aquatic vegetation in coastal lagoons: a multiyear analysis in the subtropical Laguna de Rocha. *Estuaries and Coasts*. ESCO-D-13-00134R3.

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

ROU (República Oriental del Uruguay) Decreto 253 / 79. Se aprueban normas para prevenir la contaminación ambiental mediante el control de las aguas. (En línea) http://aiquiruguay.org/sitiomedioambiente/documentos/dec253_79%20vigente.pdf.

Schwartz, M. W., Deiner, K., Forrester, T., Grof-Tisza, P., Muir, M. J., Santos, M. J. & Zylberberg, M. (2012). Perspectives on the Open Standards for the Practice of Conservation. *Biological conservation*, 155: 169 - 177.

SCS (Soil Conservation Service) (1972). SCS National Engineering Handbook, Section 4. Hydrology, Soil Conservation Service. US Department of Agriculture, Washington, DC.

Sharpley, A.N., Gburek, W.J., Folmar, G. & Pionke, H.B. (1999). Sources of phosphorus exported from an agricultural watershed in Pennsylvania. *Agricultural Water Management*, 41: 77 - 89.

Sharpley, A. & Kleinman, P. (2003). Effect of rainfall simulator and plot scale on overland flow and phosphorus transport. *Journal of Environmental Quality*, 32(6): 2172 - 2179.

Sharpley, A., Daniel, T., Sims, T., Lemunyo, J., Stevens, R. & Parry, R. (2003). Agricultural phosphorus and eutrophication. Agricultural Research Service, USA.

Sharpley, A. (2015). Agricultural phosphorus and water quality: challenges to science, practice, and policy. . I Encuentro Regional de Políticas de Conservación de Suelos y VII Encuentro de la SUCS, 28-29 de octubre de 2015, Paysandú, Uruguay.

Signe, H., Rodríguez-Gallego, L., Bonilla, S. & Somma, A. (2017). Temperature and precipitation shape the distribution of harmful cyanobacteria in subtropical lotic and lentic ecosystems. *Science of the Total Environment*, 609: 1132 - 1139.

Soutullo A, Bartesaghi L, Achkar M, Blum A, Brazeiro A, Ceroni M, Gutiérrez O, Panario D y Rodríguez-Gallego L (2012): Evaluación y mapeo de servicios ecosistémicos de Uruguay. Informe Técnico. Convenio MGAP/PPR – CIEDUR/ Facultad de Ciencias/Vida Silvestre Uruguay/Sociedad Zoológica del Uruguay. 20p.

Strickland, J.D.H. & Parsons, T.R. (1972). A Practical Handbook of Sea water Analysis. Fisheries Research Board Bulletin of Canada, 167: 207 - 211.

- Syversen, N. & Borch, H. (2005). Retention of soil particle fractions and phosphorus in cold-climate buffer zones. *Ecological Engineering*, 25: 382 - 394.
- Turner, R. E., & Rabalais, N. N. (2003). Linking landscape and water quality in the Mississippi River basin for 200 years. *BioScience*, 53(6): 563 - 572.
- UdelaR. (2013). Informe sobre la calidad del agua en la cuenca del Río Santa Lucía: estado de situación y recomendaciones. Informe presentado al CDC (21/5/2013). Responsables del informe: Decanos Eduardo Manta de la Facultad de Química, Héctor Cancela de la Facultad de Ingeniería, Juan Cristina de la Facultad de Ciencias y Fernando García Préchac de la Facultad de Agronomía.
- Valderrama, J.C. (1981). The simultaneous analysis of total N and P in natural waters. *Marine Chemistry*, 10: 1009 - 1022.
- Vadas, P, Haggard, B & Gburek, W. (2005). Predicting phosphorus in runoff from manured field plots. *Journal of Environmental Quality*, 34: 1347 - 1353.
- Vitancurt, J. & Faggetti, C. (1995). Comunidades de pescadores del Departamento de Rocha. Informe diagnóstico, recomendaciones y avances para un proyecto de desarrollo. Serie: Documentos de Trabajo N° 1. PROBIDES, Rocha, Uruguay. 40 pp.
- Zar, J.H. (1999).
- Wilson, L. (1967). Sediment removal from flood water by grass filtration. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers*, 10(1): 35 - 37.
- Wu, Z., Satter, L. D., Blohowiak, A. J., Stauffacher, R. H., & Wilson, J. H. (2001). Milk production, estimated phosphorus excretion, and bone characteristics of dairy cows fed different amounts of phosphorus for two or three years. *Journal of Dairy Science*, 84(7): 1738 - 1748.
- Zapata, Á., Murgueitio, E., Zuluaga, A. F., Ibrahim, M., & Mejía Avila, C. (2013). Efecto del pago por servicios ambientales en la adopción de sistemas silvopastoriles en paisajes ganaderos de la cuenca media del río La Vieja, Colombia.
- Zar, J.H. (1999). *Biostatistical Analysis*. Prentice Hall, New Jersey, 929 pp.
- Zhou X., Helmers M.J., Asbjornsen H., Kolka R., Tomer M.D. & Cruse, R.M. (2014). Nutrient removal by prairie filter strips in agricultural landscapes. *Journal of soil and water conservation*, 69(1): 54 - 64.

