



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 y Centro Universitario de la Región Este
Universidad de la República
PEDECIBA



Carolina CABRERA DI PIRAMO

Directora de tesis: PhD. Carla Kruk (Facultad de Ciencias)
Co-Directores: PhD. Lorena Rodríguez-Gallego (Centro Universitario de la
Región Este)
PhD. David Hamilton (University of Waikato)

Rocha, 2015

Página de aprobación

Nombre del Director de Tesis: Carla Kruk

Co- Directores de Tesis: Lorena Rodríguez-Gallego, David Hamilton

Tribunal: Danilo Calliari, Daniel Conde, Beatriz Yannicelli

Fecha: 19 de marzo de 2015

Calificación: Aprobado con mención

Autor: Carolina Cabrera Di Piramo

Agradecimientos

Primero que nada quiero agradecerles mucho al equipo de tutoras que tuve durante este trabajo. A Carla y Lorena, por darme el gusto de trabajar con ellas, integrarme a sus proyectos, por bancarme los cambios y movidas que surgen durante las tesis. Muchas gracias a los cinco niños que me prestaron a sus madres durante ratos fundamentales. También a David por su ayuda previa, durante y post estadía en Nueva Zelanda.

A los integrantes de la Sección Limnología y del Grupo de Ecología Funcional Acuática por su colaboración. En especial a Daniel, Beatriz y Danilo por sus valiosas sugerencias. A Angel por darme siempre para adelante, sobre todo en el trabajo de modelación, que por momentos se hace poco gratificante.

A las chicas y chicos límnicos. Por convidarme con mates de vez en cuando y compartir carcajadas y dulces durante las tardes somnolientas. En especial a Carmela y su fundamental reivindicación de la vida sana, a Amelia por confiar que detrás de las gráficas que salían de los modelos “debe haber alguna tendencia”, y a Flor por enseñarme a hacer boxplots en el R.

A Analía, por su apoyo administrativo y logístico constante desde la secretaría de Geociencias.

A los que me ayudaron durante la estadía en Nueva Zelanda y que me enseñaron tips fundamentales para esta tesis: Louise, Hannah, Chris, Kohjii y Claire. Gracias también por hacer de NZ un sitio cálido a pesar del frío y de los desayunos con carne de cordero.

Muchas gracias a mi familia entera y a mis amigos. A la familia biológica, a la del corazón, y a la elegida en la vida. Muchas gracias por fumarse los malos humores modeladores, y ya les devolveré los ratos quitados!

Por último pero muy importante quiero agradecerles mucho a todas aquellas personas que compartieron sus preciados datos y experiencia de la laguna para que este trabajo fuera posible. Sin la colaboración de gente como Daniel Conde, Danilo Calliari, Luis Aubriot, Rafael Arocena, Guillermo Chalar, Sylvia Bonilla, Laura Rodríguez, Claudia Piccini, Lorena Rodríguez, Leticia Vidal, Anamar Britos, Christian Chreties, Hector Caymaris, este tipo de trabajos no sería posible. También a Antonio Mauttone y Paula Riganti por su rol fundamental en los modelos de optimización hasta en los últimos momentos.

Durante esta etapa los apoyos de CSIC Programa de posgrados, Programa de Proyectos I+D y Proyecto CSIC Programa Grupos I+D-1037 Ecología Funcional de Sistemas Acuáticos me ayudaron a concentrarme en la tesis.

Índice	
Resumen	vi
Abstract	ix
Introducción general	11
Estrategia general de la tesis	17
Objetivo general	18
Objetivos específicos	18
Hipótesis y predicciones	19
Capítulo I: Efectos de la salinidad y la concentración de nutrientes sobre las tasas de crecimiento del fitoplancton	20
I.1. Introducción	20
I.2. Metodología	25
I.3. Resultados	28
I.4. Discusión	32
Capítulo II: Modelización espacial hidrodinámica y de calidad de agua de la Laguna de Rocha	36
II.1. Introducción	36
II.2. Metodología	45
II.3. Resultados	56
II.4. Discusión	74
Capítulo III: Optimización de usos del suelo en la cuenca de la Laguna de Rocha	86
III.1. Introducción	86
III.2. Metodología	92
III. 3. Resultados	103
III.4. Discusión	108
Discusión general	113
Bibliografía	118
ANEXO I: Material publicado	128
ANEXO II: Actividades realizadas durante la Maestría	150

Resumen

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 pueden 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 $\mu\text{g l}^{-1}$) 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 $\mu\text{g l}^{-1}$). 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 $\mu\text{g l}^{-1}$ 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.

Palabras clave: grupos funcionales de fitoplancton, modelos matemáticos, usos del suelo.

Abstract

Phytoplankton is an assemblage of microscopic photosynthesizing organisms that live in the pelagic habitat. Increasing nutrient concentrations (eutrophication) and temperatures may promote excessive growth of one or more species of phytoplankton, mainly cyanobacteria, in events called blooms. Blooms frequency and intensity have been increasing in recent decades due to human-induced physical and chemical changes in aquatic ecosystems, caused for example by land use increase.

Few studies analyses the effects of land use intensification on water quality and development of harmful phytoplankton blooms in Uruguay. This hinders the development of management and rehabilitation programs. To generate adequate management measures it is necessary to develop methods using ecological concepts explaining the relation of phytoplankton responses to changes in land uses.

Laguna de Rocha (LR, area 72 km², mean depth = 0.6 m) is a coastal lagoon in the east of Uruguay, included in the National System of Protected Areas. It has ecological and economic significance and is a suitable site to develop such methodologies.

The aim of this thesis was to determine the land uses optimal configuration in LR basin to maximize productive land uses and minimize phosphorus exportation to LR and prevent harmful blooms. Temperature and salinity effects on phytoplankton growth were also considered.

The thesis involved three main objectives and combined different tools. We first explored the conditions of salinity and phosphorus concentrations that promote harmful phytoplankton groups development. An extensive literature review on growth rates at different salinities and average saturation constant for soluble reactive phosphorus (SRP) from experimental published data was done. Species were grouped in Morphology Based Functional Groups (MBFG, Kruk et al 2010). These information was compared to historical field data of LR (19 years). Secondly we used a spatial hydrological model coupled to a water quality model (Delft 3D software, Deltares 2013) to identify the environmental conditions promoting cyanobacteria growth in LR. Eutrophication was simulated and previous historical data was included. Finally, we used Delft 3D results about phosphorus concentration to identify which land uses configuration did not exceed the threshold of sufficient phosphorus to promote cyanobacteria growth. Environments and land uses classification in the basin of LR on a Geographic Information System (GIS) was used (Nin, 2013). Optimization was done using exact solution solver.

From experimental information we concluded that freshwater and estuarine salinities (0-30) and a high range of SRP concentrations (10-150 $\mu\text{g l}^{-1}$) allow the development of harmful MBFG: III (large filamentous with aerotopes), IV (large unicells, colonies and filaments lacking any of the categorical morphological traits) and VII (all species forming large mucilaginous colonies). This implies that average salinity and historical SRP values in LR allows potentially harmful MBFG.

The water quality model showed that at LR cyanobacteria growth is associated with high temperature (over 20 ° C), low to medium salinities (2.5- 5.7) and medium to high concentrations of nutrients (more than 25 $\mu\text{g l}^{-1}$). These conditions occur generally in summer and when the sandbar is closed for several months. When sandbar opens, LR releases nutrients to the ocean, and limits cyanobacteria growth, also due to high water flushing. The SRP threshold promoting cyanobacteria growth in LR was between 25- 45 $\mu\text{g l}^{-1}$.

SRP that promotes cyanobacteria growth according to water quality model is similar than the concentration relieved from experimental data. Therefore it could be assumed that in LR there are several factors that promote cyanobacteria growth (like temperature, nutrients, salinity). Optimization models identified different spatial land uses rearrangements. The results avoiding the SRP threshold assigned all pixels to conservation and livestock. Those which exceeded the threshold, assigned agriculture, conservation and livestock.

Implementation of these methodologies may be suitable to evaluate and predict the effect of environmental change scenarios caused by human activities in the water quality. Additionally it may assess management actions or policies related to land use strategies.

Key words: phytoplankton functional groups, mathematical models, land uses.

Introducción general

Marco teórico

El fitoplancton incluye a los microorganismos autótrofos que viven en suspensión en la columna de agua; los organismos de fitoplancton son relativamente simples y se caracterizan por sus pequeños tamaños y altas tasas de crecimiento, lo cual les permite alcanzar grandes abundancias (Reynolds 2006). Son responsables de la mitad de la producción primaria del planeta y fundamentales en el ciclo de nutrientes (Arrigo 2005, Litchman & Klausmeier 2008). En condiciones de alta concentración de nutrientes y temperatura pueden aumentar significativamente su biomasa en relación a su concentración original, formando eventos denominados floraciones (Chorus & Bartram 1999, Reynolds 2006, Smayda 1997). Las floraciones más frecuentes son proliferaciones de una o varias especies de cianobacterias (algas verdeazules) en los ecosistemas dulceacuícolas o dinoflagelados (mareas rojas) en los ecosistemas marinos (Paerl et al. 2002, Reynolds & Walsby 1975). Las altas biomásas alcanzadas durante estos eventos afectan la calidad de agua junto con el desarrollo de especies nocivas que pueden desarrollar toxinas. Las toxinas pueden causar daños a nivel digestivo y neurológico en seres humanos y animales que beben el agua (Paerl & Huisman 2008, Smayda 1997).

Asimismo, las floraciones tienen consecuencias a nivel económico, social, cultural y biológico, incluyendo aumentos en el costo de potabilización del agua, modificación de las tramas tróficas con pérdida de peces y especies utilizadas para producción y actividades recreativas, entre otras (Paerl & Huisman 2008, Wilson & Carpenter 1999).

La eutrofización se define como el aumento de la concentración de nutrientes en los ecosistemas acuáticos. Si bien es un proceso natural, las actividades humanas pueden acelerarlo e incrementarlo. En la actualidad la eutrofización es una de las principales causas del incremento en la frecuencia e intensidad de las floraciones de fitoplancton en los cuerpos de agua costeros incluyendo ríos, estuarios, bahías, lagos y lagunas costeras de todo el mundo (Carpenter 2005, Knoppers et al. 1991, Paerl et al. 2002, Piyankarage et al. 2004, Smith 2006, Sylaios & Theocharis 2002). En Uruguay se han registrado floraciones de cianobacterias en sistemas eutrofizados desde 1982, y en los últimos años su frecuencia ha aumentado (Vidal & Britos 2012).

Las lagunas costeras son sistemas someros que presentan un fuerte gradiente espacial y temporal de agua dulce y agua salobre, debido a su conexión intermitente con el océano (Barnes 1980, Kjerfve 1994). En Uruguay, sobre sus cuencas se asientan ciudades y poblados y se realizan diversas actividades productivas (i.e. agricultura, forestación, ganadería) que podrían acelerar el proceso de eutrofización (Rodríguez-Gallego et al. 2012). Los estudios realizados en estos sistemas en Uruguay indican que existe un potencial conflicto entre los usos del suelo en la cuenca y el mantenimiento de la calidad del agua (Rodríguez-Gallego et al. 2012). Los distintos usos del suelo, como por ejemplo forestación, agricultura y ganadería, aportan en distinta medida a la carga de nutrientes de los cuerpos de agua y a su eutrofización. Por ejemplo, los suelos destinados a la agricultura tienen mayores coeficientes de exportación de fósforo que las praderas naturales (Jeje 2006, Ryding & Rast 1992). Además de las actividades humanas que se desarrollan en las cuencas, existen otros mecanismos al mismo nivel que pueden amortiguar el ingreso de nutrientes a los cuerpos de agua, como es el caso de la vegetación riparia, que puede filtrar los nutrientes a través de procesos físicos, químicos y biológicos (McKergow et al. 2003, Nin 2013).

Existe entonces una relación significativa entre la concentración de nutrientes en el cuerpo de agua y la superficie de diferentes usos del suelo, así como también la distribución de otras coberturas y propiedades (Rodríguez-Gallego 2010). Dada esta relación, es necesario desarrollar métodos que combinen el conocimiento de la dinámica y composición de la comunidad fitoplanctónica y los usos del suelo. Esto permitirá evaluar cuáles serían las condiciones a nivel de cuenca que promoverían el desarrollo de floraciones y proponer medidas de manejo (Abell et al. 2011, Moss 2007).

En ese contexto, la aplicación de abordajes funcionales en el fitoplancton permite resumir la información de muchas especies y variables ambientales, facilitando la predicción de los cambios comunitarios (Beninca et al. 2008, Kruk et al. 2011, Reynolds 2006). Este es el caso de los Grupos Funcionales Basados en Morfología (GFBM), que clasifican a los organismos del fitoplancton según rasgos morfológicos medibles, como volumen, superficie y largo máximo (Kruk et al. 2010). Los GFBM resumen las características más importantes del fitoplancton, asociándolas a los mecanismos que afectan su desarrollo y a los efectos que estos tienen sobre el ambiente, incluyendo sus efectos en la calidad de agua (Kruk et al 2010, Kruk & Segura 2012, Segura et al. 2012).

El uso de modelos matemáticos de ecosistemas acuáticos basados en comunidades permite estudiar cómo la eutrofización afecta el funcionamiento ecosistémico (Trolle et al. 2011). Estos permiten analizar cuáles son los mecanismos y las condiciones ambientales que más influyen en la comunidad fitoplanctónica y predecir la composición comunitaria en función de variables ambientales a distintas escalas (Fennel & Newmann 2004, Segura et al. 2012). A nivel de cuenca se pueden utilizar distintas metodologías para evaluar para qué actividad es más apto un suelo, en función de todas las características, actividades e

intereses que hay en un lugar determinado (Bojórquez-Tapia 1994, Rodríguez-Gallego et al. 2012). Estas incluyen evaluaciones de aptitud del suelo, modelos multiobjetivo y multiatributo (Bojórquez-Tapia 1994, Rodríguez-Gallego et al. 2012), que pueden aplicarse mediante técnicas informáticas como algoritmos genéticos (She-Yang 2010), *simulated annealing* (Santé Riveira et al. 2008), *Tabu Search* (Glover 1989), entre otros. Su aplicación dependerá de la cantidad de superficie a planificar y la diversidad de usos del suelo que allí exista (Aerts et al. 2002, Glover 1989, Santé Riveira et al. 2008, She-Yang 2010).

Laguna de Rocha

La Laguna de Rocha (LR) es una laguna costera situada en el Este de Uruguay (profundidad = 0.6 m; superficie de laguna = 72 km²; superficie de cuenca = 1312 km²). Tiene una conexión intermitente con el océano Atlántico a través de una barra arenosa que se abre artificial o naturalmente, causando variaciones en las condiciones abióticas (salinidad, temperatura, concentración de nutrientes) y en las comunidades biológicas (Bonilla 2002, Conde et al.1999, Conde & Rodríguez-Gallego 2002, Vidal et al. 2007). La LR está incluida en la Reserva de Biósfera “Bañados del Este” (MaB-UNESCO) y recientemente fue propuesta como un sitio Ramsar. Pertenece al Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SNAP) y su Plan de Manejo está en fase de aprobación (Rodríguez-Gallego et al. 2008a).

En este sitio se han desarrollado numerosos proyectos de investigación en relación a aspectos biológicos, ecológicos y sociales que permitieron construir una base de datos de calidad de agua con registros de más de 20 años (Lagos et al. 2013). Además, recientemente se han llevado a cabo proyectos de investigación que aportan elementos teóricos y prácticos para la elaboración de herramientas de manejo del ecosistema

(Lagos et al. 2013, Nin et al. 2011). Por estas razones es un ambiente clave en Uruguay para evaluar el efecto de la eutrofización provocada por la intensificación de actividades antrópicas combinando información limnológica con usos de la cuenca en el marco de planes de manejo (Conde & Sommaruga 1999, Rodríguez-Gallego 2008 a).

En las últimas décadas se han registrado algunos efectos de las actividades antrópicas sobre la calidad del agua en la LR. La concentración de fósforo en el cuerpo de agua ha aumentado (Aubriot et al. 2005) y han sido registrados eventos de crecimiento excesivo de productores primarios, incluyendo plantas acuáticas (Rodríguez-Gallego et al. 2014) y dos floraciones de fitoplancton, correspondientes a *Pseudanabaena* sp. y *Microcystis* sp. en los años 2003 y 2012 respectivamente (Bonilla et al. 2006, Cabrera et al. 2013, Calliari com. pers.).

Estudios anteriores han planteado que algunas condiciones de este ambiente evitarían el desarrollo de floraciones (Bonilla et al. 2005, Bonilla et al. 2006, Conde et al. 2000, Segura 2010). Los cambios en la salinidad dados por la dinámica de apertura de la barra arenosa y la intrusión de agua marina disminuyen la concentración de nutrientes en la LR, limitando el crecimiento de fitoplancton de origen límnic (Bonilla et al. 2005, Bonilla et al. 2006, Conde et al. 2000) (Figura i) y modulando la estructura de la comunidad fitoplanctónica (Segura 2010).

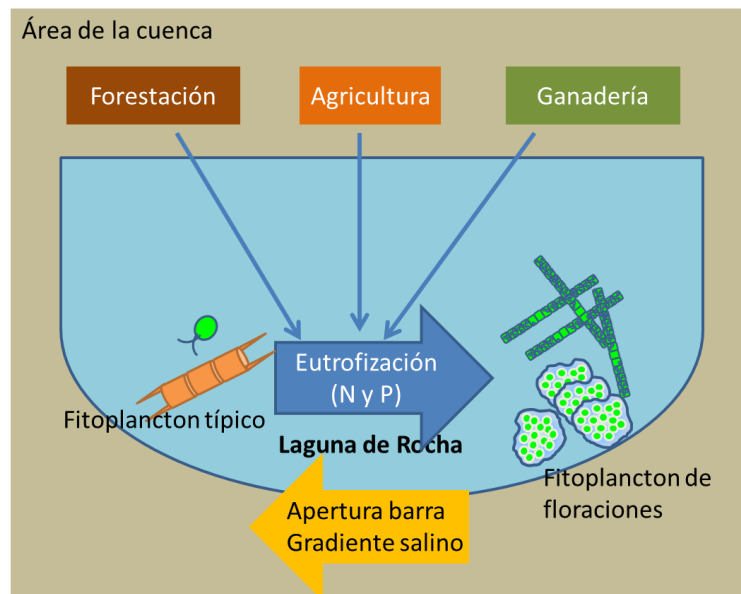


Figura i: Esquema conceptual que muestra la relación entre el aporte de nutrientes de los distintos usos del suelo, las condiciones ambientales en la LR y la dinámica de la comunidad fitoplanctónica (N: nitrógeno, P: fósforo).

Dentro de este marco teórico, esta tesis propone estrategias de optimización de los usos del suelo en función de su aptitud para cada actividad, minimizando la exportación de nutrientes al cuerpo de agua de forma de evitar el desarrollo de fitoplancton potencialmente nocivo en la LR.

Estrategia general de la tesis

Esta tesis se desarrolló en tres etapas y buscó combinar distintas metodologías. En la primera etapa se analizaron los efectos de la salinidad y de la concentración de fósforo en las tasas de crecimiento de los siete GFBM obtenidas a partir de datos de literatura; en particular de los grupos nocivos (III, IV y VII). En la segunda etapa se aplicó un modelo matemático basado en comunidades para conocer cuáles son las condiciones ambientales (concentración de fósforo, temperatura, salinidad, entre otras) bajo las que se promueve el crecimiento de las cianobacterias en la LR. En la tercera etapa se utilizó información espacial de los usos del suelo obtenidos del análisis de imágenes satelitales (tomados de Nin 2013) para evaluar cuál es la configuración óptima (en cuanto a superficie ocupada) de distintos usos del suelo que permite –de acuerdo a su exportación de fósforo- maximizar los usos agropecuarios en la cuenca y minimizar el desarrollo de fitoplancton potencialmente nocivo en la LR.