ANEXOS

IMÁGENES DE LA ZONA DE ESTUDIO

ZONA DE CAMPO



ZONA DE PRADERA ARTIFICIAL



ZONA INTERMEDIA DONDE SE INSTALARON LAS PARCELAS MIXTAS



RESULTADOS DE LOS ANALISIS DE KRUSKAL WALLIS Y MANN WITHNEY

Tabla 10. Resultados del p valor obtenido en los análisis de Kruskal Wallis (con el valor de cada estadístico en la siguiente fila) y Mann Withney (con el valor estadístico entre paréntesis) para la carga de SS en los meses donde se encontraron diferencias significativas entre tratamientos. En la segunda fila se muestran las diferencias significativas entre pares de tratamientos y sus p valores respectivos. PA: Parcelas con pradera artificial, Mix: Parcelas mixtas, Mix C: Parcelas mixtas cortadas y C: Parcelas con Campo.

Carga SS	Oct	Nov	Dic
P valor Kruskal Wallis	0.01455	0.03446	0.03446
Estadístico (h)	10.53 df=3	8.61 df = 3	8.61 df = 3
P valor Mann Withney	PA y Mix (t= 3.8 df= 4) PA y C (t= 5.1 df=4) Mix C y C (- 5.1 df= 4) Mix y C p<0.05	PA y Mix (t= 6 df= 4) Mix C y Mix (t= 3.3 df= 4) Mix C y C (t= 3.5 df= 4) p<0.05 PA y C p=0.001	PA y C (t= 3.6 df= 4) Mix C y C (t= 5.1 df= 4) p<0.05

Tabla 11. Resultados del p valor obtenido en los análisis de Kruskal Wallis (con el valor de cada estadístico en la siguiente fila) y Mann Withney (con el valor estadístico entre paréntesis) para la carga de PT en los meses donde se encontraron diferencias significativas entre tratamientos. En la segunda fila se muestran las diferencias significativas entre pares de tratamientos y sus p valores respectivos. PA: Parcelas con pradera artificial, Mix: Parcelas mixtas, Mix C: Parcelas mixtas cortadas y C: Parcelas con Campo.

Carga PT	Oct	Nov	Dic
P valor Kruskal Wallis	0.01872	0.02408	0.02488
Estadístico (h)	9.98 df= 3	9.43 df= 3	9.36 df= 3
P valor Mann Withney	PA y Mix C (t= 4.5 df=4) PA y Mix (t= 5.4 df= 4) PA y C (t= 7.2 df= 4) p<0.05 Mix C y C (t= 10.5 df= 4) p<0.001 Mix y C (t= 8.5 df= 4) p=0.001	PA y Mix (t= 4.5 df= 4) p<0.05 PA y Mix C (t= 8.9 df= 4) PA y C (t= 17.8 df= 4) Mix C y C (t= 15.8 df= 4) C y Mix (2.4 df= 4) p<0.001	PA y Mix C (t= 3.5 df= 4) PA y Mix (t= 3.4 df= 4) Mix C y C (t= 5.3 df= 4) p<0.05 Mix y C (t= 8.8 df= 4) p<0.001

Tabla 12. Resultados del p valor obtenido en los análisis de Kruskal Wallis (con el valor de cada estadístico en la siguiente fila) y Mann Withney (con el valor estadístico entre paréntesis) para la carga de NT en los meses donde se encontraron diferencias significativas entre tratamientos. En la segunda fila se muestran las diferencias significativas entre pares de tratamientos y sus p valores respectivos. PA: Parcelas con pradera artificial, Mix: Parcelas mixtas, Mix C: Parcelas mixtas cortadas y C: Parcelas con Campo.

Carga NT	Oct	Dic
P valor Kruskal Wallis	0.0232	0.02488
Estadístico (h)	9.51 df= 3	9.36 df= 3
P valor Mann Withney	PA y Mix C (t= 6 df= 4) PA y Mix (t= 6.1 df= 4) PA y C (t= 7.6 df= 4) Mix y C (t= 7.6 df= 4) p<0.05 Mix C y C (t= 8.4 df= 4) p=0.001	PA y Mix C (t= 4.8 df= 4) Mix C y C (t= 3.2 df= 4) Mix y C (t= 3.2 df= 4) p<0.05 PA y C (t= 9.6 df= 4) p<0.001

Tabla 13. Resultados del p valor obtenido en los análisis de Kruskal Wallis (con el valor de cada estadístico en la siguiente fila) y Mann Withney (con el valor estadístico entre paréntesis) para la carga de NO₃ en los meses donde se encontraron diferencias significativas entre tratamientos. En la segunda fila se muestran las diferencias significativas entre pares de tratamientos y sus p valores respectivos. PA: Parcelas con pradera artificial, Mix: Parcelas mixtas, Mix C: Parcelas mixtas cortadas y C: Parcelas con Campo.