Se entiende que el aumento en superficie de los usos de mayor exportación de fósforo aumenta el riesgo de crecimiento de cianobacterias, debido a que aumenta el aporte de nutrientes. Por otra parte, la salinidad y la concentración de nutrientes en la laguna modulan el efecto del aumento de fósforo, disminuyendo el posible crecimiento de cianobacterias (Figura i). En base a este análisis se proponen los siguientes objetivos, hipótesis y predicciones.

Objetivo general

Determinar la configuración óptima de usos del suelo en la cuenca de la LR que maximice el uso agropecuario y simultáneamente minimice la exportación de fósforo para prevenir el desarrollo de floraciones de fitoplancton.

Objetivos específicos

(i) Identificar en qué condiciones crecen los GFBM potencialmente nocivos (III, IV y VII) describiendo en forma cuantitativa la relación de las tasas de crecimiento de los GFBM con la salinidad y la concentración de fósforo a partir de datos de la literatura.

(ii) Determinar cuáles son las condiciones ambientales -en particular la concentración de fósforo- que promueven el crecimiento de cianobacterias en la LR, utilizando para ello un modelo hidrodinámico espacialmente explícito acoplado a un modelo de calidad de agua (Delft 3D).

(iii) Determinar la superficie máxima y la configuración espacial óptima de todos los usos del suelo en la cuenca (agricultura, forestación, ganadería y conservación) que mantenga la concentración de fósforo disponible en la LR por debajo del umbral que promueve el crecimiento de GFBM potencialmente nocivos (III, IV y VII).

Hipótesis y predicciones

Hipótesis (i): En la LR el crecimiento y la competencia entre organismos del fitoplancton son modulados por la concentración de fósforo disponible y la salinidad a través del efecto de estas variables sobre cada grupo de fitoplancton.

Predicciones (i): a) la concentración de fósforo disponible y la salinidad tienen un efecto diferencial sobre el crecimiento de los distintos grupos de fitoplancton de la LR, b) en la LR los grupos preponderantemente límnicos (GFBM III, IV y VII o las cianobacterias o diatomeas de agua dulce) crecerán mayormente a altas concentraciones de fósforo y bajas salinidades, mientras que los grupos estuarinos o marinos (GFBM V y VI o las diatomeas marinas y los dinoflagelados) crecerán a concentraciones de fósforo bajas y salinidades medias o altas.

Hipótesis (ii): La concentración estimada de fósforo en la LR estará relacionada con la superficie ocupada por los distintos usos del suelo en la cuenca a través del aporte de fósforo de cada uso.

Predicciones (ii): La superficie ocupada por cada uso del suelo tendrá un efecto diferencial sobre la concentración estimada de fósforo en la LR, donde las mayores extensiones ocupadas con usos agropecuarios con alto coeficiente de exportación de nutrientes (como la agricultura) aumentarán la concentración estimada de fósforo en la laguna; mientras que grandes extensiones ocupadas con usos de baja exportación (como ganadería extensiva y conservación de la biodiversidad) disminuirán la concentración estimada de fósforo en la laguna.

Capítulo I: Efectos de la salinidad y la concentración de nutrientes sobre las tasas de crecimiento del fitoplancton

I.1. Introducción

Las lagunas costeras son sistemas someros muy dinámicos que presentan un fuerte gradiente espacial y temporal de agua dulce y agua salobre, debido a su conexión intermitente con el océano (Barnes 1980, Kjerfve 1994). Son ecosistemas muy productivos, por lo que tienen un rol fundamental en el ciclado de nutrientes (Kjerfve 1994). Ocupan el 13% de la franja costera a nivel mundial y son sitios con alto interés de conservación de la biodiversidad (Kjerfve 1986, Knoppers 1994). En la costa Este de Uruguay se ubica un sistema de lagunas costeras que son utilizadas para recreación, turismo, pesca comercial y deportiva, entre otras actividades (Conde & Rodríguez-Gallego 2002). Asimismo, en sus cuencas se asientan diferentes ciudades y poblados y se realiza agricultura, forestación con especies exóticas y ganadería (Rodríguez-Gallego et al. 2012). Debido a su elevada biodiversidad junto a sus cuencas, en algunos casos han sido declaradas áreas protegidas por diferentes normativas (Rodríguez-Gallego et al. 2012).

El fitoplancton agrupa a los microorganismos autótrofos que viven en suspensión en la columna de agua. Estas comunidades son responsables de aproximadamente el 50% de la producción primaria acuática del planeta, sosteniendo entre otros a las pesquerías de las lagunas costeras (Arrigo 2005, Knoppers 1994, Litchman & Klausmeier 2008).

Bajo determinadas condiciones ambientales, como altas concentraciones de nutrientes y elevadas temperaturas, se puede promover el desarrollo de floraciones de fitoplancton (Chorus & Bartram 1999). Las floraciones

son eventos de aumento significativo de biomasa en relación a su concentración original de una o pocas especies de fitoplancton (Chorus & Bartram 1999, Reynolds & Walsby 1975, Reynolds, 2006).


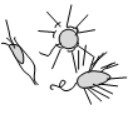

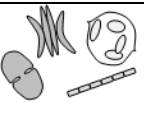


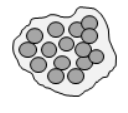
Estos eventos afectan negativamente la calidad de agua y los usos de los ecosistemas acuáticos (Wilson & Carpenter 1999). Esto es debido a las altas biomásas alcanzadas, que disminuyen la transparencia del agua y afectan la concentración de oxígeno, así como la estructura trófica (Paerl & Huisman 2009). Los casos extremos son aquellos en los que las especies dominantes (e.g. *Microcystis aeruginosa* (Kützing 1846), *Cylindrospermopsis raciborskii* (Seenayya & Subba Raju 1972), *Pseudonitzschia australis* (Frenguelli 1939)) pueden producir toxinas. Estas toxinas afectan a los animales y al hombre con derivaciones hepatotóxicas o neurotóxicas entre otras (Paerl & Huisman 2008, Smayda 1997). Este es el caso de las floraciones de cianobacterias (algas verdeazules) en los ecosistemas dulceacuícolas o dinoflagelados (mareas rojas) en los ecosistemas marinos. Estos eventos son cada vez más frecuentes en todo el mundo y tienen impactos a nivel ecosistémico, social y económico (Paerl & Huisman 2008).

El fitoplancton abarca miles de especies con grandes diferencias filogenéticas, fisiológicas y ecológicas. Esto hace difícil la selección de medidas de gestión para evitar o manejar los efectos nocivos de las floraciones, ya que son muchas las variables ambientales a considerar (Litchman & Klausmeier 2008). Por esta razón, existen aproximaciones que agrupan a las especies de fitoplancton en grupos funcionales que nos indican cuál es su rol y sus efectos en el ecosistema (Kruk et al. 2010, Reynolds 2006). Además nos permiten predecir qué grupos se desarrollarían bajo distintas condiciones ambientales (e.g. salinidad, concentración de nutrientes). Este es el caso de la clasificación en Grupos Funcionales Basados en Morfología (GFBM) que agrupa a los organismos

del fitoplancton según sus rasgos morfológicos (Kruk et al. 2010). Esta clasificación consiste en siete grupos que incluyen especies con diferente morfología, preferencias ambientales y distintos riesgos asociados a su desarrollo en los sistemas acuáticos (Tabla 1.1) (Kruk & Segura 2012). De los siete grupos, el III y VII son los más nocivos, ya que varias de sus especies forman floraciones potencialmente tóxicas, y el IV presenta algunos pocos organismos potencialmente tóxicos (Kruk et al. 2010). Los GFBM pueden además utilizarse en modelos matemáticos de predicción de fitoplancton frente a cambios ambientales (Segura et al. 2011, Segura et al. 2012).

Dentro del sistema de lagunas costeras de Uruguay, Laguna de Rocha (LR), ubicada en el Departamento de Rocha, es una de las más intensamente estudiadas. Este sistema tiene una profundidad promedio de 0.6 m, su área es de 72 km² y el área de su cuenca 1312 km² (Figura 1.1). La LR se conecta de forma intermitente con el Océano Atlántico por un canal que se abre en una barra arenosa de forma natural o artificial. La laguna descarga agua dulce al océano y recibe agua marina, lo que genera cambios abruptos en la salinidad, los nutrientes y las comunidades biológicas (Bonilla et al. 2006, Conde et al. 2000). Esta hidrodinámica determina su funcionamiento ecosistémico, promoviendo una alta productividad primaria, sustentando pesquerías comerciales y una alta biodiversidad. Debido a esto, la LR está incluida en la Reserva de Biósfera de la UNESCO “Bañados del Este”, e integra el Sistema Nacional de Áreas Protegidas (Bonilla et al. 2006, Conde & Rodríguez-Gallego 2002).

Tabla 1.1. Listado de los grupos funcionales basados en morfología (GFBM) descritos por Kruk et al. (2010) y Kruk & Segura (2012). Se incluye un esquema de su forma general, su descripción en términos morfológicos, ecológicos y fisiológicos, así como sus preferencias y susceptibilidades ambientales y los riesgos asociados o no a su alta biomasa. Tomado de Cabrera et al. (2013).

GFBM	Esquema	Descripción	Preferencias y susceptibilidades	Riesgos asociados
I		Pequeños, alta S/V, alta tasa replicación y abundancia. Ej. <i>Synechocystis aquatilis</i> (Komárek 1976).	Toleran bajos nutrientes, y bajo tiempo de residencia, necesitan alta luz y son susceptibles a los depredadores.	En general no presentan riesgos. Son indicadores de buena calidad de agua cuando son poco abundantes, pocas especies pueden ser tóxicas.
II		Flagelados pequeños con paredes de sílice. Ej. <i>Mallomonas pulcherrima</i> (Lemmermann 1899).	Toleran bajos nutrientes y prefieren alta luz.	No presentan riesgos, indicadores de buena calidad de agua en amplio rango de abundancias.
III		Filamentos grandes con aerotopos, algunos fijan N ₂ . <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> (Seenayya & Subba Raju 1972).	Soportan baja luz y poco nitrógeno, resisten depredación, no toleran bajo tiempo de residencia.	Grandes riesgos, alcanzan alta biomasa con altos nutrientes y temperatura, forman floraciones dispersas, incluyen varias especies potencialmente tóxicas.
IV		Tamaño medio sin rasgos especializados. Ej. <i>Coelastrum microporum</i> (John & Tsarenko 2002).	Toleran moderados a bajos nutrientes y bajo tiempo de residencia, son susceptibles a depredación.	Escasos riesgos en rango amplio de abundancia.
V		Flagelados unicelulares de medio a gran tamaño. Ej. <i>Euglena proxima</i> (Ehrenberg 1830).	Toleran bajos nutrientes y depredación.	Sin riesgos en cuerpos de agua continentales, en zonas costeras pueden desarrollar floraciones nocivas (mareas rojas).
VI		Organismos no flagelados con pared de sílice. Ej. <i>Aulacoseira granulata</i> (Simonsen 1979).	No toleran la estratificación, toleran bajo tiempo de residencia.	Raramente generan riesgos en los cuerpos de agua continentales, pero pueden afectar sistemas de filtración de agua.
VII		Colonias mucilaginosas de gran tamaño. Ej. <i>Microcystis aeruginosa</i> (Kützing 1846)	Controlan posición en columna de agua, sensibles a bajos nutrientes, resistentes a depredación y bajo tiempo de residencia.	Alcanzan altas biomásas y forman floraciones superficiales, especies notoriamente nocivas y potencialmente tóxicas.

De acuerdo a algunos autores, la concentración de nutrientes en el cuerpo de agua -principalmente fósforo- ha aumentado como consecuencia de las actividades productivas que se desarrollan en su cuenca (Aubriot et al. 2005, Rodríguez-Gallego 2010). En este sentido se ha planteado que de acuerdo a la concentración de fósforo registrada se esperaría una mayor biomasa de fitoplancton (Bonilla et al. 2006, Rodríguez-Gallego 2010). Por esta razón, se entiende que la salinidad y sus variaciones podrían modular el efecto de la eutrofización en el desarrollo del fitoplancton y particularmente la aparición de floraciones de cianobacterias. Esta afirmación se ve reforzada porque algunos autores han planteado que la salinidad afecta las tasas de crecimiento del fitoplancton, la fijación de nitrógeno y la actividad fotosintética de las especies formadoras de floraciones (Domingues et al. 2007).

En este marco, se evaluó mediante una exhaustiva revisión bibliográfica cómo distintos valores de salinidad y concentraciones de fósforo afectan la ocurrencia de floraciones nocivas de cianobacterias. Para ello se analizaron las tasas de crecimiento a diferentes salinidades y concentraciones de fósforo reactivo soluble (PRS) de distintas especies de fitoplancton agrupadas en GFBM. Luego se compararon los valores de salinidad y concentración de PRS a los que crecen los distintos GFBM con valores históricos de salinidad y concentración de PRS en la LR.

I.2. Metodología

La metodología se desarrolló en dos etapas que se describen a continuación:

I.2.1. Revisión en literatura: tasas de crecimiento y constantes medias de saturación por PRS

Se realizó una búsqueda bibliográfica de artículos científicos en los que se determinaban las tasas de crecimiento de distintas especies de fitoplancton a distintas salinidades entre 0 y 45. Se seleccionaron aquellas tasas pertenecientes a experimentos realizados en similares condiciones: unialgales, con salinidades estables y a temperatura entre 20 y 25°C. Por otro lado, se realizó una búsqueda de constantes medias de saturación (Km) por PRS para especies de fitoplancton. Las Km indican cuál es la concentración de PRS a la cual los individuos crecen a la mitad de su tasa de crecimiento máxima y se expresan en $\mu\text{g l}^{-1}$ (Tilman 1977). En este trabajo utilizamos la Km como una medida de análisis de cuáles son las concentraciones de PRS a las que se registra crecimiento. También para las Km se seleccionaron experimentos realizados en similares condiciones: unialgales y con temperatura entre 18 y 25°C.

Las cepas y especies para las cuales se encontraron datos en la búsqueda bibliográfica fueron asignadas a los distintos GFBM. Esta clasificación se realizó considerando los rasgos morfológicos de los organismos incluyendo rasgos continuos (volumen, superficie, dimensión lineal máxima y relación S/V) y la presencia o no de rasgos categóricos (aerótopos, mucílago, flagelo, sílice y heterocitos). La asignación se hizo utilizando la clave publicada por Kruk y colaboradores (Kruk et al. 2010). Cuando la información no se encontraba detallada en el artículo en

consideración se obtuvo de la descripción taxonómica de la especie correspondiente para la zona geográfica considerada.

Para poner a prueba la existencia de diferencias en los valores de las tasas de crecimiento a distintas salinidades se agrupó a los casos en tres rangos: salinidad entre 0 y 10, entre 10 y 30 y entre 30 y 45. En cada tramo se compararon las tasas de crecimiento entre todos los grupos con tasas positivas mediante análisis de medias no paramétrico Kruskal-Wallis (estadístico H) considerando como variable independiente la asignación a los GFBM y variable dependiente la tasa de crecimiento. Se realizó el mismo tipo de análisis para el caso de Km. Todos los análisis se hicieron en el software R (R Development Core Team 2008).

I.2.2. Análisis histórico de variables ambientales: salinidad y PRS en Laguna de Rocha

El período analizado abarcó desde 1987 a 2006. La base de datos utilizada fue generada por distintos proyectos de investigación de la Sección Limnología y la Sección Oceanografía de la Facultad de Ciencias de la Universidad de la República (sin publicar). Todos los muestreos se realizaron en dos estaciones (Figura 1.1) denominadas Norte o límnic, cercana a la desembocadura del Arroyo Rocha, y estación Sur o de influencia marina, cercana a la barra arenosa que conecta con el Océano Atlántico. Se contó en total con 98 muestreos realizados de forma aperiódica, incluyendo muestreos mensuales durante algunos años y bimensuales en otros. Debido a que el fósforo es el nutriente que más ha aumentado su concentración por efectos de la eutrofización (Aubriot et al. 2005, Rodríguez-Gallego 2010), se optó por utilizarlo como indicador de este proceso y analizar su efecto sobre el fitoplancton. Se consideró la forma de fósforo utilizable por el fitoplancton: el fósforo reactivo soluble (PRS). La concentración de PRS en todos los muestreos fue obtenida de

acuerdo a Murphy & Riley (1962) para agua previamente filtrada con filtros GF/C. Las muestras de agua fueron colectadas en todos los casos por debajo de la superficie. Se midió la conductividad *in situ* con un conductímetro de campo en forma subsuperficial. La salinidad fue obtenida haciendo el producto de la conductividad por 0.6 (Margalef 1983).

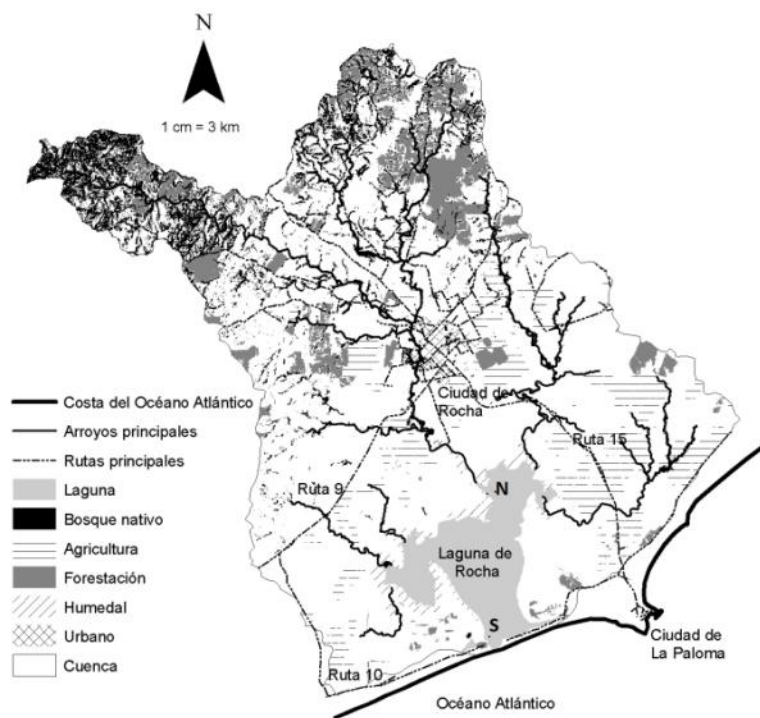


Figura 1.1: Mapa de la cuenca de la LR y las distintas actividades que se desarrollan. En la Laguna, se marca con “N” la estación de muestreo Norte (límnica), y con “S” la estación de muestreo Sur (oceánica).

I.3. Resultados

I.3.1. Tasas de crecimiento y constantes medias de saturación (Km) por PRS

En la revisión bibliográfica se obtuvieron 428 tasas de crecimiento, pertenecientes a un total de 44 especies de fitoplancton distintas. Asimismo se obtuvieron 65 Km de PRS para 29 especies distintas de fitoplancton. Luego de clasificar a las especies de fitoplancton en los siete GFBM se obtuvieron al menos 20 tasas de crecimiento a distintas salinidades y cinco Km de PRS para cada GFBM. Los organismos mejor representados en la base de datos fueron aquellos típicamente estuarinos.