Carga NO ₃	11 Set	Oct	Nov	Dic
P valor Kruskal Wallis	0.02408	0.02898	0.02162	0.02408
Estadístico (h)	9.43 df= 3	9.02 df= 3	9.66 df= 3	9.43 df= 3
P valor Mann Withney	Mix C y P (t= 10 df= 4) p<0.001	PA y Mix C (t= 2.6 df= 4) PA y C (t= 3.6 df= 4) Mix C y C (t= 4.2 df= 4) p<0.05	PA y Mix C (t= 2.8 df= 4) PA y Mix (t= 3.2 df= 4) PA y C (t= -4.4 df= 4) Mix y C (t= 3.3 df= 4) p<0.05 Mix C y C (t=9 df= 4) p<0.001	PA y C (t= 3.7 df= 4) Mix C y C (t= 4 df= 4) p<0.05 Mix y C (t= 8.1 df= 4) p=0.001

Tabla 14. Resultados del p valor obtenido en los análisis de Kruskal Wallis (con el valor de cada estadístico en la siguiente fila) y Mann Withney (con el valor estadístico entre paréntesis) para la carga de NO₂ en los meses donde se encontraron diferencias significativas entre tratamientos. En la segunda fila se muestran las diferencias significativas entre pares de tratamientos y sus p valores respectivos. PA: Parcelas con pradera artificial, Mix: Parcelas mixtas, Mix C: Parcelas mixtas cortadas y C: Parcelas con Campo.

Carga NO ₂	11 Set	Oct	Dic
P valor Kruskal Wallis	0.0329	0.02342	0.02162
Estadístico (h)	8.74 df= 3	9.5 df= 3	9.66 df= 3
P valor Mann Withney	PA y C (t= 3.7 df= 4) Mix y C (t= 3.5 df= 4) p<0.05	PA y Mix C PA y Mix PA y C Mix C y C p<0.001 Mix y C p<0.05	PA y Mix C (t= 12.0 df= 4) PA y Mix (t= 10.9 df= 4) Mix C y C (t= 13.1 df= 4) Mix y C (t= 5.0 df= 4) p<0.05 PA y C (t= 16.1 df= 4) p=0.001

Tabla 15. Resultados del p valor obtenido en los análisis de Kruskal Wallis (con el valor de cada estadístico en la siguiente fila) y Mann Withney (con el valor estadístico entre paréntesis) para la carga de NH₄ en los meses donde se encontraron diferencias significativas entre tratamientos. En la segunda fila se muestran las diferencias significativas entre pares de tratamientos y sus p valores respectivos. PA: Parcelas con pradera artificial, Mix: Parcelas mixtas, Mix C: Parcelas mixtas cortadas y C: Parcelas con Campo.

Carga NH ₄	Oct	Nov
P valor Kruskal Wallis	0.02265	0.02162
Estadístico (h)	9.56 df= 3	9.66 df= 3
P valor Mann Withney	PA y Mix C (t= 2.9 df= 4) PA y Mix (t= 3.0 df= 4) PA y C (t= 3.6 df= 4) Mix C y C (t= 5.9 df= 4) Mix y C (t= 7.4 df= 4) p<0.05	PA y Mix C (t= 4.0 df= 4) PA y C (t= 4.9 df= 4) Mix y C (t= 4.0 df= 4) p<0.05 Mix C y C (t= 8.7 df= 4) p<0.001

Tabla 16. Resultados del p valor obtenido en los análisis de Kruskal Wallis (con el valor de cada estadístico en la siguiente fila) y Mann Withney (con el valor estadístico entre paréntesis) para la carga de PRS en los meses donde se encontraron diferencias significativas entre tratamientos. En la segunda fila se muestran las diferencias significativas entre pares de tratamientos y sus p valores respectivos. PA: Parcelas con pradera artificial, Mix: Parcelas mixtas, Mix C: Parcelas mixtas cortadas y C: Parcelas con Campo.

Carga PRS	Oct	Nov
P valor Kruskal Wallis	0.01999	0.0329
Estadístico (h)	9.84 df= 3	5.22 df= 3
P valor Mann Withney	PA y Mix (t= 3.1 df= 4) PA y C (t= 3.9 df= 4) Mix C y C (t= 4.4 df= 4) p<0.05	PA y C (t= 3.0 df= 4) Mix y C (t= 6.2 df= 4) p<0.05

VALORES DE CARGA TOTALES Y DISUELTAS OBTENIDOS EN LAS PARCELAS DE ESCORRENTIA

Tabla 17. Cargas de los nutrientes totales: PT, NT y SS (Kg/ha) obtenidas en los meses donde se realizó el muestreo experimental (Setiembre a Diciembre de 2015). Setiembre 1 corresponde al muestreo del 11/9 y Setiembre 2 al muestreo del 16/9.