Todos los GFBM crecieron a salinidades entre 0 y 30, y dos no lo hicieron a salinidades mayores a 30. Se detectaron diferencias significativas en las tasas de crecimiento de los siete GFBM en los tres tramos de salinidad: de 0 a 10 ($H = 34$, $p < 0.001$), de 10 a 30 ($H = 63$, $p < 0.001$) y mayor a 30 ($H = 45$, $p < 0.001$). A salinidades menores a 10 el GFBM VI tuvo las mayores tasas de crecimiento, seguido del I, V y luego el III (incluye especies formadoras de floraciones) (Tabla 1.1 y Figura 1.2). A salinidades entre 10 y 30 fueron los GFBM VI, V y I los que tuvieron las mayores tasas de crecimiento. A salinidades mayores a 30 hubo dos de los siete grupos que no fueron capaces de crecer: GFBM III y VII. Dentro de los grupos que crecieron a salinidades mayores a 30 el VI tuvo los mayores valores. Los GFBM que incluyen individuos potencialmente formadores de floraciones: III, IV y VII tuvieron tasas de crecimiento positivas y relativamente elevadas en un muy amplio rango de salinidad desde 0 hasta 20 para el III, 3.8 a 45 el IV y 0.10 a 12.5 para el VII (Figura 1.2).

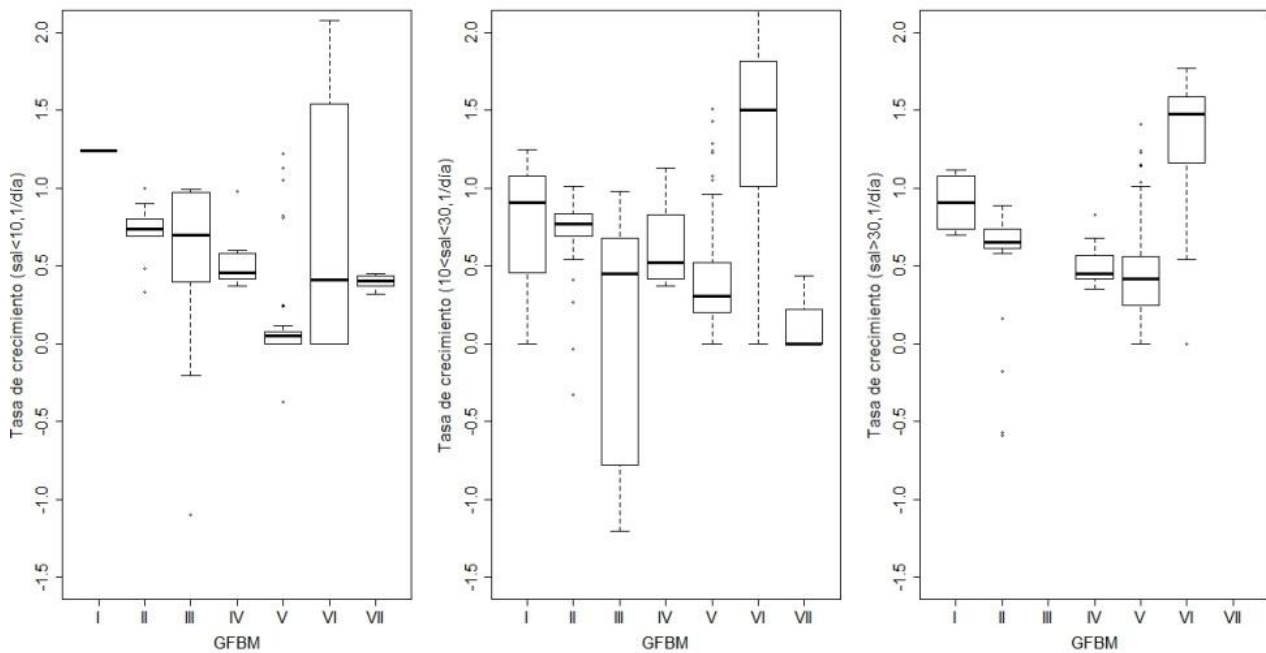


Figura 1.2: Tasas de crecimiento de cada GFBM en tres tramos de salinidad (<10: izquierda, 10<sal<30: centro, >30: derecha). Como medida de tendencia central se muestra la media, en el box superior el percentil 75, box inferior percentil 25, y con línea punteada los rangos.

Se detectaron diferencias significativas en las Km por PRS obtenidas para los distintos GFBM ($H = 37$, $p < 0.001$) (Figura 1.3). Los GFBM que incluyen individuos potencialmente formadores de floraciones: III, IV y VII presentaron Km de PRS en un gran rango de PRS (desde el límite de detección hasta $148.0 \mu\text{g l}^{-1}$ para el GFBM III, desde 31.3 hasta 144.2 para el GFBM IV, y desde 18.0 hasta 398.6 para el GFBM VII). El GFBM III tuvo valores relativamente menores de Km en comparación con los GFBM IV y VII. Los GFBM II y VI fueron los que presentaron menores valores y rango más acotado de Km.

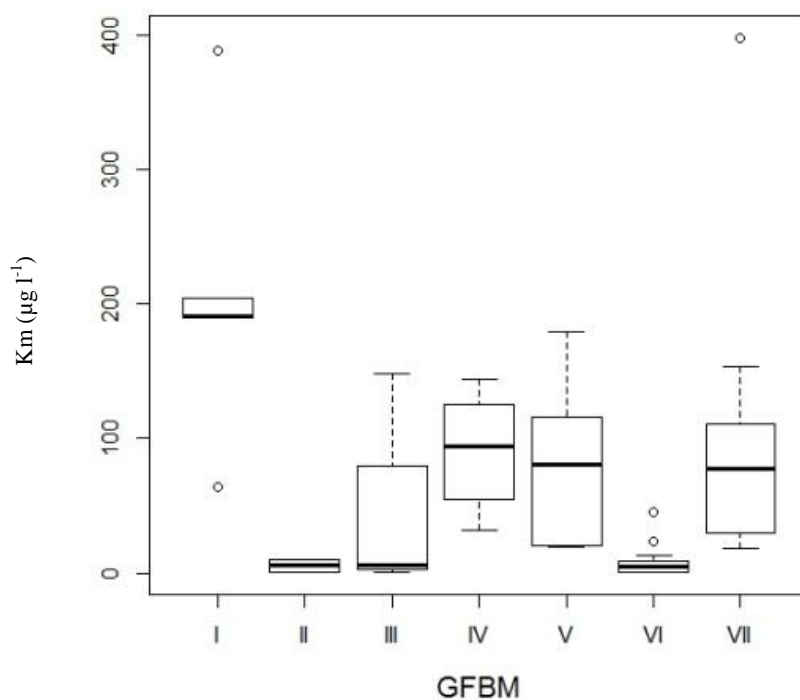


Figura 1.3: Boxplot de las constantes medias de saturación por fósforo reactivo soluble (K_m , $\mu\text{g l}^{-1}$) para cada GFBM. Medida de tendencia central: media, box superior: percentil 75, box inferior: percentil 25, línea punteada: rangos.

I.3.2. Variación ambiental de salinidad y PRS en Laguna de Rocha

En el período analizado: 1987 a 2006, la salinidad promedio de la LR fue $7.6 (\pm 7.0)$ siendo 0 la mínima y 32.3 la máxima. En la estación Sur (media 9.7, rango 1.1 - 32.3) la salinidad fue mayor que en la estación Norte (media 3.2, rango 0 - 21.5) (Figura 1.4). La concentración media de PRS en el mismo período fue $25.5 (\pm 30.2) \mu\text{g l}^{-1}$ y su rango varió entre <10.0 (límite de detección del método de Murphy & Riley 1962) y $273.0 \mu\text{g l}^{-1}$. En la estación Sur la concentración de PRS fue menor (media 23.0, rango $<10.0 - 201.0 \mu\text{g l}^{-1}$) que en la estación Norte (media 27.9, rango $<10.0 - 273.0 \mu\text{g l}^{-1}$) (Figura 1.4).

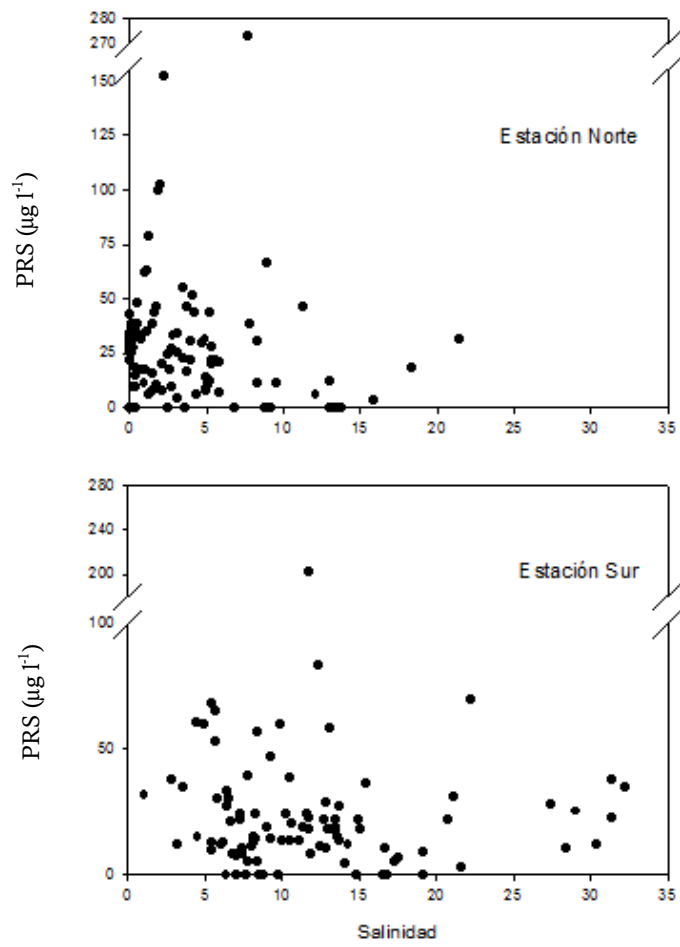


Figura 1.4: Relación histórica (1987-2006) entre fósforo reactivo soluble (PRS, $\mu\text{g l}^{-1}$) y salinidad en dos estaciones de muestreo de la LR: Estación Norte y Estación Sur.

I.4. Discusión

De acuerdo a la revisión bibliográfica realizada, la salinidad afectó diferencialmente las tasas de crecimiento e incluso la presencia de distintos GFBM. Resultó sugestivo que de acuerdo a los datos obtenidos de literatura, en un amplio rango de salinidad -entre 0 y 30- todos los GFBM pudieron crecer. Estos incluyeron a los tres GFBM que contienen especies de cianobacterias formadoras de floraciones nocivas (III, IV y VII). Estos GFBM constan de: filamentos grandes con aerótopos (III), individuos de tamaño medio sin especializaciones (IV) y colonias mucilaginosas de gran tamaño (VII) (Tabla 1.1).

En particular el GFBM IV tuvo tasas de crecimiento positivas aún a salinidades mayores a 30, rango característico de sistemas marinos. El crecimiento excesivo del GFBM IV no sería tan riesgoso como el de los GFBM III y VII, ya que solo algunas de sus especies son potencialmente tóxicas. Sin embargo, su tolerancia a muy altas salinidades indicaría que sus floraciones podrían desarrollarse inclusive en sitios más cercanos a la estación de influencia oceánica, dados los altos valores de salinidad que allí se presentan (Rodríguez-Gallego 2010).

Otros trabajos han determinado que varias especies de cianobacterias son capaces de crecer en ambientes salobres, como es el caso de *Microcystis aeruginosa* y *Nodularia* UP16a que crecen hasta salinidades de 17.5 y 20.0 g l⁻¹ respectivamente (Paerl & Huisman 2008, Tonk et al. 2007). De esta manera, las cianobacterias parecerían ser más tolerantes a las altas salinidades que otros grupos de agua dulce (Paerl & Huisman 2008), y por estas razones, podrían desarrollar ventajas competitivas frente a otras especies de agua dulce (Tonk et al. 2007). Además, en algunos experimentos se ha observado que el contenido de toxinas intracelulares se relaciona positivamente con la salinidad (Paerl &

Huisman 2009), haciendo aún más riesgoso el desarrollo de cianobacterias a altas salinidades.

Los GFBM que podrían formar floraciones (III, IV y VII) presentaron un amplio rango Km por PRS; esto podría implicar que en escenarios de aumento en la concentración de fósforo estos organismos podrían desarrollar altas biomásas, en concordancia con lo observado por Paerl & Paul (2012). Sin embargo, para obtener información más precisa sería deseable complementar estos resultados con experimentos realizados en un rango menor de temperatura que el utilizado en este trabajo (18-25 °C).

De acuerdo al análisis de la base de datos histórica, los valores históricos de salinidad en la LR permitirían el desarrollo de los tres GFBM potencialmente nocivos III, IV y VII. Asimismo, los valores históricos de PRS en comparación con las Km indicarían que la mayoría de los GFBM podrían crecer a la mitad de su velocidad máxima de crecimiento. Sin embargo, en la LR no son comunes las floraciones de cianobacterias (Bonilla et al. 2006, Rodríguez-Gallego 2010) y los organismos dominantes pertenecen a los grupos V y VI (Segura et al. 2011, Segura et al. 2013). Solo en una ocasión se desarrolló una floración de una cianobacteria del GFBM IV *Pseudoanabaena cf. moniliformis* (Bonilla et al. 2006, Conde et al. 2009), en condiciones de salinidad de 16 (Conde et al. 2009). En el verano de 2013 se registró por primera vez una floración de *Microcystis sp.*, perteneciente al GFBM VII (Cabrera et al. 2013, Calliari com.pers).

Esto indicaría que existen otros factores, como por ejemplo las variaciones en la salinidad, o el conjunto de las condiciones ambientales que se presenten en un momento dado, que podrían estar limitando el crecimiento y el desarrollo de individuos potencialmente formadores de

floraciones. Por otro lado, la floración del GFBM VII registrada recientemente, podría estar indicando potenciales cambios en el ecosistema.

El desarrollo de floraciones podría implicar daños en el ecosistema como consecuencia del deterioro en la calidad del agua, con riesgo para los usos recreativos, de pesca comercial y de conservación de la biodiversidad. Los GFBM III y VII son los más nocivos ya que sus grandes filamentos y colonias, respectivamente, pueden permanecer en suspensión en la columna de agua desarrollando aerótopos y estructuras mucilaginosas (Kruk et al. 2010). Estos grupos pueden además alcanzar y acumular muy altas biomásas (Kruk et al. 2010) lo cual sería posible a concentraciones de nutrientes más elevadas. Estos nutrientes podrían ser exportados desde la cuenca como consecuencia de actividades antrópicas (Huisman et al. 2005, Paerl & Huisman 2009). En la cuenca de la LR la agricultura entre 1997 y 2011 aumentó en un 49% (pasando de 7463 ha a 11100 ha) y la forestación prácticamente llegó a cuatriplicarse (pasando de 2203 ha a 8391 ha) (Nin 2013). En los próximos años, esto favorecería el aumento de la concentración de nutrientes en el agua de estos sistemas y la ocurrencia de floraciones.

Las distintas respuestas a los cambios ambientales de estos organismos pueden ser utilizados para su manejo y remoción de los ecosistemas. En el caso del GFBM III disminuir su tiempo de residencia podría limitar su desarrollo, mientras que para el VII una disminución en la concentración de nutrientes sería más adecuada (Tabla 1.1). El cambio abrupto en las condiciones ambientales sería una herramienta apropiada para su gestión (Bonilla et al. 2009, Kruk et al. 2002). En las lagunas costeras, se podría utilizar la apertura artificial de las barras arenosas para lavar las altas concentraciones de nutrientes del sistema y eliminar las floraciones. Sin embargo, este manejo debe ser cuidadosamente evaluado ya que

requiere que las lagunas presenten suficiente nivel de agua para conectarse al mar y pueden desencadenar otros impactos en el ecosistema, alterando el régimen hidrológico y a las comunidades biológicas naturales (Conde & Rodríguez-Gallego 2002). En sistemas como tajamares y aguadas, también podrían instalarse sistemas de compuertas que permitan eliminar el agua superficial con floraciones o eliminar sedimentos cargados de nutrientes (Kruk et al. 2002) pero este manejo puede trasladar la problemática aguas abajo.

Las floraciones son problemas de difícil control una vez instauradas y las medidas más adecuadas a escala de cuenca son la prevención y minimización de la exportación de nutrientes a los cuerpos de agua (Bonilla et al. 2009, Carpenter 2005). Para esto es fundamental un proceso de comunicación y negociación entre los productores agropecuarios y las autoridades que regulan la calidad del agua, los suelos y las áreas protegidas.

En este marco se deben desarrollar modelos matemáticos que permitan determinar cuáles son las condiciones ambientales que se tienen que presentar en el sistema, y en particular qué concentración de nutrientes tienen que exportar las cuencas para favorecer el crecimiento de grupos de fitoplancton potencialmente nocivos en la LR. Esto podría permitir construir pautas de ordenamiento de los usos del suelo, teniendo en cuenta la carga de nutrientes exportada por cada actividad en la cuenca y su superficie.

Capítulo II: Modelización espacial hidrodinámica y de calidad de agua de la Laguna de Rocha

II.1. Introducción

II.1.1. Floraciones de fitoplancton

El aumento de la concentración de nutrientes (eutrofización) y de la temperatura y los cambios de salinidad en los sistemas acuáticos pueden contribuir al aumento significativo en la biomasa de una o pocas especies de fitoplancton en relación a su concentración original (Chorus & Bartram 1999, Smayda 1997). Estos eventos de aumento de pocas especies de fitoplancton se denominan floraciones (Mc Dowell & Hamilton 2013, Reynolds 2006).

Estos eventos afectan la calidad de agua, ya sea debido a la alta biomasa que se desarrolla o a que se favorece el crecimiento de especies potencialmente nocivas que pueden desarrollar toxinas, las que pueden causar daños a nivel digestivo y neurológico en los seres humanos y animales que utilizan el agua (Paerl & Huisman 2008, Smayda 1997).

Las floraciones tienen consecuencias a nivel económico, social, cultural y biológico en países desarrollados y no desarrollados, incluyendo aumentos en el costo de potabilización del agua, pérdida de peces e individuos acuáticos utilizados para producción y de actividades recreativas, entre otros (Mc Dowell & Hamilton 2013, Paerl & Huisman 2008, Wilson & Carpenter 1999).

La frecuencia de las floraciones ha aumentado en las últimas décadas debido a las modificaciones físicas y químicas de los ecosistemas acuáticos (Floder et al. 2010, Moss 2007). Por esta razón es importante conocer cuáles son las condiciones ambientales y qué mecanismos operan en la determinación de la abundancia de distintos grupos de fitoplancton nocivo (Chorus 2012).

II.1.2. Predicción de floraciones

En los últimos años se han utilizado distintos tipos de modelos para representar la comunidad fitoplanctónica. A grandes rasgos, según cuál sea la escala temporal y los procesos que representen, los modelos pueden ser clasificados de distinta manera. Por ejemplo, en aquellos utilizados en manejo de lagos es importante simular el posible efecto de los eventos extremos (aumentos de temperatura bruscos, cambios en nivel del mar), y se basan en suponer situaciones futuras. Aquellos utilizados para analizar la influencia antrópica en ecosistemas representan los efectos de la eutrofización y las especies invasoras, y pueden estar basados en información del pasado (Trolle et al 2011, Figura 2.1 a).

Para predecir el fitoplancton y en particular la ocurrencia de grupos causantes de floraciones es necesario aplicar métodos que permitan combinar las variables ambientales generales y los parámetros específicos de cada sistema (Los & Wijsman 2007). Este es el caso de los modelos matemáticos de ecosistemas acuáticos basados en comunidades, que permiten estudiar cómo la eutrofización afecta el funcionamiento ecosistémico (Trolle et al. 2011).

Los modelos basados en procesos físicos pueden utilizarse para simular la hidrodinámica y la calidad de agua en dos o tres dimensiones, permitiendo el estudio de las condiciones espaciales que pueden

promover floraciones (Li et al. 2010, Los et al. 2008). Además con estos modelos se pueden analizar cuáles son los mecanismos y las variables que más influyen en la comunidad fitoplanctónica, ya que permiten predecir la composición comunitaria en función de variables ambientales a distintas escalas (Fennel & Newmann 2004, Segura et al. 2012). Se han desarrollado modelos matemáticos de representación ecosistémica que conjugan espacial y temporalmente información hidrodinámica, química y ecológica, y que actualmente son software libres como el software Delft 3D (Deltares 2011, Deltares 2013).