TRATAMIENTO	EVENTOS	CARGA PT (kg/ha)	CARGA NT (kg/ha)	CARGA SS (kg/ha)
Artificial	SETIEMBRE1	0,05350104	0,015335496	0,1335
Artificial	SETIEMBRE1	0,05415408	0,00951201	0,1185
Artificial	SETIEMBRE1	0,06133752	0,012252474	0,177
Artificial	SETIEMBRE2	0,3360606	0,027944682	1,4678
Artificial	SETIEMBRE2	0,18136268	0,035435283	0,7954
Artificial	SETIEMBRE2	1,0291164	0,194175344	1,1152
Artificial	OCTUBRE	0,00500128	0,001321019	0,007333333
Artificial	OCTUBRE	0,00384032	0,0008795	0,004333333
Artificial	OCTUBRE	0,00311472	0,000955624	0,004166667
Artificial	NOVIEMBRE	0,0334852	0,005266758	0,056
Artificial	NOVIEMBRE	0,02891392	0,0061565	0,046666667
Artificial	NOVIEMBRE	0,032701215	0,001454184	0,049
Artificial	DICIEMBRE	0,043764127	0,004368609	0,14
Artificial	DICIEMBRE	0,026149054	0,003662293	0,102666667
Artificial	DICIEMBRE	0,036437504	0,003441569	0,073333333
Mixta	SETIEMBRE1	0,01741584	0,00493656	0,0715
Mixta	SETIEMBRE1	0,09287824	0,016765905	0,118083333
Mixta	SETIEMBRE1	0,0546754	0,010086024	0,115916667
Mixta	SETIEMBRE2	0,1446634	0,029716764	0,441
Mixta	SETIEMBRE2	0,1421238	0,021190876	0,763
Mixta	SETIEMBRE2	0,705915	0,135918832	0,777
Mixta	OCTUBRE	0,00097688	0,000203766	0,001583333
Mixta	OCTUBRE	0,00133968	0,000166588	0,001333333
Mixta	OCTUBRE	0,0009406	0,000261743	0,000916667
Mixta	NOVIEMBRE	0,00781236	0,002698247	0,01275
Mixta	NOVIEMBRE	0,016550242	0,000707211	0,02625
Mixta	NOVIEMBRE	0,01961924	0,000893447	0,02325
Mixta	DICIEMBRE	0,020142871	0,002178571	0,022
Mixta	DICIEMBRE	0,015953445	0,001287017	0,043333333
Mixta	DICIEMBRE	0,017122587	0,001433628	0,066666667
Mixta cortada	SETIEMBRE1	0,1136304	0,018250323	0,117
Mixta cortada	SETIEMBRE1	0,09853792	0,015281487	0,166833333
Mixta cortada	SETIEMBRE1	0,04618588	0,006374979	0,1105
Mixta cortada	SETIEMBRE2	0,2462474	0,020658008	0,819
Mixta cortada	SETIEMBRE2	0,1332352	0,022256612	1,267
Mixta cortada	SETIEMBRE2	0,223391	0,013730724	0,826
Mixta cortada	OCTUBRE	0,00173876	0,00024944	0,002833333

Mixta cortada	OCTUBRE	0,00133968	0,000238906	0,003583333
Mixta cortada	OCTUBRE	0,0013034	0,000166588	0,00175
Mixta cortada	NOVIEMBRE	0,01891404	0,004070889	0,03225
Mixta cortada	NOVIEMBRE	0,01760796	0,00265603	0,0495
Mixta cortada	NOVIEMBRE	0,016550242	0,001025881	0,0465
Mixta cortada	DICIEMBRE	0,018291729	0,002233752	0,070833333
Mixta cortada	DICIEMBRE	0,012835733	0,00192106	0,09
Mixta cortada	DICIEMBRE	0,018778872	0,001139868	0,090833333
Pastizal	SETIEMBRE1	0,02900256	0,005902288	0,124666667
Pastizal	SETIEMBRE1	0,02232704	0,003923064	0,075333333
Pastizal	SETIEMBRE1	0,02580992	0,003314072	0,094
Pastizal	SETIEMBRE2	0,48705384	0,089659462	1,1194
Pastizal	SETIEMBRE2	0,55018104	0,073969998	0,7018
Pastizal	SETIEMBRE2	0,49126232	0,033452846	0,696
Pastizal	OCTUBRE	0	0	0
Pastizal	OCTUBRE	0	0	0
Pastizal	OCTUBRE	0	0	0
Pastizal	NOVIEMBRE	0,0066648	0,001276416	0,019333333
Pastizal	NOVIEMBRE	0,00579408	0,001150008	0,024
Pastizal	NOVIEMBRE	0,00608432	0,00084905	0,0255
Pastizal	DICIEMBRE	0,00700492	0,00083832	0,022666667
Pastizal	DICIEMBRE	0,005757836	0,000226026	0,023333333
Pastizal	DICIEMBRE	0,006069607	0,000658062	0,047333333

Tabla 18. Carga de PRS (ug/m²) obtenidas en los meses donde se realizó el muestreo experimental (Setiembre a Diciembre de 2015). Setiembre 1 corresponde al muestreo del 11/9 y Setiembre 2 al muestreo del 16/9.