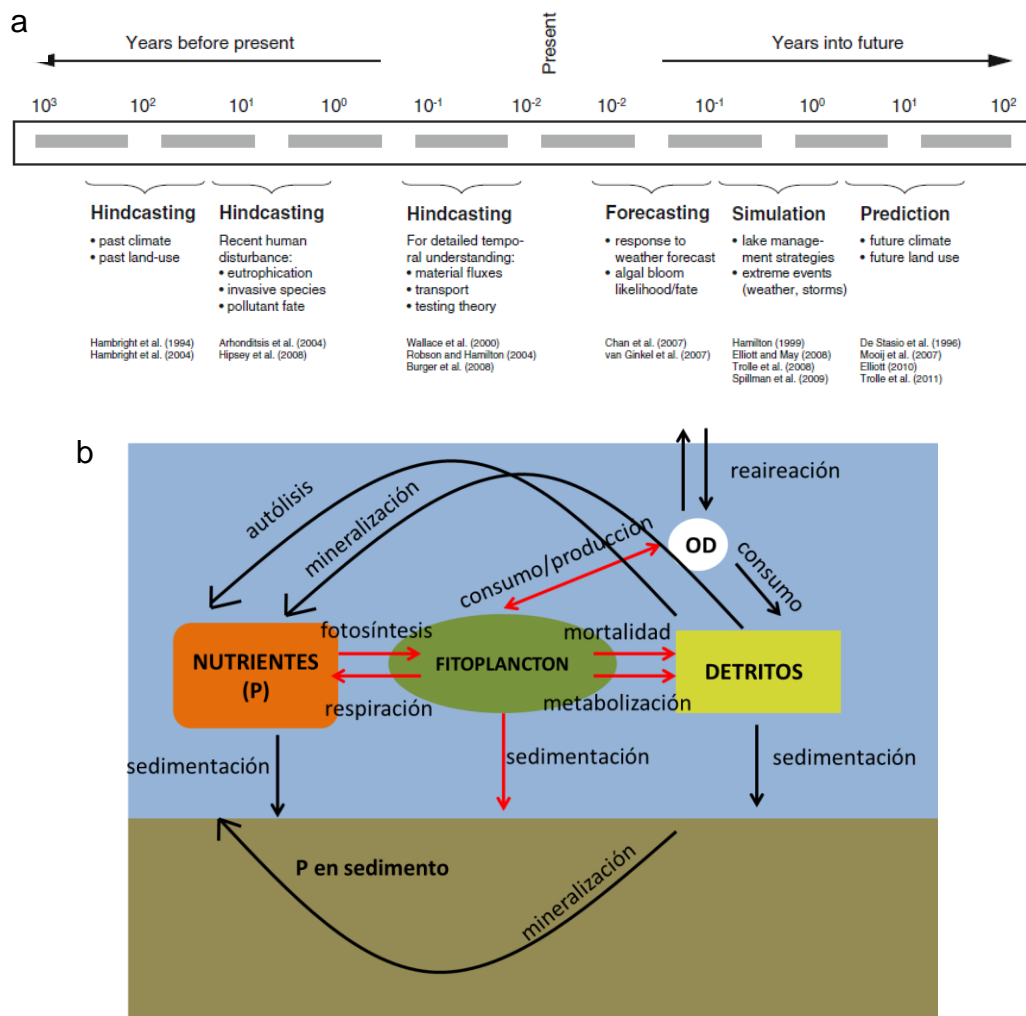


Figura 2.1: Clasificación de modelos publicados según cuál sea la escala temporal que representen, tomado de Trolle et al. (2011) (a); Esquema general de los componentes simulados en el Delft 3D, elaboración propia en base a Smits & Van Beek (2013) (b).

II.1.3.Descripción del Delft 3D

El software Delft 3D es un modelo genérico que se puede aplicar a cualquier sistema acuático y permite modelar en hasta tres dimensiones en forma determinística la biomasa de fitoplancton en una grilla computacional, utilizando forzantes meteorológicos y de mareas (Los et al. 2008, Smits & van Beek 2013). Delft 3D ha sido ampliamente validado (Elias et al. 2000, Lesser et al. 2004). Todos los forzantes del modelo pueden programarse para ser estáticos en el tiempo o variar, tanto espacial como temporalmente. Las salidas que se pueden obtener incluyen tanto mapas dinámicos de cada una de las variables de salida programadas, como planillas de datos de puntos de interés de la grilla determinados por el usuario (Deltares 2011, Deltares 2013).

En la grilla se incluye la batimetría del sistema, y se pueden incluir también datos sedimentarios. Algunos de los componentes que pueden simularse en este modelo incluyen la concentración de nutrientes, el fitoplancton y los detritos; los principales procesos que afectan al fitoplancton son: la fotosíntesis, la respiración, el consumo y producción de oxígeno, la mortalidad por autólisis, la metabolización y la sedimentación (Smits & van Beek 2013) (Figura 2.1 b).

La dinámica de flúidos del modelo se resuelve mediante ecuaciones de Navier-Stokes, mientras que la concentración de sustancias (ec. 2.1, obtenida de Smits & Van Beek 2013) está dada por una ecuación de difusión - advección en tres dimensiones, para volúmenes finitos que pertenecen a una grilla:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -u \frac{\partial C}{\partial x} - v \frac{\partial C}{\partial y} - w \frac{\partial C}{\partial z} + \frac{\partial}{\partial x} (D_x \frac{\partial C}{\partial x}) + \frac{\partial}{\partial y} (D_y \frac{\partial C}{\partial y}) + \frac{\partial}{\partial z} (D_z \frac{\partial C}{\partial z}) + S + P$$

(ec. 2.1)

Dónde:

C : concentración (g.m^{-3})

u, v, w : componentes del vector velocidad (m.s^{-1})

D_x, D_y, D_z : componentes del tensor de dispersión ($\text{m}^2.\text{s}^{-1}$)

x, y, z : coordenadas en las tres dimensiones espaciales (m)

S : fuentes y sumideros de masa debido a pérdidas y límites ($\text{g.m}^{-3}.\text{s}^{-1}$)

P : fuentes y sumideros de masa debido a procesos ($\text{g.m}^{-3}.\text{s}^{-1}$)

t : tiempo (s)

Respecto al fitoplancton, se pueden simular el crecimiento, la mortalidad por autólisis y el pastoreo, para grupos funcionales o especies particulares. Se puede simular tanto la biomasa total, como la biomasa de individuos que tienen crecimiento limitado por algún nutriente. El modelo está basado en la competencia entre grupos o especies, según lo que utilice el usuario (Los & Wijsman 2007).

La ecuación de calidad de agua (ec. 2.2, obtenida de Smits & van Beek 2013), resuelve para cada grupo de organismos del fitoplancton:

$$\frac{dALG_i}{dt} = gro_i - mrt_i - grz_i - set_i$$

(ec. 2.2)

Dónde:

ALG_i : biomasa del grupo i del fitoplancton ($gC.m^{-3}$)

gro_i : crecimiento neto del grupo taxonómico i del fitoplancton (dado por la resta entre producción y respiración) ($gC.m^{-3}.d^{-1}$)

mrt_i : mortalidad por autólisis del grupo taxonómico i del fitoplancton (es función de la temperatura, concentración de nutrientes, salinidad y cantidad de luz) ($gC.m^{-3}.d^{-1}$)

grz_i : pastoreo del zooplancton sobre el fitoplancton del grupo taxonómico i ($gX.m^{-3}.d^{-1}$).

set_i : resuspensión al sedimento ($gX.m^{-3}.d^{-1}$).

Cada usuario puede seleccionar las opciones que estime pertinente para su modelación, lo que permite determinar los factores y mecanismos que operan en un sistema específico, de acuerdo al problema que se plantee, y también de acuerdo a los datos disponibles (Deltares 2011, Deltares 2013, Li et al. 2010, Los et al. 2008, Smits & van Beek 2013).

II.1.4. Antecedentes para Uruguay y área de estudio

En Uruguay existen pocos estudios que analicen los efectos del aumento en la concentración de nutrientes en los cuerpos de agua, dados por ejemplo por cambios en los usos del suelo, sobre la calidad del agua o en el desarrollo de floraciones nocivas de fitoplancton. Esto puede ser problemático a la hora de elaborar programas de manejo y rehabilitación de sistemas acuáticos (Chan et al. 2002, Rodríguez-Gallego 2010).

La Laguna de Rocha (LR) es una laguna costera situada en el Este de Uruguay con una profundidad de 0.6 m, superficie del espejo de agua de 72 km² y una superficie de la cuenca de 1312 km² (Figura 2.2). Se conecta de forma intermitente con el Océano Atlántico a través de un canal en una barra arenosa que se abre artificial o naturalmente. Esta

conexión generalmente ocurre entre dos y cuatro veces al año y causa variaciones en la salinidad, en la concentración de nutrientes y en las comunidades biológicas (Bonilla 2002, Conde et al. 1999, Conde & Rodríguez-Gallego 2002, Vidal et al. 2007).

La comunidad de productores primarios de esta laguna incluye especies de fitoplancton planctónicas y bénticas, de agua dulce, salobre y marina. Dentro de los microorganismos se encuentran *Bacillariophyceae*, *Dinophyceae*, *Cryptophyceae*, *Euglenophyceae*, *Chlorophyceae* y *Cyanobacteria*, siendo dominantes los dos primeros (Bonilla et al. 2005, Vidal et al. 2007). La composición comunitaria de estos organismos depende fundamentalmente de las condiciones de salinidad, lluvias y concentraciones de nutrientes (Bonilla et al. 2005, Conde et al. 1999, Segura et al. 2011).

La LR está incluida en la Reserva de Biósfera “Bañados del Este” (MaB-UNESCO) y fue propuesta como un sitio Ramsar en Uruguay. Hace pocos años fue incluida en el Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SNAP), y su Plan de Manejo está en fase de aprobación (Rodríguez-Gallego et al. 2008 a).

A pesar del valor de conservación del área, este ecosistema se encuentra bajo presión antrópica. Existen indicios de que la concentración de nutrientes –en particular fósforo- ha aumentado por efecto de la eutrofización (Aubriot et al. 2005, Rodríguez-Gallego 2010).

Por un lado se ha planteado que en la LR el aumento sostenido en la concentración de nutrientes podría tener varios efectos, entre ellos las floraciones de cianobacterias potencialmente tóxicas (Rodríguez-Gallego et al. 2008b). Por otro lado se ha postulado también que la apertura de la barra permite que se descargue agua de la laguna hacia el mar,

disminuyendo el riesgo de ocurrencia de floraciones de cianobacterias en algunos casos, y manteniendo el hábitat para especies importantes para la pesquería y la conservación (Bonilla et al. 2006).

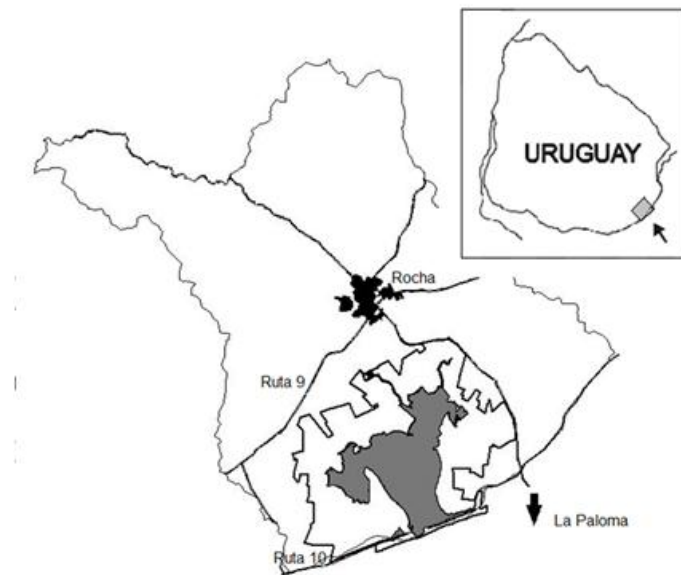


Figura 2.2: Área de estudio, Laguna de Rocha, en perspectiva nacional y local. Se marcan la ciudad de Rocha, las principales rutas cercanas y el límite del Área Protegida

Sin embargo, en la última década se han registrado dos floraciones de fitoplancton correspondientes a *Pseudanabaena* sp. y *Microcystis* sp. en los años 2003 y 2012 respectivamente (Bonilla et al. 2006, Cabrera et al. 2013, Calliari com.pers.). Asimismo se han detectado señales de alerta como el crecimiento excesivo de productores primarios como las plantas acuáticas (Rodríguez-Gallego et al. 2014).

En la LR se han desarrollado numerosos estudios acerca de distintos aspectos de la ecología del sistema (Aubriot et al. 2004, Bonilla 2002, Bonilla et al. 2005 y 2006, Conde et al. 1999, 2000, 2002, Rodríguez-Gallego et al. 2008 a y b, 2010, entre otros). También se han desarrollado y aplicado modelos anteriormente (Milessi et al. 2010, Segura 2010). Estos han analizado cuáles son los mecanismos hidrodinámicos y bióticos que determinan la estructura taxonómica, de tamaños y funcional de la comunidad fitoplanctónica (Segura 2010), y han reconstruido la trama trófica del sistema (Milessi et al. 2010). No obstante, hasta la fecha no se han aplicado o desarrollado modelos que incluyan la hidrodinámica del sistema, aunque varios estudios anteriores lo plantearon necesario (Bonilla et al. 2006, Segura 2010).

En este trabajo se aplicó un modelo hidrodinámico espacialmente explícito acoplado a un modelo de dinámica del fitoplancton, para determinar cuál es el conjunto de condiciones ambientales a lo largo de un año, que podrían promover el crecimiento de cianobacterias en la LR. En particular se consideraron las condiciones de salinidad, concentración de nutrientes (ortofosfato), y estado de la barra arenosa que favorecen el crecimiento de grupos de fitoplancton potencialmente nocivos.

II.2. Metodología

II.2.1. Aspectos generales del Delft 3D y recopilación de datos para el modelo

Se utilizó el software libre Delft 3D para modelar en forma espacial los componentes abióticos y bióticos del sistema en módulos independientes (Deltares 2011, Deltares 2013). El procedimiento general incluyó cuatro pasos: a) generación de una grilla con la batimetría del sitio de estudio, b) generación del modelo hidrodinámico, c) acoplamiento del modelo hidrodinámico al módulo de calidad de agua y d) generación del modelo de dinámica del fitoplancton.

Dentro del módulo hidrodinámico se simuló la temperatura, vientos, mareas y salinidad, con una resolución de una hora. Dentro del módulo de calidad de agua se simuló la eutrofización y la comunidad biológica simulada fue el fitoplancton. El nutriente simulado y utilizado como indicador de la eutrofización fue el fósforo (en forma de ortofosfato), ya que es el nutriente que más ha aumentado su concentración en la LR (Aubriot et al. 2005, Rodríguez-Gallego 2010). La resolución del modelo de calidad de agua fue de un día. Estudios anteriores plantearon que el porcentaje de remoción de biomasa fitoplanctónica por parte del microzooplancton en la LR es muy importante (Britos 2010). Sin embargo, siguiendo el criterio de parsimonia en el presente trabajo no se incluyó el efecto del pastoreo sobre la comunidad fitoplanctónica.

Se simuló el año 2005 para las condiciones hidrodinámicas y el año 2006 para las condiciones bióticas, ya que para los mismos existen los datos requeridos. Todas las simulaciones se realizaron en dos dimensiones ya que la LR es lo suficientemente somera como para poder simular una sola capa en la dimensión vertical, y además porque no se disponen datos de

variación vertical de variables que puedan ser incluidos como entrada del modelo. La recopilación general de datos de la LR incluyó información de proyectos de investigación, tesis de grado y posgrado de integrantes de la Sección Limnología de Facultad de Ciencias (UdelaR) (Piccini 2006, Rodó sin publicar, Rodríguez-Gallego 2008 a, Rodríguez-Gallego 2010, Vidal 2008), datos de la Dirección Nacional de Meteorología, del Servicio de Oceanografía e Hidrología de la Armada, del Instituto de Mecánica de Fluidos de la Facultad de Ingeniería, UdelaR (cedidos por Christian Chreties), del Grupo de Manejo Costero Integrado, CURE, UdelaR (cedidos por Daniel de Álava y Daniel Conde).

Se obtuvieron dos tipos de salidas: i) mapas dinámicos que muestran la concentración de las variables abióticas y biomasa de fitoplancton en el correr del año simulado y ii) series temporales de datos. Los resultados se analizaron en el software R (R Development Core Team 2008).

La validación de todas las simulaciones se realizó comparando las series temporales de datos generados por el modelo y los datos disponibles para distintas estaciones de muestreo de la LR de los mismos años que fueron modelados. Esta validación se hizo de forma independiente al software Delft 3D, según el procedimiento que se detalla en el apartado de validación.

II.2.2. Pasos seguidos para la construcción del modelo en el Delft 3D

II.2.2.a. Construcción de la grilla y batimetría

La grilla se construyó en cuatro pasos. Para hacerla se partió de una grilla vectorial en el software ARCGis (ESRI 2012) que abarca todo el cuerpo de agua de la LR y que tiene un tamaño de píxel de media hectárea. El

primer paso implicó trabajar con ese mapa en el *quickplots* del modelo y exportarlo como un archivo de *landboundary* (Figura 2.3 a).

En un segundo paso se abrió en el módulo de grilla del DELFT 3D y se generó una nueva grilla con píxeles cuadrados, de 300 metros de lado (Figura 2.3 b). En el tercer paso los píxeles se modificaron manualmente, removiendo aquellos píxeles de la grilla que no incluían el cuerpo de agua en su interior (Figura 2.3 c). En la cuarta etapa y de acuerdo a lo sugerido en el manual de grilla, se refinaron los píxeles de las zonas más dinámicas del cuerpo de agua, en este caso situadas en la zona donde se abre la barra arenosa. Esto implicó que en esta zona hubo píxeles rectangulares, cuyos lados medían 300 y 150 metros, y otros cuadrados, cuyos lados medían 150 metros. Se logra de esta manera que los píxeles de menor tamaño le aporten resolución al modelo en los sitios muy dinámicos. Además se agregaron píxeles en la parte oceánica más cercana a la barra arenosa (Figura 2.3 d).

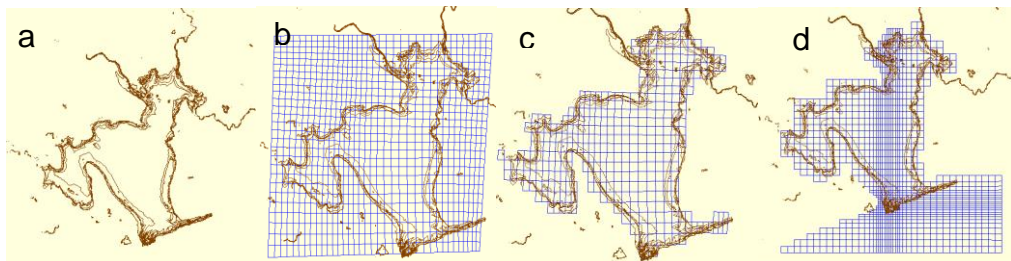


Figura 2.3: Distintas etapas de la construcción de la grilla, de izquierda a derecha: shape de arcgis del cuerpo de agua (a), polígono original dibujado (b), polígono recortado (c), polígono con zonas dinámicas refinadas y con grilla oceánica (d).

A la grilla definitiva (Figura 2.3 d y 2.4 a) se le incorporaron los valores de la batimetría, extrapolando los valores de profundidad obtenidos en 2005 (Rodríguez-Gallego sin publicar) para cada coordenada de la grilla a partir de un *shape* de ARCGis (ESRI 2012). Dado que esta batimetría no incluía los valores de profundidad de todos los píxeles, se complementó con datos de profundidad obtenidos de Google Earth (Google Inc. 2009) y

con datos de una batimetría realizada el 23 de marzo de 2012 por el Centro de Manejo Costero Integrado (datos sin publicar) (Figura 2.4 b). Los datos obtenidos en Google Earth corresponden a zonas relevantes para las que no se contaba con información batimétrica, como los bolsones de la laguna, la zona oceánica cercana y los márgenes de la laguna. Para esto se dibujaron isolíneas de profundidad en Google Earth y se exportaron bajo la forma de una planilla que tenía información de coordenadas en eje x, coordenadas en eje y y profundidad (Figura 2.4 b)

Luego se importaron estos datos al módulo de grilla del Delft 3D (Figura 2.4 c). Se aplicaron las funciones *triangular interpolation*, *internal diffusion* y *smoothing*, para obtener un mapa continuo de profundidad a partir de las isolíneas de profundidad que se habían importado al mapa (Figura 2.4 d)

El año 2005 tuvo dos períodos de barra arenosa cerrada y un período de barra abierta (Rodríguez-Gallego 2010). Desde el comienzo del año y hasta marzo la barra estuvo cerrada, luego se abrió entre abril y octubre, y finalmente se volvió a cerrar desde octubre y hasta fin de año. Por esta razón, se diseñaron dos tipos de batimetrías: una para aplicar en condiciones de barra abierta y otra para barra cerrada. La batimetría de barra abierta fue obtenida como se detalló anteriormente (Figura 2.4 d). La batimetría de barra cerrada se obtuvo con la aplicación *thin dams*, que permite simular una barra porosa en el lugar de conexión entre el océano y la laguna (Deltares 2011). Esta forma de resolver la batimetría permite que haya filtración de agua y partículas pequeñas a través de la barra, tal como ocurre en la LR. Se muestra solamente el mapa de la batimetría de barra abierta, ya que no hay diferencias apreciables visualmente en el mapa con la batimetría de barra cerrada.

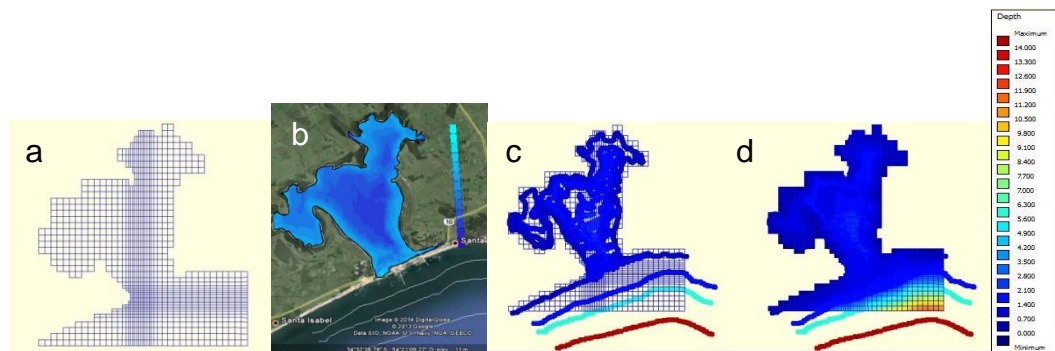


Figura 2.4: Procedimiento para realizar la batimetría. De izquierda a derecha: grilla definitiva (a) (mostrada en Figura 2.3 d), datos de batimetría 2012 y de google earth utilizados (b), batimetría importada al Delft 3D (c), batimetría definitiva en condiciones de barra abierta (d).

II.2.2.b. Modelo hidrodinámico

El modelo hidrodinámico se realizó en el módulo *flow* del Delft 3D. Este modelo fue diseñado en tres etapas, siguiendo las condiciones de barra abierta o cerrada. La etapa uno abarcó los tres primeros meses del año (enero, febrero, marzo) y se caracterizó por tener la barra cerrada. La etapa dos abarcó siete meses (de abril a octubre) y presentó la de barra abierta y la etapa tres presentó dos meses (noviembre y diciembre) con barra cerrada. En cada una de estas se utilizó la grilla definitiva (Figura 2.4 a). En la etapa dos se aplicó la batimetría de barra abierta y en las etapas de barra cerrada (1 y 3) se aplicó la batimetría con *thin dams*.

Se simuló la temperatura, los vientos, las mareas y la salinidad. Las condiciones iniciales de la etapa uno fueron las obtenidas a partir de datos de campo de enero de 2005; en casos en los que no se disponía de esta información para enero (salinidad), se utilizaron datos de febrero de 2005. Como forma de lograr una continuidad entre las condiciones ambientales de las distintas etapas, a las etapas 2 y 3 se le impusieron las condiciones iniciales resultantes del último día de la simulación anterior. Es decir que la etapa dos tiene como condiciones iniciales a la

última hora de la etapa uno, y la etapa tres tiene como condiciones iniciales a la última hora de la etapa dos. Esto se llevó a cabo con la aplicación *restart files*.

Los límites espaciales de la simulación fueron los mismos que los usados en la batimetría: los márgenes de la laguna y la zona oceánica cercana. Las temperaturas medias diarias y los vientos medidos cada tres horas (en velocidad y dirección) se obtuvieron de la Dirección Nacional de Meteorología, de la estación meteorológica de Rocha, para todo el año. Se utilizaron los datos de mareas por hora para todos los días del año obtenidos en la Estación de la Paloma del SOHMA para 2005 para calcular los principales componentes en esa zona. Se utilizó el paquete de análisis de mareas "t_tide" (Pawlowicz et al. 2002) para incluir en la simulación los componentes que dan cuenta de la mayor parte de la variación (M4, K1, M2, O1, N2, MN4, MSF). Los datos de salinidad incluidos corresponden a una serie de datos históricos (Sección Limnología de Facultad de Ciencias, sin publicar).

El flujo de calor fue modelado utilizando datos de temperatura diaria (Dirección Nacional de Meteorología, estación meteorológica de Rocha) y radiación solar a partir de datos mensuales interpolados linealmente (Piccini 2006).

Se incluyeron en la simulación los datos de descarga de los cuatro principales tributarios de la LR: arroyo Las Conchas, arroyo Rocha, arroyo La Paloma y arroyo Los Noques (Tesis de Maestría PEDECIBA Elena Rodó, sin publicar). Las descargas fueron estimadas a partir de valores de precipitación y de temperatura, utilizando la ecuación de Schreiber (Arona 2002). Estos tributarios fueron mapeados en la grilla en el sitio de su desembocadura en la laguna. (Figura 2.5).

Para obtener resultados para zonas específicas, además de los datos en el punto medio de la Laguna, se implementaron dos estaciones de muestreo: 1) zona Norte o límnicia con influencia de tributarios y 2) zona Sur o de influencia marina, cerca de la barra arenosa (Figura 2.5). Estas dos estaciones han sido muy estudiadas en distintos proyectos de investigación, razón por la cual se las eligió.

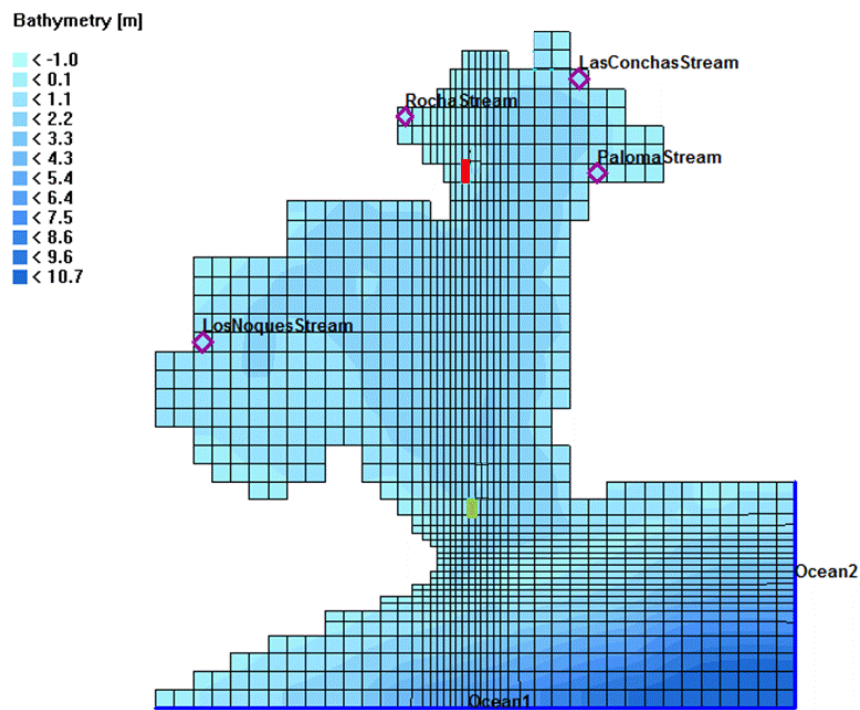


Figura 2.5: Mapa de las estaciones de muestreo y de los tributarios incluidos en el modelo hidrodinámico. En rojo se muestra la estación Norte (límnicia) y en verde la estación Sur (oceánica).

II.2.2.c. Modelo de dinámica del fitoplancton

El modelo de dinámica del fitoplancton se realizó en el módulo de calidad de agua del Delft 3D bajo la modalidad ECO. Se eligió la modalidad ECO ya que es importante poder detectar posibles floraciones de fitoplancton y

aplicar un modelo que sea capaz de utilizarse en condiciones límnicas y marinas (Smits & van Beek 2013). Para comenzar el modelo de dinámica del fitoplancton se acoplaron los resultados de cada una de las tres etapas del módulo hidrodinámico a un escenario del Delft ECO creado específicamente para este trabajo. Este escenario incluía la modelación de la eutrofización, mediante el modelado de varios grupos de fitoplancton y de la concentración de ortofosfato.

Se generaron tres etapas del modelo de dinámica del fitoplancton, cada una correspondiente a un estado de la barra y acoplada a cada una de las etapas del módulo hidrodinámico. Las condiciones iniciales de la etapa uno fueron diseñadas de acuerdo a los datos históricos disponibles de una tesis de maestría (Vidal 2008) para enero 2006 (o para febrero en los casos en los que no había disponibilidad de datos de enero). Las condiciones iniciales de la etapa dos fueron las condiciones finales de la etapa uno y las condiciones iniciales de la etapa tres fueron las condiciones finales de la etapa dos.

Se incluyeron en la modelación las biomásas de los grupos de fitoplancton representativos de la LR y relevantes para este trabajo: diatomeas, dinoflagelados y cianobacterias de origen límnic. Las diatomeas se separaron en diatomeas de agua dulce y diatomeas de agua marina (Bonilla 2002, Segura 2010).

La concentración de ortofosfato se incorporó en el modelo en dos formas: como concentración de ortofosfato en las estaciones de muestreo y como concentración de ortofosfato en cada uno de los tributarios (Rodríguez-Gallego et al. 2008 a). Para incorporar la concentración en las estaciones de muestreo, se interpolaron linealmente los valores medidos en el campo en esas estaciones para obtener valores estimados a diario. La estimación de la concentración de ortofosfato en los tributarios también se

interpoló linealmente pero a partir de datos obtenidos de muestras en esos tributarios.

Los datos de biomasa de fitoplancton fueron incorporados en gramos de carbono por unidad de volumen en las estaciones de muestreo y en cada uno de los cuatro principales tributarios según datos de campo (Vidal 2008). A partir de los datos de campo de biovolumen por especie, cada especie fue asignada a cada uno de los cuatro grupos de fitoplancton modelados. La conversión de biovolumen a gramos de carbono se hizo siguiendo Wetzel & Likens (Wetzel & Likens 2001) y utilizando un factor de conversión especial para cada grupo de fitoplancton. Se calculó la concentración total de cada grupo de fitoplancton en cada una de las estaciones de muestreo. Los datos se interpolaron linealmente para obtener estimaciones diarias, y se incorporaron al modelo.

Se corrió un pre-procesamiento de las tres etapas para detectar posibles errores. Una vez que no se detectó ningún error, se corrió el modelo final.

II.2.3. Análisis de los datos

Del modelo se obtuvieron dos tipos de salidas: los mapas espaciales de cambios en las variables, que se pueden evaluar visualmente y los archivos de datos temporales que fueron analizados en el software R (R Development Core Team 2008). Para detectar diferencias significativas entre las variables ambientales de las dos estaciones de muestreo se realizaron análisis no paramétricos para la salinidad y la temperatura (Kruskal Wallis) y test de t pareados para la concentración de ortofosfato; todos los análisis se hicieron en el software R (R Development Core Team 2008).

II.2.4. Validación del modelo

Existen dos grandes formas de validar los resultados de las simulaciones hechas con Delft 3D: 1) aplicando funciones de costo a los resultados obtenidos y 2) comparando datos observados y predichos, y evaluando si los resultados obtenidos representan la dinámica y las características observadas en el sistema real (Los et al. 2008, Smits & van Beek 2013).

Las funciones de costo (*cf*) (ec. 2.3), según Los et al. (2008), pueden ser aplicadas a escala de los sistemas de estudio para evaluar la bondad de ajuste de un modelo Delft 3D. Los valores de costo obtenidos indican la bondad de ajuste (Tabla 2.1).

$$C_x = \frac{\sum |M_{x,t} - D_{x,t}|/n}{sd_x} * (1 - c) + c(1 - r_x) \quad (\text{ec. 2.3})$$

Donde, en la función de costo, para cada variable:

C_x : costo por estación, anual

$M_{x,t}$: media del modelo por estación, por mes

$D_{x,t}$: media de los datos observados por estación, por mes

Sd_x : desvío estándar de la media anual, basado en las medias *in situ* mensuales

c : coeficiente de corrección, de valor 0.5 (Los et al. 2008)

n : número de meses en estudio

r_x : correlación entre $M_{x,t}$ y $D_{x,t}$ en el año entero

Tabla 2.1: Bondad de ajuste del modelo, de acuerdo al costo obtenido (cf), obtenido de Los et al. (2008).

Bondad de ajuste del modelo	Condición
Muy bueno	$0 < cf < 1$
Bueno	$1 < cf \leq 2$
Razonable	$2 < cf \leq 3$
Pobre	$3 < cf \leq$

Sin embargo, la utilización de funciones de costo requiere disponer de datos diarios observados. En nuestro caso solo se dispone de datos diarios observados en campo para las variables temperatura del aire y nivel de agua, por lo que se aplicaron funciones de costo para estas variables. En ambos casos se compararon los datos diarios predichos en cada estación de muestreo con los valores reportados por la Dirección Nacional de Meteorología (temperatura) e IMFIA (nivel de agua) para 2005. Para las otras variables se compararon los valores observados en muestreos de campo y los valores predichos por el modelo para las semanas en las que hubo muestreos de campo. Este es el caso de: la biomasa de los grupos de fitoplancton, la salinidad y la concentración de ortofosfato.

II.3. Resultados

II.3.1. Modelo hidrodinámico de la Laguna de Rocha

Se detectaron diferencias significativas entre las temperaturas de la estación Norte y las temperaturas de la estación Sur, en los dos períodos de barra cerrada y en el período de barra abierta ($p < 0.001$ en los tres casos). El rango de variaciones de temperatura registrado fue amplio en ambas estaciones, aunque fue mayor en la estación Norte que en la estación Sur (Figura 2.6 a).

Asimismo se detectaron diferencias significativas entre la salinidad en la estación Norte y la salinidad en la estación Sur, en los dos períodos de barra cerrada y en el período de barra arenosa abierta ($p < 0.001$ en las tres comparaciones). La salinidad media de la estación Norte fue menor que la salinidad media de la estación Sur, tanto en períodos de barra abierta como en períodos de barra cerrada. El rango de variación de salinidad de la estación Norte fue mayor que en la estación Sur (Figura 2.6 b).

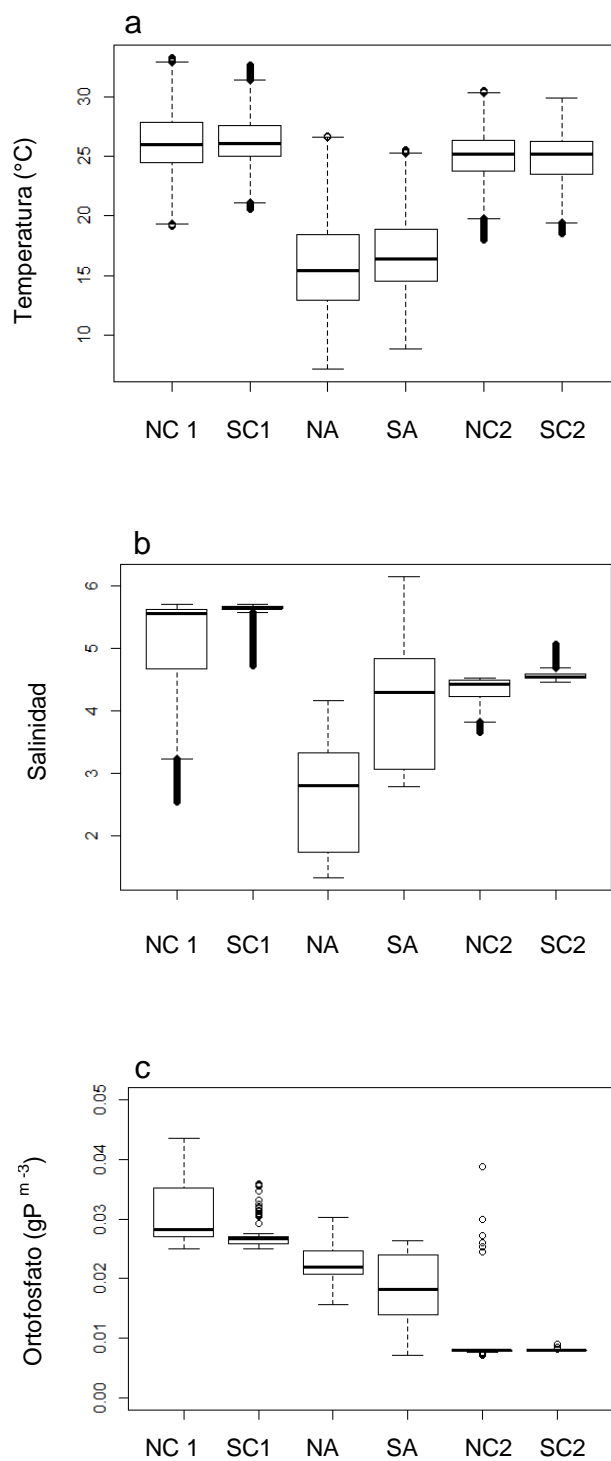


Figura 2.6: Boxplots de temperatura en °C (a), salinidad (b) y ortofosfato en gP m⁻³ (c) en los tres estados de la barra y estaciones de muestreo de la LR. Como medida de tendencia central se muestra la media, en el box superior el percentil 75, box inferior percentil 25 y con línea punteada los rangos. NC1: Norte, Barra Cerrada, Período 1. SC1: Sur, Barra Cerrada, Período 1. NA: Norte, Barra Abierta. SA: Sur, Barra Abierta. NC2: Norte, Barra Cerrada, Período 2. SC2: Sur, Barra Cerrada, Período 2.

Las diferencias en la concentración de ortofosfato entre estaciones de muestreo también fueron significativas en los tres períodos simulados ($p < 0.001$ en las tres comparaciones). La concentración media de ortofosfato fue más alta en la estación Norte que en la estación Sur, así como también fue mayor el rango de variación (rango entre 0.007-0.045 en Norte y 0.007-0.035 en Sur) (Figura 2.6 c).