TRATAMIENTO	SETIEMBRE1 (ug/m ²)	SETIEMBRE2(ug/m ²)	OCTUBRE(ug/m ²)	NOVIEMBRE(ug/m ²)	DICIEMBRE(ug/m ²)
PADERA					
ARTIFICIAL	756,4266	10548,3898	192,3164	1411,1762	395,7552
PADERA					
ARTIFICIAL	1396,7604	3953,261	130,4484	566,678	201,2128
PADERA					
ARTIFICIAL	1118,3544	52528,9212	74,7672	699,8292	934,488
MIXTA	244,7016	4782,232	11,0897	392,1336	340,877
MIXTA	4165,5861	3699,542	42,0237	374,1309	181,876
MIXTA	1471,2347	24811,997	11,0897	390,9663	209,935
MIXTA CORTADA	4889,4417	5540,115	55,944	573,0975	275,406
MIXTA CORTADA	4085,1577	2075,507	28,1034	211,1697	0
MIXTA CORTADA	1390,8063	6081,46	31,1968	298,3716	350,23
PASTIZAL	781,6392	25941,0278	0	192,842	46,562
PASTIZAL	410,4312	30875,0008	0	50,5456	12,8912
PASTIZAL	447,552	29349,9546	0	62,9192	12,8912

Tabla 19. Carga de NO₃ (ug/m²) obtenidas en los meses donde se realizó el muestreo experimental (Setiembre a Diciembre de 2015). Setiembre 1 corresponde al muestreo del 11/9 y Setiembre 2 al muestreo del 16/9.

TRATAMIENTO	SETIEMBRE1 (ug/m ²)	SETIEMBRE2(ug/m ²)	OCTUBRE(ug/m ²)	NOVIEMBRE(ug/m ²)	DICIEMBRE(ug/m ²)
PADERA ARTIFICIAL	13364,82	8387,37	1183,45	4705,12	3136,19264
PADERA ARTIFICIAL	2863,71	8566,54	409,96	2594,41	2279,09856
PADERA ARTIFICIAL	4004,28	6774,84	1200,93	3037,63012	5036,7056
MIXTA	1869,4	5936,35	135,06	900,9	1284,693
MIXTA	1840,995	4865,7	257,42	1344,87756	1447,7272
MIXTA	1613,755	5783,4	506,51	1617,37758	1657,3426
MIXTA CORTADA	1983,02	5630,45	268,345	1687,5	1540,8896
MIXTA CORTADA	1755,78	5171,6	108,84	1353,195	1284,693
MIXTA CORTADA	1840,995	5783,4	213,72	1554,49296	2262,8982
PASTIZAL	1045,52	5552,34	0	662,6	560,4584
PASTIZAL	818,28	4411,77	0	592,68	523,19344
PASTIZAL	888,2	5172,15	0	531,5	392,76608

Tabla 20. Carga de NO₂ (ug/m²) obtenidas en los meses donde se realizó el muestreo experimental (Setiembre a Diciembre de 2015). Setiembre 1 corresponde al muestreo del 11/9 y Setiembre 2 al muestreo del 16/9.

TRATAMIENTO	SETIEMBRE1 (ug/m ²)	SETIEMBRE2(ug/m ²)	OCTUBRE(ug/m ²)	NOVIEMBRE(ug/m ²)	DICIEMBRE(ug/m ²)
PADERA ARTIFICIAL	509,553	1739,917	51,654	316,911	186,9296
PADERA ARTIFICIAL	273,456	984,123	62,289	401,282	147,6344
PADERA ARTIFICIAL	305,361	984,123	62,998	149,81008	213,1264
MIXTA	174,4535	1137,885	7,0385	79,299	92,2715
MIXTA	285,0575	765,66	13,774	57,99366	82,4477
MIXTA	183,6705	1212,33	14,1285	100,72719	108,6445
MIXTA CORTADA	215,93	790,475	13,4195	251,586	77,5358
MIXTA CORTADA	206,713	368,62	11,647	165,4425	64,4374
MIXTA CORTADA	211,3215	691,215	15,192	59,46723	100,458
PASTIZAL	107,356	1025,063	0	87,71	34,94384
PASTIZAL	56,308	840,014	0	62,186	23,8102
PASTIZAL	78,996	1004,502	0	63,604	14,64132

Tabla 21. Carga de NH₄ (ug/m²) obtenidas en los meses donde se realizó el muestreo experimental (Setiembre a Diciembre de 2015). Setiembre 1 corresponde al muestreo del 11/9 y Setiembre 2 al muestreo del 16/9.

TRATAMIENTO	SETIEMBRE1 (ug/m ²)	SETIEMBRE2(ug/m ²)	OCTUBRE(ug/m ²)	NOVIEMBRE(ug/m ²)	DICIEMBRE(ug/m ²)
PADERA ARTIFICIAL	4786,362	62007,58	225,548	2384,102	11938,53672
PADERA ARTIFICIAL	5243,526	32483,152	210,608	1244,18	5437,33576
PADERA ARTIFICIAL	9196,65	71563,204	76,148	1646,06953	2692,47976
MIXTA	1126,177	36095,92	36,58	1304,055	8159,23635
MIXTA	6486,649	17794,42	27,616	629,303805	1522,68325
MIXTA	14605,045	104595,82	23,134	1476,778095	1793,35655
MIXTA CORTADA	4913,467	12670	33,592	443,511	2273,70635
MIXTA CORTADA	2408,029	5558,56	23,134	356,112	825,03235
MIXTA CORTADA	3651,037	26997,46	42,556	457,750305	977,52435
PASTIZAL	896,216	11191,216	0	101,5	273,5909
PASTIZAL	525,704	28175,008	0	140,344	473,35542
PASTIZAL	501,8	16996,9	0	86,56	119,57398

TESIS UTILIZADAS COMO INSUMO METODOLOGICO PARA EL PRESENTE TRABAJO: resúmenes y principales resultados.

RESUMEN Nin, 2016

Los Servicios Ecosistémicos (SE) son las condiciones y procesos a través de los cuales los ecosistemas y las especies que los componen sostienen y satisfacen la vida humana. El cambio en el uso del suelo ha sido señalado como uno de los forzantes directos más relevantes del cambio en los ecosistemas terrestres y su capacidad de proveer SE. Durante las últimas décadas se ha registrado a nivel global, cómo la intensificación de actividades productivas que buscan maximizar la producción de un subconjunto de SE ha generado cambios significativos en los ecosistemas y su capacidad de proveer SE en el mediano y largo plazo.

En Uruguay el sector agropecuario comprende las actividades productivas de mayor relevancia, contribuyendo al bienestar humano como proveedor de alimentos y de trabajo directo e indirecto, al tiempo que ejerce diversas presiones sobre el ambiente y los recursos naturales que la sustentan. A partir del año 2000 se comenzaron a consolidar en el país nuevas tendencias en este sector, aumentando la superficie dedicada a forestación, praderas artificiales y agricultura extensiva de granos. Por otro lado, en los últimos 10 años, el país ha incorporado normativa que busca ordenar los usos en el territorio, de modo de reducir los impactos ambientales así como los conflictos entre sectores de la sociedad. En este contexto, contar con una herramienta que permita conocer la contribución de cada sector del territorio a la provisión de SE facilita la incorporación de este tipo de criterios en los procesos de planificación territorial.

Esta tesis se planteó como objetivo desarrollar una herramienta que permita mapear la capacidad del territorio para proveer un conjunto de SE1, y aplicarla en la Cuenca de la Laguna de Rocha. Esta cuenca no ha sido ajena a los cambios en el agro que se han dado en el país, habiendo incrementado en los últimos 15 años la superficie dedicada a forestación y agricultura de granos. A su vez, presenta zonas de destacado valor para la conservación que la han llevado a ser parte de iniciativas de conservación nacional e internacional.

La herramienta desarrollada, que se presenta en el primer capítulo, consiste en un modelo multicriterio espacialmente explícito que permite calcular la contribución de cada píxel a la provisión de cada SE. Los atributos que forman parte de cada modelo son los elementos del territorio que determinan la provisión del SE. Los modelos fueron construidos mediante un proceso ordenado de consulta a un conjunto de 19 expertos.

El segundo capítulo presenta los cambios en la provisión de SE comparando tres escenarios: uno de mínimo uso agrícola-forestal (1997), el escenario actual (2011), y un posible escenario futuro de máximo uso agrícola-forestal. Se analizan cambios en la provisión total de SE y cambios en la ubicación de las zonas con mayor contribución a la provisión de SE. Finalmente este capítulo propone un posible escenario de crecimiento agrícola y forestal que apunta a minimizar la pérdida de infraestructura ecológica en la cuenca.

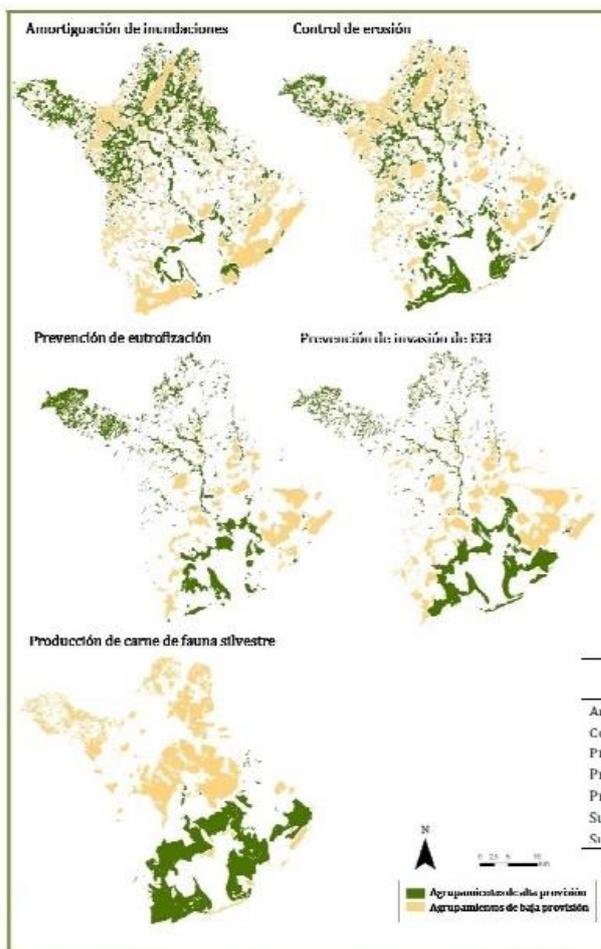


Figura 1.2. Agrupamiento de píxeles de alta y baja provisión de cada SE.