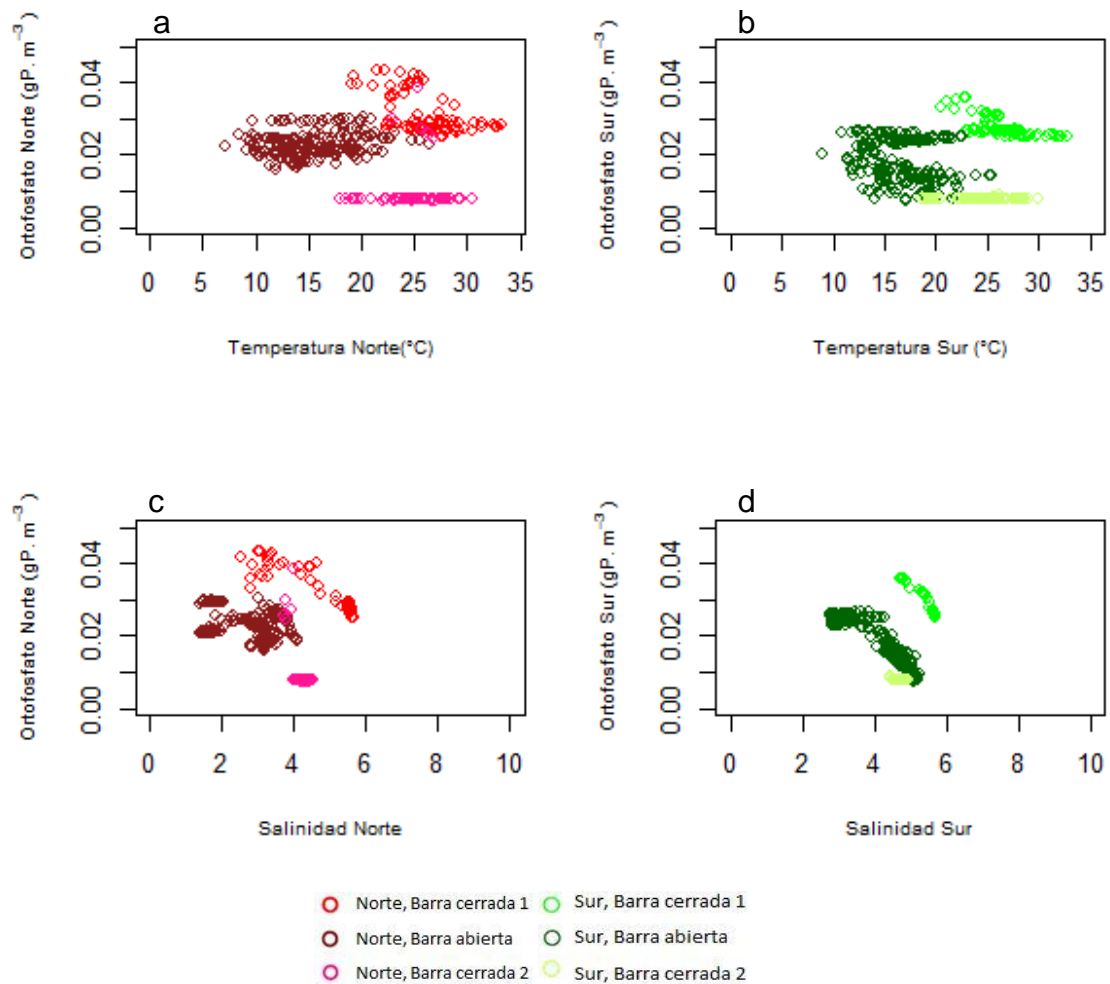


Figura 2.7: Relación entre la concentración de ortofosfato (gP m⁻³) y temperatura (°C) en la estación Norte (a) y Sur (b). Relación entre ortofosfato (gP m⁻³) y salinidad en la estación Norte (c) y Sur (d). Se indica el estado de la barra con distintos colores.

En general la concentración de ortofosfato aumenta con la temperatura (Figura 2.7 a, 2.7 b) y disminuye al aumentar la salinidad (Figura 2.7 c, 2.8 d).

A lo largo del año simulado, en condiciones de alta concentración de ortofosfato (0.045 gP m^{-3} en Norte y 0.035 gP m^{-3} en Sur) la temperatura fue alta (aproximadamente entre 18 y 25 °C en Norte y entre 20 y 24 °C en Sur). En condiciones de baja concentración de ortofosfato (0.007 gP m^{-3}) se observó un rango mayor de temperatura (entre 17 y 30 °C en Norte y entre 14 y 30 °C en Sur) (Figura 2.7 a y 2.7 b).

En la estación Norte en el correr del año simulado se observaron dos tendencias en la relación entre ortofosfato y salinidad. En algunos casos la concentración de ortofosfato disminuye (de 0.045 gP m^{-3} a 0.021 gP m^{-3}) a medida que aumenta la salinidad (de 2.4 a 5.6). En otros casos la concentración de ortofosfato es constante en varias salinidades (Figura 2.7 c).

A lo largo del período simulado, la concentración de ortofosfato en la estación Sur disminuye a medida que aumenta la salinidad en dos tramos distintos de concentración de estas variables. En uno de los tramos la concentración de ortofosfato es 0.028 gP m^{-3} y la salinidad es 2.5 , y cuando la concentración de ortofosfato disminuye hasta su mínimo (0.007 gP m^{-3}), la salinidad llega a ser 5.5 . En el otro tramo cuando la concentración de ortofosfato es máxima (0.035 gP m^{-3}), la salinidad es 4.3 , y cuando el ortofosfato disminuye a 0.023 gP m^{-3} , la salinidad es máxima (5.7) (Figura 2.7 d).

Desde el punto de vista de la dinámica del sistema, cuando la barra arenosa está cerrada los tributarios descargan agua con menor salinidad y alta concentración de ortofosfato en comparación con el agua de la

laguna y justo antes que se abra la barra, la descarga de los tributarios llega a ser máxima. Los sitios de mayor temperatura se registran en la zona media del cuerpo de agua. Cuando la barra arenosa se abre, la temperatura y la concentración de ortofosfato disminuyen, y se forma un canal de circulación de agua a lo largo del eje principal de la laguna. La salinidad en el primer momento de apertura de la barra disminuye y a la vez hay una descarga de agua dulce proveniente de los tributarios en el Norte. En una segunda etapa de la apertura, la salinidad aumenta luego de la intrusión marina. Cuando la barra se cierra nuevamente la temperatura vuelve a aumentar y no se observan cambios en la concentración de ortofosfato. La salinidad tiende a estabilizarse en todo el sistema, con valores de baja salinidad (Figuras 2.8, 2.9, 2.10).

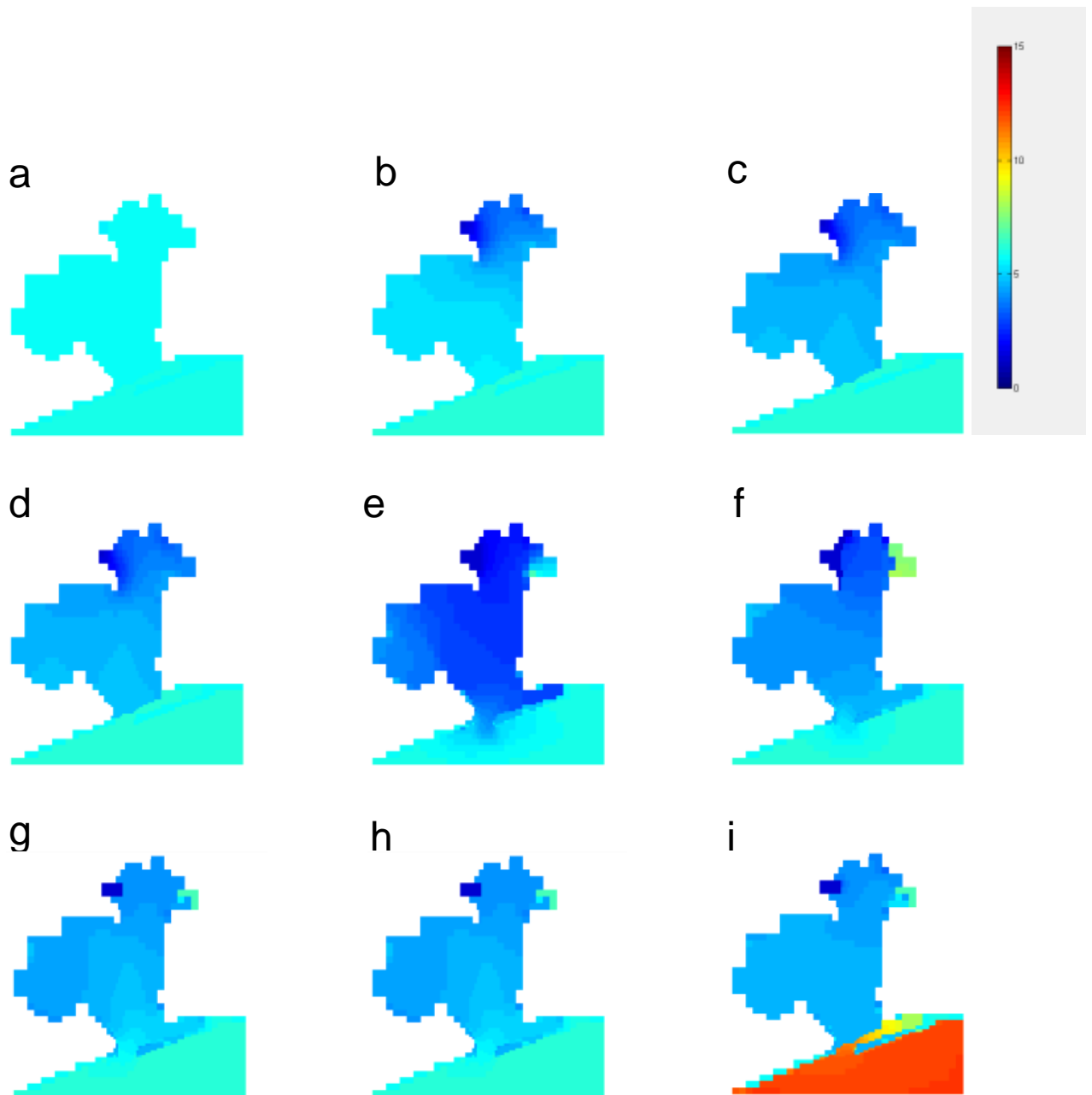


Figura 2.8: Mapas que muestran la salinidad en todo el sistema LR y en la zona oceánica adyacente: en un momento de inicio del período simulado (a), en los momentos de cambio de la estación del año (b), (e), (f), (i), y en momentos de cambio del estado de la barra arenosa (c), (d), (g), (h).

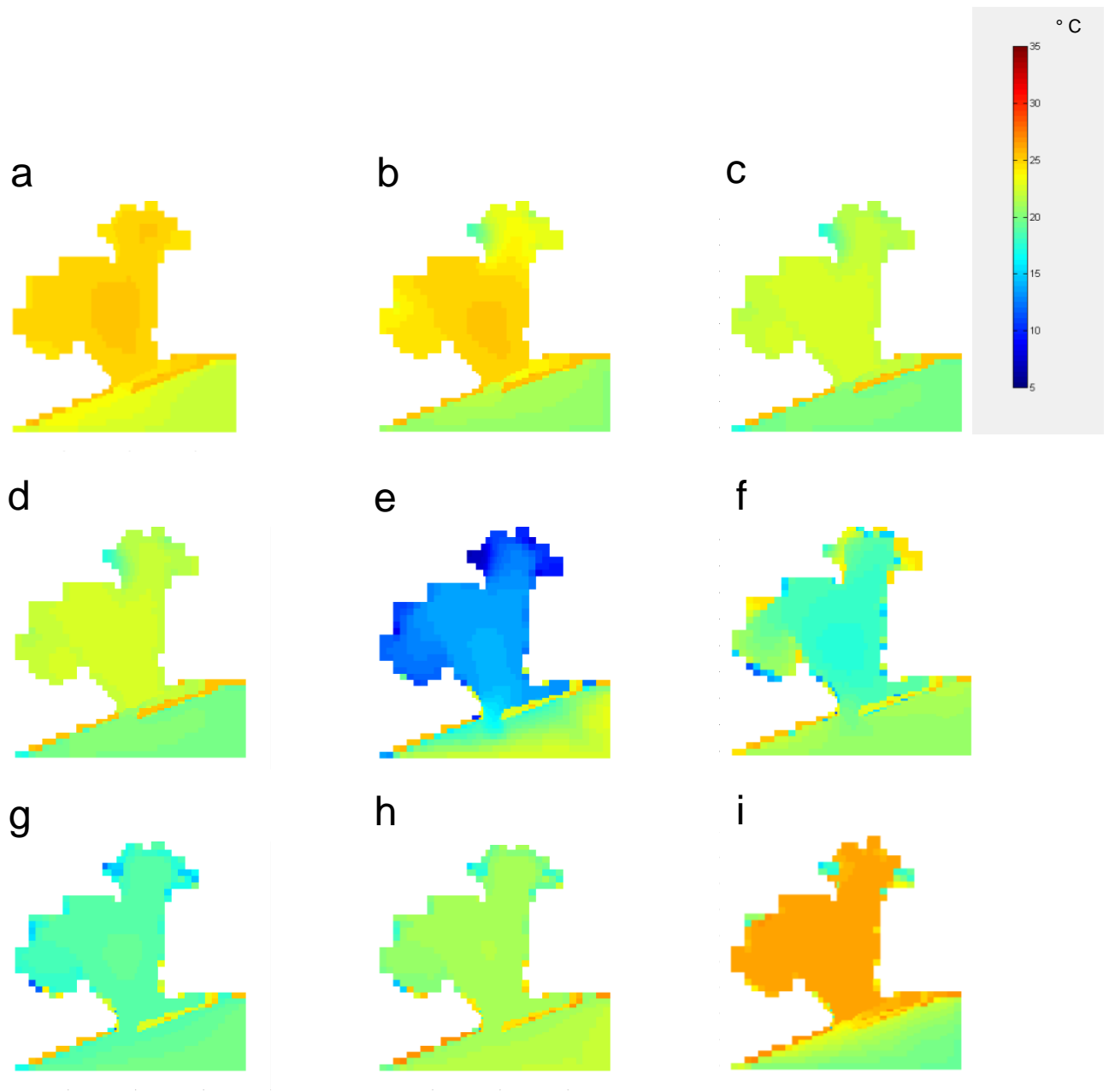


Figura 2.9: Mapas que muestran la temperatura ($^{\circ}\text{C}$) en todo el sistema LR y en la zona oceánica adyacente: en un momento de inicio del período simulado (a), en los momentos de cambio de la estación del año (b), (e), (f), (i), y en momentos de cambio del estado de la barra arenosa (c), (d), (g), (h).

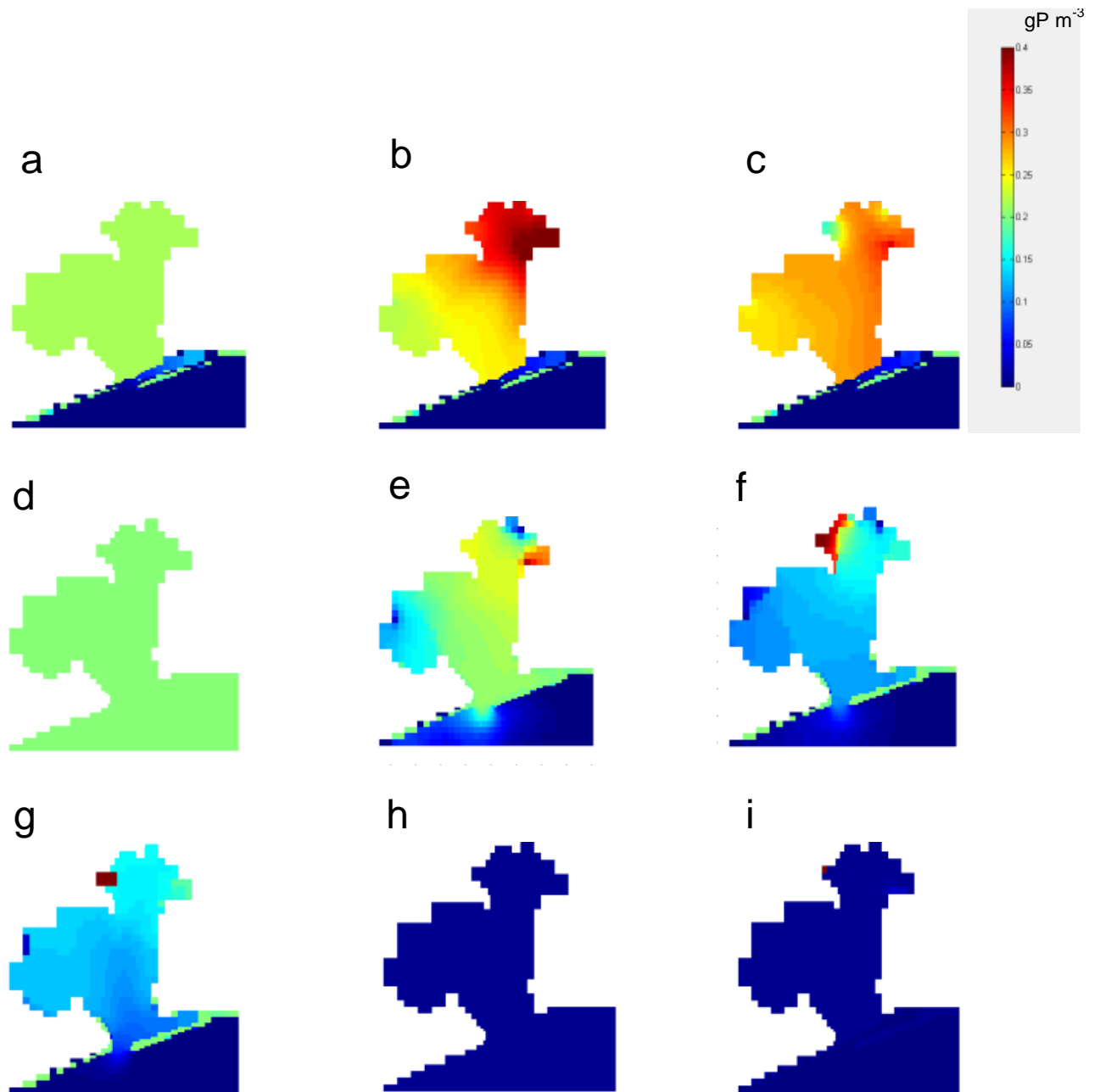


Figura 2.10: Mapas que muestran la concentración de ortofosfato (gP m^{-3}) en todo el sistema LR y en la zona oceánica adyacente: en un momento de inicio del período simulado (a), en los momentos de cambio de la estación del año (b), (e), (f), (i) y en momentos de cambio del estado de la barra arenosa (c), (d), (g), (h).

II.3.2. Validación del modelo hidrodinámico

Si se compara la temperatura del agua predicha por el modelo y la temperatura del aire registrada en la Estación Meteorológica de Rocha para cada uno de los días simulados se observa que la tendencia general anual es similar (Figura 2.11).

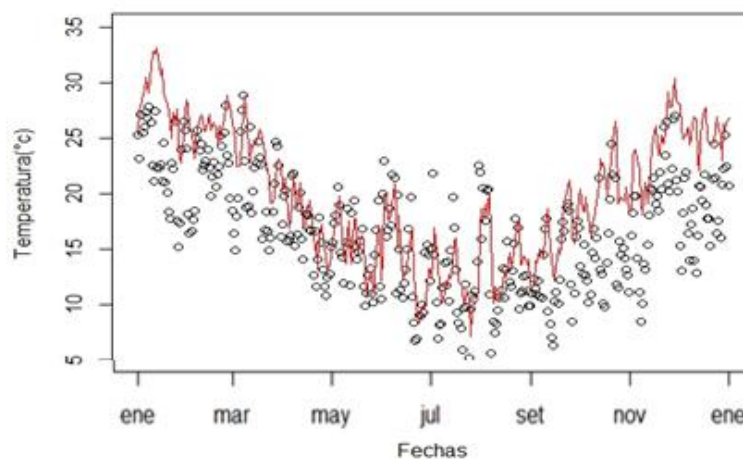


Figura 2.11: Temperatura del agua predicha por el modelo (línea) y temperatura del aire registrada en la Estación Meteorológica de Rocha (puntos), para cada día del año 2005.