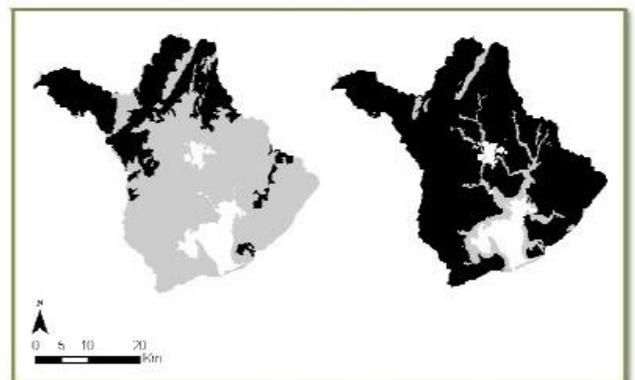


Figura 2.1 (a) suelos de aptitud forestal (b) suelos de aptitud agrícola. En color negro se indican los suelos aptos y en gris los no aptos.

Tabla 2.1. Provisión de SE en los tres escenarios analizados: valor medio, desvío estándar y porcentaje de cambio respecto al valor de 1997. Porcentajes negativos indican disminución en la provisión total mientras que porcentajes positivos indican aumentos. La parte inferior de la tabla muestra la superficie destinada a agricultura y praderas artificiales y a forestación en cada año.

	1997		2011		Máximo desarrollo	
	Media	Media	% cambio	Media	% cambio	
Amortiguación de inundaciones	0.61 (± 0.08)	0.61 (± 0.09)	-0.2	0.60 (± 0.09)	-1.7	
Control de erosión	0.63 (± 0.10)	0.62 (± 0.10)	-1.5	0.55 (± 0.11)	-11.4	
Prevención de eutrofización	0.79 (± 0.13)	0.77 (± 0.15)	-2.7	0.54 (± 0.24)	-31.5	
Prevención de EEI	0.30 (± 0.13)	0.30 (± 0.13)	-0.3	0.25 (± 0.15)	-13.4	
Producción de carne	0.38 (± 0.07)	0.43 (± 0.12)	+13.7	0.41 (± 0.14)	+4.6	
Superficie agricultura (ha)	7463	11100		76889		
Superficie forestación (ha)	2263	8301		33956		

RESUMEN Cabrera, 2015

El fitoplancton es el conjunto de organismos fotosintéticos que viven en suspensión en la columna de agua. El aumento de las concentraciones de nutrientes (eutrofización) y de las temperaturas puede promover un crecimiento excesivo de una o más especies de fitoplancton, principalmente cianobacterias, en eventos denominados floraciones. La frecuencia de estos eventos y su intensidad han aumentado en las últimas décadas debido a los cambios físicos y químicos provocados por el hombre en los ecosistemas acuáticos, por ejemplo a través de la intensificación de los usos del suelo agropecuarios.

En Uruguay existen escasos estudios que analicen los efectos de la intensificación de los usos del suelo sobre la calidad del agua y el desarrollo de floraciones nocivas de fitoplancton. Esto dificulta la elaboración de políticas para la prevención y mitigación de la eutrofización. Para generar medidas de gestión adecuadas, es necesario el desarrollo de métodos que combinen conceptos ecológicos sobre las respuestas y efectos del fitoplancton y los usos del suelo.

La Laguna de Rocha (LR, área 72 km², profundidad media=0.6 m) es una laguna costera del Este del Uruguay, incluida en el Sistema Nacional de Áreas Protegidas. Tiene gran importancia ecológica y socioeconómica, y es un lugar adecuado para desarrollar este tipo de metodologías. El objetivo general de esta tesis fue determinar la configuración óptima de usos del suelo en la cuenca de la LR que maximice el uso agropecuario y minimice la exportación de fósforo a la laguna para prevenir el desarrollo de floraciones nocivas. Para ello se consideraron los efectos de la concentración de fósforo disponible, la temperatura y la salinidad sobre el crecimiento del fitoplancton.

La tesis tuvo tres objetivos principales y combinó distintas herramientas. En la primera etapa se exploraron las condiciones de salinidad y concentración de fósforo que promueven el crecimiento de grupos de fitoplancton nocivos. Para ello se realizó una extensa revisión bibliográfica sobre tasas de crecimiento a distintas salinidades y concentraciones de fósforo reactivo soluble (PRS) a partir de datos de experimentos publicados. Las especies fueron agrupadas en Grupos Funcionales Basados en Morfología (GFBM, Kruk et al. 2010) y se comparó esta información con una serie de datos de campo de la LR de un período de 19 años. En la segunda etapa se aplicó un modelo hidrodinámico espacialmente explícito acoplado a un modelo de calidad de agua (software Delft 3D, Deltares 2013), para identificar las condiciones ambientales – y en particular la concentración de fósforo– que promueven el crecimiento de las cianobacterias en la LR. Se simuló la eutrofización y se utilizaron datos históricos generados en proyectos y publicaciones previas. En la tercera etapa se determinó, a partir de los resultados obtenidos con el Delft 3D, cuál podría ser la configuración óptima de usos del suelo que no supere el umbral de fósforo suficiente como para promover el crecimiento de cianobacterias. Para ello se utilizó una clasificación de ambientes y usos del suelo de la cuenca de la LR en un Sistema de Información Geográfico (SIG) de Nin 2013. La optimización se realizó mediante resolución exacta de un modelo de programación lineal entera.

A partir de la información de la literatura se concluyó que salinidades límnicas y estuarinas (0 – 30) y amplios rangos de concentraciones de PRS (10-150 µg l⁻¹) permitirían el desarrollo de GFBM nocivos: III (organismos filamentosos de gran

tamaño con aerótopos), IV (unicelulares de gran tamaño, colonias y filamentos sin rasgos morfológicos categóricos) y VII (todas las especies que forman grandes colonias mucilaginosas). Esto implica que los valores históricos medios de salinidad y de PRS en la LR serían suficientes para el desarrollo de los tres GFBM potencialmente nocivos.

El modelo de calidad de agua asoció el crecimiento de cianobacterias a condiciones de alta temperatura ($> 20\text{ }^{\circ}\text{C}$), salinidades bajas o medias (2.5- 5.7) y concentraciones de PRS medias y altas (más de $25\text{ }\mu\text{g l}^{-1}$). Estas condiciones se presentan generalmente en verano y cuando la barra arenosa se encuentra cerrada durante varios meses. Cuando la barra se abre, la LR descarga nutrientes en el océano y no crecen cianobacterias, posiblemente debido a la alta tasa de lavado. Se identificó un umbral de nutrientes que promueve el crecimiento de cianobacterias en la LR: entre 25 y $45\text{ }\mu\text{g l}^{-1}$ de PRS.

La concentración de PRS que promueve el crecimiento de cianobacterias según el modelo de calidad de agua es similar a la concentración obtenida a partir de los datos de campo. Dados esos resultados se podría suponer que en la LR hay un conjunto factores que promueven el crecimiento de cianobacterias (como ser una combinación de temperatura, nutrientes, salinidad). Los modelos de optimización desarrollados sugieren distintos tipos de reagrupación espacial de usos del suelo. Los modelos que no superaron el umbral de fósforo asignaron todas las unidades espaciales a conservación y ganadería. Los modelos que superaron el umbral asignaron agricultura y conservación y ganadería.

La aplicación de estas metodologías podría ser útil para evaluar escenarios de predicción de cambios ambientales provocados por actividades antrópicas y sus efectos sobre la calidad del agua. Asimismo, podrían ser aplicables en el diseño de acciones o políticas relacionadas con estrategias de gestión del uso de la tierra.

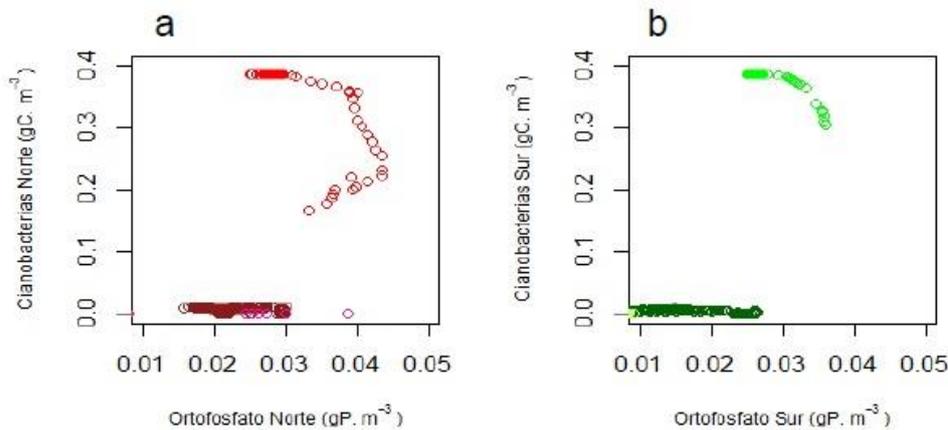


Figura 2.13: Relación entre biomasa de cianobacterias de la LR. Relación en las estaciones Norte y Sur con: concentración de ortofosfato (a y b), temperatura (c y d), salinidad (e y f). En todos los casos se indica el estado de la barra con distintos colores.