Las funciones de costo calculadas para la temperatura y el nivel del agua en las dos estaciones de muestreo fueron muy buenas y buenas respectivamente (Tabla 2.2).

Tabla 2.2: Funciones de costo por estación de muestreo, para la temperatura (costo muy bueno) y nivel de agua (costo bueno)

Estación	Costo	
	Costo muy bueno	Costo bueno
Norte	1	1
Sur	1	1

En cuanto a la salinidad y la concentración de ortofosfato, en general los valores tomados en el campo y los valores predichos por el modelo para la semana del muestreo se encuentran dentro del mismo orden de magnitud y siguen tendencias similares (Tabla 2.3).

Tabla 2.3: Comparación entre valores predichos y observados (P/O) para la salinidad y la concentración de ortofosfato, en cuatro estaciones del año y dos estaciones de muestreo

ESTACIÓN NORTE	Salinidad	Ortofosfato (gP m ⁻³)
	P/O	P/O
Verano	(5.60-5.62)/5.58	(0.026-0.027)/0.021
Otoño	(2.00-2.10)/3.96	(0.020-0.022)/0.030
Invierno	(2.94-3.37)/13.44	(0.019-0.021)/0
Primavera	(3.68-4.23)/9.60	(0.007-0.018)/0.011

ESTACIÓN SUR	Salinidad	Ortofosfato (gP m ⁻³)
	P/O	P/O
Verano	(5.61-5.63)/6.00	(0.026-0.027)/0.030
Otoño	(1.48-2.04)/7.50	(0.023-0.025)/0.026
Invierno	(2.50-4.78)/13.08	(0.007-0.008)/0
Primavera	(4.15-4.93)/16.50	(0.007-0.001)/0.0015

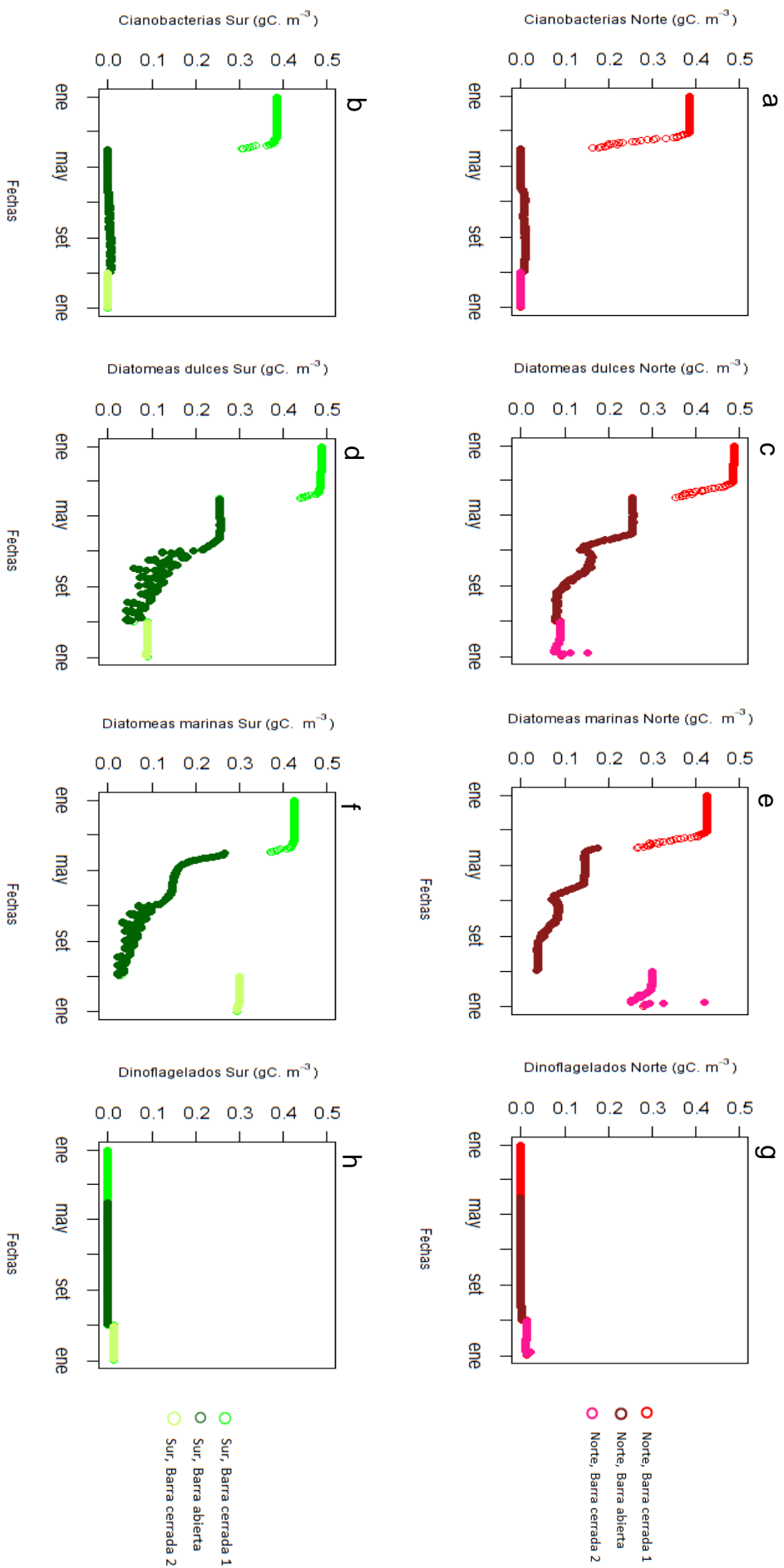
II.3.3. Dinámica del fitoplancton de la Laguna de Rocha

La biomasa del fitoplancton que se simuló en el inicio del modelo fue obtenida de datos de campo y en general fue alta en las condiciones iniciales de barra cerrada. Luego disminuyó en el período de apertura de la barra, y en tres de los cuatro grupos de fitoplancton la biomasa aumentó luego que la barra se cerró nuevamente en los últimos dos meses del año estudiado (Figura 2.12).

En el caso de la biomasa de cianobacterias no se observaron grandes diferencias entre estaciones de muestreo en los distintos momentos del año. La biomasa comenzó siendo alta (0.387 gC m^{-3}) y disminuyó cuando se abrió la barra arenosa. Durante el resto del año la biomasa de cianobacterias fue prácticamente nula (Figura 2.12a, 2.12b, 2.14).

En ambas estaciones de muestreo la biomasa de diatomeas de agua dulce y marinas fue alta al inicio del período estudiado. Luego disminuyó en el período de apertura de la barra hasta hacerse nula. Cuando la barra se cerró la biomasa aumentó hasta alcanzar incluso la misma biomasa que al inicio del período simulado en el caso de las diatomeas marinas (Figuras 2.12 c y 2.12 d para las de agua dulce y 2.12 e y 2.12 f para las marinas).

Los dinoflagelados fueron el grupo de fitoplancton que presentó biomásas más bajas. De acuerdo a los datos de campo con los que se inició el modelo, al inicio del período estudiado (durante el que la barra estaba cerrada) y luego que se abrió la barra su biomasa fue nula. Sin embargo, en los últimos dos meses del año, en los cuales la barra se cerró nuevamente crecieron hasta alcanzar biomásas de 0.020 gC m^{-3} (en la estación Norte) y 0.012 gC m^{-3} (en la estación Sur) (Figura 2.12 g, 2.12 h).



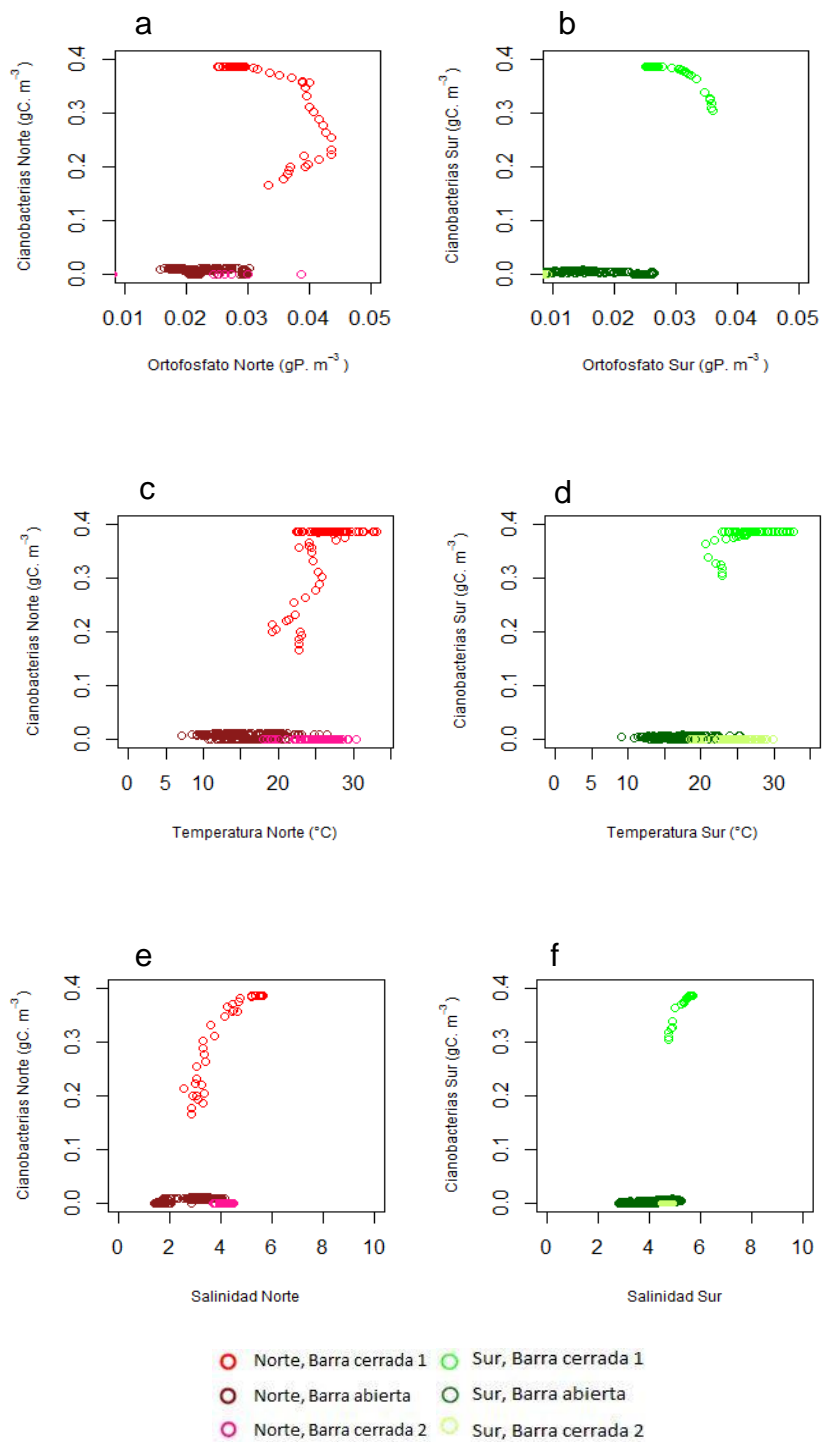


Figura 2.13: Relación entre biomasa de cianobacterias de la LR. Relación en las estaciones Norte y Sur con: concentración de ortofosfato (a y b), temperatura (c y d), salinidad (e y f). En todos los casos se indica el estado de la barra con distintos colores.

Las relaciones entre variables abióticas y biomasa de cianobacterias muestran un patrón similar en las dos estaciones de muestreo. Sin embargo, en la estación Norte la relación fue continua, mientras que en la estación Sur se observan dos tramos marcados, en los que la biomasa es nula o es alta y no se registran biomazas intermedias, como sí se registran en la estación Norte (Figura 2.13).

En la estación Norte el inicio del período estudiado se caracterizó por la asociación entre una alta biomasa de cianobacterias (mayor a 0.20 gC m^{-3}) y concentración de ortofosfato media-alta (mayor a 0.025 gP m^{-3}). La máxima concentración de cianobacterias observada es de 0.387 gC m^{-3} , se presenta cuando la concentración de ortofosfato es $0.025\text{-}0.030 \text{ gP m}^{-3}$ y corresponde al inicio del año estudiado. La concentración máxima de ortofosfato en esta estación es de 0.045 gP m^{-3} , se presenta cuando la biomasa de cianobacterias es 0.220 gC m^{-3} , y corresponde a los días previos a la apertura de la barra. En el momento en que la barra arenosa se abre y durante el resto del año, la biomasa de cianobacterias es prácticamente nula (Figura 2.13 a y 2.14).

En la estación Sur las cianobacterias crecen solo al inicio del año estudiado, cuando la concentración de ortofosfato oscila entre 0.023 y 0.035 gP m^{-3} y alcanzan una biomasa que varía entre 0.300 y 0.387 gC m^{-3} (Figura 2.13 b).

La relación entre biomasa de cianobacterias y temperatura en la estación Norte al inicio del período estudiado muestra una biomasa alta (entre 0.170 y 0.387 gC m^{-3}) y una alta temperatura asociada (entre 19 y 33°C). En este caso la mayor biomasa observada (0.387 gC m^{-3}) coincide con la mayor temperatura detectada (33°C). Luego que la barra arenosa se abre y hasta el final del año la biomasa de cianobacterias es prácticamente nula, y las temperaturas oscilan entre 7 y 31°C (Figura 2.13 c). En la

estación Sur la tendencia fue similar, solo que no se observaron concentraciones intermedias de cianobacterias, si no que las mismas son altas o casi nulas (Figura 2.13 d).

En la estación Norte la biomasa de cianobacterias aumenta a medida que aumenta la salinidad en el primer momento del año (de barra arenosa cerrada). La menor biomasa de cianobacterias en este período fue de 0.165 gC m^{-3} y se dio en momentos de salinidad de 2.8. La mayor biomasa alcanzada en este momento fue de 0.387 gC m^{-3} , y se dio en momentos de salinidad igual a 5.6. Durante el resto del período estudiado las cianobacterias prácticamente no crecieron (Figura 2.13 e y 2.14).

En la estación Sur durante el primer período de barra cerrada el rango de biomasa de cianobacterias y el rango de variación de salinidad fueron menores (entre 0.305 y 0.387 gC m^{-3} de biomasa de cianobacterias y entre 4.7 y 5.7 de salinidad). Durante el resto del año las cianobacterias prácticamente no crecieron (Figura 2.13 f y 2.14).

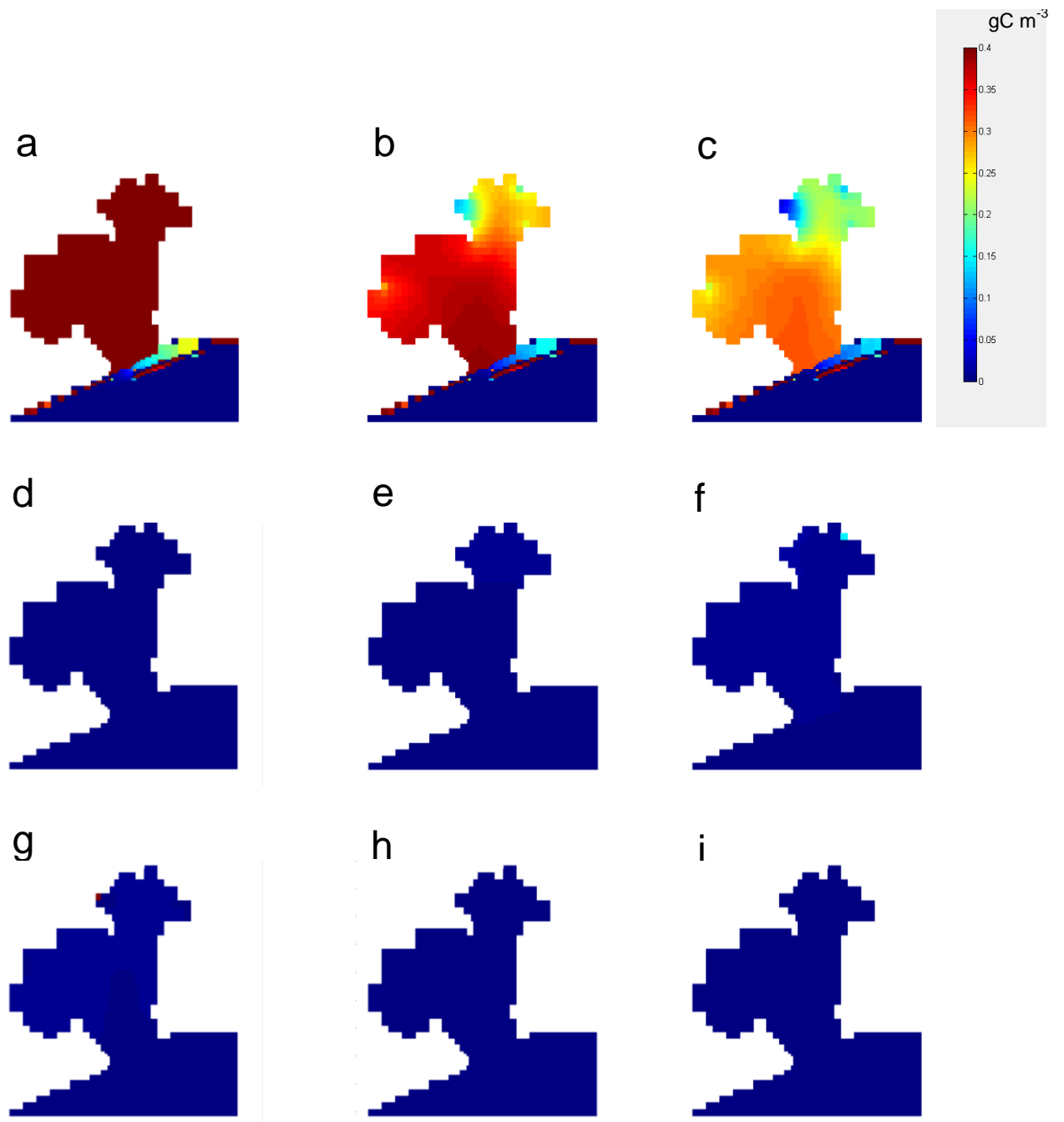


Figura 2.14: Mapas que muestran la biomasa de cianobacterias (gC m^{-3}) en todo el sistema LR y en la zona oceánica adyacente: en un momento de inicio del período simulado (a), en los momentos de cambio de la estación del año (b), (e), (f), (i), y en momentos de cambio del estado de la barra arenosa (c), (d), (g), (h).

II.3.4. Validación del Modelo de dinámica del fitoplancton

En el 62.5 % de las observaciones de campo no se encontraron cianobacterias. El modelo predijo esta biomasa nula en la mayoría de los casos. En la mayoría de los casos los datos predichos y muestreados están dentro del mismo orden de magnitud o se diferencian en un orden (Tabla 2.4).

No se predijeron casos de biomasa nula de diatomeas de agua dulce y de agua salada, y esto coincide con los datos de campo. Los valores de biomasa predichas y observadas se encuentran dentro del mismo orden de magnitud en más de la mitad de los casos comparados para estos grupos (Tabla 2.4).

En el 62.5 % de los muestreos de campo la biomasa de dinoflagelados fue nula, y el modelo predijo esta ausencia en la mayoría de los casos. En los casos en los que no predijo biomasa nula, el valor predicho fue muy bajo ($0.010-0.011 \text{ gC m}^{-3}$) (Tabla 2.4).

Tabla 2.4: Comparación entre valores predichos por el modelo y observados en el campo (P/O) para los cuatro grupos de fitoplancton estudiados, en cuatro estaciones del año en las dos estaciones de muestreo

ESTACIÓN NORTE	Cianobacterias (gC m⁻³)	Diatomeas dulces (gC m⁻³)	Diatomeas marinas (gC m⁻³)	Dinoflagelados (gC m⁻³)
	P/O	P/O	P/O	P/O
Verano	(0.340-0.386)/0.034	(0.487-0.488)/0.323	(0.425-0.426)/0.265	(0-0)/0
Otoño	(0-0)/0	(0.255-0.484)/0.006	(0.145-0.146)/0.008	(0-0)/0.005
Invierno	(0.008-0.010)/0	(0.081-0.256)/0.127	(0.034-0.038)/0.204	(0-0)/0
Primavera	(0-0)/0	(0.070-0.080)/0.031	(0.250-0.270)/0.101	(0.010-0.012)/0.001

ESTACIÓN SUR	Cianobacterias (gC m⁻³)	Diatomeas dulces (gC m⁻³)	Diatomeas marinas (gC m⁻³)	Dinoflagelados (gC m⁻³)
	P/O	P/O	P/O	P/O
Verano	(0.373-0.386)/0.008	(0.484-0.487)/0.123	(0.425-0.426)/0.380	(0-0)/0
Otoño	(0-0)/0	(0.256-0.480)/0.012	(0.147-0.149)/0.012	(0-0)/0.001
Invierno	(0.004-0.006)/0	(0.099-0.250)/0.049	(0.039-0.051)/0.070	(0-0)/0
Primavera	(0-0)/0.001	(0.005-0.089)/0.007	(0.294-0.300)/0.017	(0.010-0.011)/0

II.4. Discusión

En este capítulo se desarrolló un modelo hidrodinámico espacialmente explícito acoplado a un modelo de dinámica del fitoplancton de la LR, con el objetivo de determinar cuáles son las condiciones ambientales –y en particular qué concentración de ortofosfato- que promueven el crecimiento de cianobacterias en este sistema.

En general la dinámica de la comunidad fitoplanctónica de la LR está determinada por la concentración de nutrientes y la hidrodinámica del sistema. Esta última a su vez dependería del estado de apertura de la barra y de las condiciones meteorológicas según la estación del año (temperatura, precipitación, vientos), lo que coincide con lo reportado por otros autores (Aubriot et al. 2004, Bonilla 2002, Bonilla et al. 2005, 2006, Conde et al. 1999, 2000, 2002, Rodríguez-Gallego et al. 2008 a, 2010, Segura 2010). Estos resultados permiten identificar las condiciones y procesos hidrodinámicos a escala de todo el sistema que promueven el crecimiento de cianobacterias, cuál podría ser el efecto de distintas condiciones ambientales sobre ellas y los potenciales efectos antrópicos sobre el sistema (Bonilla et al. 2006, Segura 2010).

II.4.1. Modelo hidrodinámico de la Laguna de Rocha

Se encontraron diferencias en la salinidad y la temperatura a escala espacial (entre las distintas estaciones de muestreo) y temporal. Estas últimas relacionadas al estado de apertura de la barra arenosa y a la época del año.

A nivel espacial, la estación Norte o límnica mostró un mayor rango de variación de salinidad y de ortofosfato. La variación de salinidad puede deberse a que esta estación no tiene influencia directa del agua oceánica

en forma continua. La variación de ortofosfato se relaciona con que esta estación recibe las descargas de tres de los cuatro principales tributarios durante todo el año, lo que puede generar discontinuidades en los aportes de agua dulce. Por ejemplo durante períodos de lluvia intensa puede haber mucha descarga de ortofosfato y en períodos de sequía lo contrario (Rodríguez-Gallego 2010). La estación Sur u oceánica tuvo mayor salinidad, y menor variación de ortofosfato; esto puede deberse a su cercanía con el océano (Segura 2010). Las variaciones en temperatura fueron similares en ambas estaciones; esto puede deberse a que el clima en esa latitud es templado y puede presentar escasas variaciones (Bonilla et al 2006).

En las simulaciones de mapas dinámicos se observa que en períodos de barra arenosa abierta hay una hidrodinámica importante en el sentido norte-sur, tanto para las variaciones de temperatura, ortofosfato y salinidad (Figuras 2.8 e, 2.9 e, 2.10 e), conformando un canal que recorre la laguna.

En la escala temporal de variación a lo largo del año, durante períodos prolongados de barra cerrada, la concentración de ortofosfato y la temperatura fueron altas y la salinidad relativamente más baja. En condiciones de barra abierta o barra cerrada durante poco tiempo la concentración de ortofosfato y la temperatura disminuyeron, concomitantemente con un leve aumento de la salinidad en algunos casos en la zona Sur. De acuerdo a estudios previos, estas variaciones dadas por los cambios en la barra arenosa son uno de los factores que más influye en la dinámica de las lagunas costeras con conexión oceánica (Bonilla et al. 2006).

De forma coincidente con otros trabajos, en general en la zona Norte la concentración de ortofosfato y la temperatura son más altas y la salinidad

más baja, y en la estación Sur la concentración de ortofosfato y la temperatura son más bajas y la salinidad un poco más alta, lo que genera dos tipos de zonas en la laguna, una límnic y otra de influencia marina, cada una de ellas con distintas características ecológicas (Bonilla et al. 2006, Segura 2010).

La dinámica generada con el modelo coincide a grandes rasgos con las fases hidrológicas de la LR propuestas por Conde y colaboradores (2000) en base a datos de campo correspondientes a 1997 y 1998 que no fueron utilizados en el presente trabajo. Cuando la barra arenosa se abre, la laguna descarga nutrientes en el océano (fase 1), luego se detecta una intrusión marina que se evidencia en un leve aumento de la salinidad (fase 2), que se va propagando por acción del viento hacia la zona Norte de la laguna hasta que se cierra nuevamente la barra (fase 3) (Bonilla et al. 2006, Conde et al. 2000). En nuestro caso la fase 2 se considera hipotética, pues no se llega a visualizar claramente esta etapa marcadamente en todos nuestros resultados (solo se observa en algunos momentos en la estación Sur), por lo que se considera como una etapa de transición entre la primera y la última fase. Esto conduce además a que en la fase 1, al inicio de la apertura de la barra, las estaciones de muestreo sean similares (en cuanto a variables bióticas y comunidades de fitoplancton), y en las fases 2 y 3 las estaciones se diferencien (una estación adquiere características límnicas y la otra oceánica) (Figura 2.15) (Conde et al. 2000, Segura 2010).

En cuanto a la validación del modelo, la variable que tuvo más ajuste entre los datos de campo y los datos predichos fue la temperatura. Esto puede deberse a que para modelarla se utilizaron datos diarios de campo, y no datos interpolados a partir de muestreos estacionales como en el caso de otras variables. Una situación similar se detectó con el nivel de agua. Por lo general las diferencias entre valores predichos y observados

de salinidad y ortofosfato corresponden a los muestreos de invierno y de primavera, donde el valor predicho y observado difieren en un orden de magnitud. Estas diferencias pueden deberse a la falta de datos de campo diarios para incluir como entrada en el modelo (Segura 2010). Además otros autores han identificado cambios en la composición específica de organismos de fitoplancton y macrófitas en esas estaciones del año, por lo que podría suponerse que en ese período hay gran variabilidad en las condiciones ambientales (Bonilla 2002, Rodríguez-Gallego 2010).

Los resultados de funciones de costo “buenas” o “muy buenas”, pueden ser considerados como pruebas de que el modelo se ajusta adecuadamente a las condiciones de campo (Los et al. 2008). Teniendo en cuenta que Los et al. 2008 postulan que cuanto más pequeña es la resolución espacial más difícil es obtener funciones de costo buenas o muy buenas (Los et al. 2008), se puede afirmar que el ajuste de nuestro modelo es adecuado, ya que fue aplicado a escala relativamente baja. En nuestro caso además existen comparaciones entre datos predichos y observados que también muestran un buen ajuste a la dinámica del sistema, pese a que no se pudieron obtener funciones de costo en estos casos debido a la poca disponibilidad de datos de campo.

El modelo no detectó eventos extremos (por ejemplo salinidades altas u oceánicas). Sin embargo se han relevado otros trabajos en los que este modelo Delft3D tampoco predice eventos extremos, en particular de salinidad. Estos casos indican que la predicción de esta variable en el modelo es poco precisa, y que para mejorarla es necesario contar con más datos de campo de salinidad y de nutrientes (Smits & van Beek 2013). De acuerdo a los resultados del Capítulo 1, la salinidad media en la LR entre 1987 y 2006 fue 7.6, por lo que se puede afirmar que si bien los eventos de salinidad extrema no se registraron, la salinidad media en el modelo no estuvo subestimada (Cabrera et al 2013).

II.4.2. Dinámica del fitoplancton y relación con la hidrodinámica del sistema

En el modelo de dinámica de fitoplancton, y de acuerdo a lo descrito para otras lagunas costeras, existió una variación temporal asociada a distintas estaciones del año relacionada con la apertura de la barra arenosa y por tanto con la hidrodinámica del sistema (Oliver et al. 2012). A escala espacial, en las distintas estaciones de muestreo no se observaron diferencias.

A escala temporal se observa una relación entre la estación del año y la biomasa de fitoplancton. Por lo general la biomasa de fitoplancton es más alta en condiciones de verano, tal cual lo evidencian otros trabajos en otros sistemas (Chorus & Bartram 1999, Paerl & Huisman 2008, Reynolds & Walsby 1975) y en la LR (Bonilla et al. 2002). Además, en el año que se simuló en este trabajo los períodos de verano coinciden con períodos de barra arenosa cerrada durante varios meses, por lo que también esta variable podría jugar un rol importante en el crecimiento de fitoplancton. Por ejemplo, y también de acuerdo a otros trabajos de la LR, los períodos de aislamiento de la laguna prolongados podrían generar una mayor tasa de crecimiento del fitoplancton por acumulación de nutrientes en la laguna o bajos tiempos de residencia (Bonilla et al. 2006). Lo contrario se cumple para períodos de otoño e invierno que coinciden con barra arenosa abierta; en estas condiciones la biomasa de fitoplancton es más baja, tal como lo han planteado trabajos anteriores en este sistema (Bonilla et al. 2005, Bonilla et al. 2006). Otros trabajos sugieren que esta disminución de la biomasa de fitoplancton, y sobre todo de las cianobacterias puede deberse a que en períodos de intrusión marina la transparencia del agua aumenta y hay una menor concentración de nutrientes, lo que puede generar que en las zonas cercanas al océano crezcan las diatomeas y los dinoflagelados y no las cianobacterias, o que las cianobacterias no toleran

la combinación de mayor salinidad y menor concentración de nutrientes (Figura 2.15) (Aubriot et al. 2004, Conde et al. 2000). Asimismo, otros trabajos realizados en LR y en otros sistemas similares plantean que las cianobacterias en esas condiciones no crecen ya que no resisten las altas tasas de lavado que se presentan (Robson & Hamilton 2004, Segura 2010). En condiciones de barra arenosa cerrada durante poco tiempo la biomasa de fitoplancton es baja, ya que esta comunidad necesita un cierto tiempo de aclimatación a nuevas condiciones ambientales que se generan con la apertura y cierre de la barra, como por ejemplo la cantidad de luz (Conde et al. 2000). Esta necesidad de un tiempo de adaptación puede haber generado que en el último período del año estudiado en este trabajo no se alcanzara una gran biomasa de fitoplancton.

No se registraron grandes diferencias en la composición fitoplanctónica entre estaciones de muestreo. En todos los casos se desarrollaron diatomeas, dinoflagelados y cianobacterias. Estos resultados coinciden con lo postulado por otros autores, en cuanto a que la estructura y las funciones ecosistémicas son similares en ambas zonas de la laguna. Se supone que hay ciertos mecanismos hidrodinámicos (como la apertura de la barra) que son los que generan una correlación entre las variables abióticas y que no haya diferencias en comunitarias entre Norte y Sur (Segura 2010).

Se ha planteado que la interacción intermitente con el océano es uno de los factores que más determina la dinámica física y biológica de este tipo de sistemas, y que la eutrofización se previene de esta manera (Duarte et al. 2002, Kjerfve 1994, Suzuki et al. 2002). En la LR es probable que aunque la concentración de nutrientes actual sea suficiente como para promover el crecimiento de cianobacterias, la dinámica de apertura de la barra limita estos eventos (Rodríguez-Gallego 2010). A su vez, la zona de dinámica importante en sentido norte-sur (Figuras 2.8 e., 2.9 e, 2.10 e)

puede explicar que la mayor parte del tiempo las cianobacterias y las macrófitas se encuentren en la zona límnic, donde la dinámica hidrológica no es muy fuerte (Bonilla et al 2006). Esto se relaciona con que en las zonas de dinámica hidrológica muy marcada hay una fuerte tasa de lavado que las cianobacterias no resisten (Segura 2010), razón por la cual la apertura de la barra y la intrusión salina limpian la laguna de cianobacterias (Suzuki et al. 1998, Suzuki et al. 2002).

II.4.3. Grupos de fitoplancton

Fue posible determinar cuál es la concentración de nutrientes necesaria como para promover el desarrollo de cianobacterias en la LR. Esta concentración varió entre estaciones de muestreo y momentos del año, pero fue aproximadamente entre 0.025 gP m^{-3} y 0.045 gP m^{-3} . Dado que la biomasa máxima de cianobacterias registrada no coincide con la máxima concentración de nutrientes, sería esperable que haya otros factores, además de la concentración de nutrientes, que determinan en forma conjunta si crecen o no crecen cianobacterias. Este es el caso por ejemplo de la temperatura, ya que las cianobacterias crecieron siempre en condiciones de temperatura relativamente alta (más de 20° C).

En el caso de la salinidad durante ciertos momentos se evidencia una relación directa entre la biomasa de cianobacterias y la salinidad; además la máxima biomasa desarrollada coincide con la máxima salinidad registrada en este modelo. Las condiciones aquí simuladas en ningún momento alcanzan salinidades equivalentes a condiciones oceánicas, sino que son salinidades intermedias, típicas de sistemas estuarinos (aproximadamente entre 0 y 6). Otros trabajos realizados en condiciones estuarinas han registrado crecimiento de cianobacterias en este tipo de sistemas (Moisander et al. 2002). Por lo tanto es probable y coincidente con trabajos previos de la LR, que la salinidad no sea un factor

determinante en la presencia de distintos grupos de fitoplancton (Segura 2010). Segura 2010 determinó que la salinidad no era uno de los factores que más determinaba la estructura comunitaria ya que en distintos sitios de la laguna se encuentran los mismos grupos de fitoplancton, pese a que la salinidad es distinta (Segura 2010). A pesar de esto, es necesario tener en cuenta que algunas cianobacterias pueden crecer incluso condiciones de salinidad oceánica (30) (Cabrera et al. 2013). De esta manera, aunque la salinidad no sea el factor más determinante de la comunidad fitoplanctónica de la LR (Segura 2010) e incluso si la salinidad aumentara en ese sistema, esta variable no sería una restricción para el crecimiento de las cianobacterias.

La dinámica de crecimiento de las cianobacterias simulada aquí es similar a la representada en modelos anteriores. Para el caso de *Microcystis aeruginosa*, Robson & Hamilton (2004) determinaron con *ELCOM model* y simulando las mismas variables que en este trabajo, que en condiciones de alta temperatura, alta concentración de nutrientes y salinidad intermedia la biomasa de este grupo puede aumentar en sistemas estuarinos hasta valores de 1.3 días^{-1} . Sin embargo, las cianobacterias pueden desaparecer en momentos de intrusión marina en los estuarios, como consecuencia del lavado de nutrientes y del aumento en la salinidad (Robson & Hamilton 2003, 2004). De acuerdo a resultados obtenidos previamente para la LR y teniendo en cuenta la variación histórica de salinidad en este sitio, sería probable que más allá de los valores puntuales de salinidad que se alcanzan durante ciertos períodos, lo que esté limitando el crecimiento de cianobacterias sean las variaciones de la salinidad sumada a otras variables ambientales (concentración de nutrientes, temperatura) (Cabrera et al. 2013).

Pese a que trabajos anteriores habían identificado a los dinoflagelados como uno de los grupos dominantes en la LR (Bonilla 2002, Segura

2010), en nuestro período estudiado y de acuerdo a la validación realizada con los datos de campo, este grupo no presentó biomásas considerables. Durante todo el período simulado, en las distintas estaciones de muestreo y de acuerdo a datos de campo, los dinoflagelados presentaron biomásas muy bajas. Esto puede deberse a que los dinoflagelados son muy susceptibles a los cambios ambientales, en especial a los cambios en los períodos de residencia, y esto afecta sus ciclos de vida (Hamilton et al. 1999).

En trabajos realizados anteriormente por otros autores se plantea que en la LR el porcentaje de remoción de biomasa fitoplanctónica por parte del microzooplancton es muy importante (Britos 2010). Sin embargo en el presente estudio se optó por seguir el criterio de parsimonia, y no se simuló el efecto del pastoreo sobre la comunidad fitoplanctónica. Utilizando esta aproximación parsimoniosa se obtuvieron resultados similares a otros estudios que reconstruyeron la estructura comunitaria de la LR sin incluir los efectos del pastoreo (Segura 2010). De todos modos, en simulaciones futuras sería conveniente incluir el efecto del pastoreo en la LR sobre cada grupo de fitoplancton. En especial sería importante estudiar si el pastoreo tiene un efecto importante sobre los grupos de mayor interés. Por ejemplo si puede haber un consumo del zooplancton sobre las cianobacterias (GFBM III y VII), lo que en el presente trabajo puede haber llevado a sobrestimar su biomasa.

Los grupos de fitoplancton mejor predichos de acuerdo a la validación realizada fueron las cianobacterias y los dinoflagelados. En varios casos comparados el modelo diagnosticó acertadamente la presencia/ausencia de cianobacterias. Este resultado es muy importante para la gestión y el monitoreo de floraciones, ya que si en el modelo se detecta presencia, se podría sugerir que se muestree el sistema, mientras que si el modelo

detecta ausencia no sería necesario hacer muestreos de campo (Bonilla et al. 2009).

En este trabajo a partir de datos de campo se clasificó a las diatomeas en dulceacuícolas y marinas para incluirlas en el modelo, ya que el Delft 3D está diseñado para representar condiciones de salinidad alta o baja (Los & Wijman 2007). Esta clasificación puede haber generado las diferencias de órdenes de magnitud entre las biomásas de diatomeas predichas y observadas, ya que las especies de diatomeas de esta laguna son en realidad estuarinas, y podrían adaptarse a variadas condiciones ambientales (Bonilla 2002, Segura 2010).

En algunos casos el modelo detectó biomásas muy bajas cuando según las observaciones de campo la biomasa era nula. Esto puede deberse a que las biomásas muy bajas pueden no detectarse mediante observación microscópica, y en cambio el modelo sí las predice.

II.4.4. Conclusiones y perspectivas

Este trabajo integra información meteorológica y datos de campo de biomasa de grupos de fitoplancton para cumplir con el objetivo de analizar cuáles son las condiciones ambientales (temperatura, concentración de ortofosfato, salinidad) que promueven el crecimiento de cianobacterias en la LR. En particular se obtuvo información de la concentración de ortofosfato en la que crece este grupo de fitoplancton, y en qué condiciones hidrodinámicas se alcanza esta concentración.

La caracterización espacial de la LR realizada en este trabajo concuerda con lo planteado por otros autores para la LR y para otros sistemas: la dinámica de la barra arenosa afecta la hidrodinámica y la concentración de nutrientes en la LR y como consecuencia estos factores determinan la

dinámica fitoplanctónica (Bonilla 2002, Conde et al. 2000, Robson & Hamilton 2003, Rodríguez-Gallego et al. 2008 a, Rodríguez-Gallego 2010, Segura 2010).

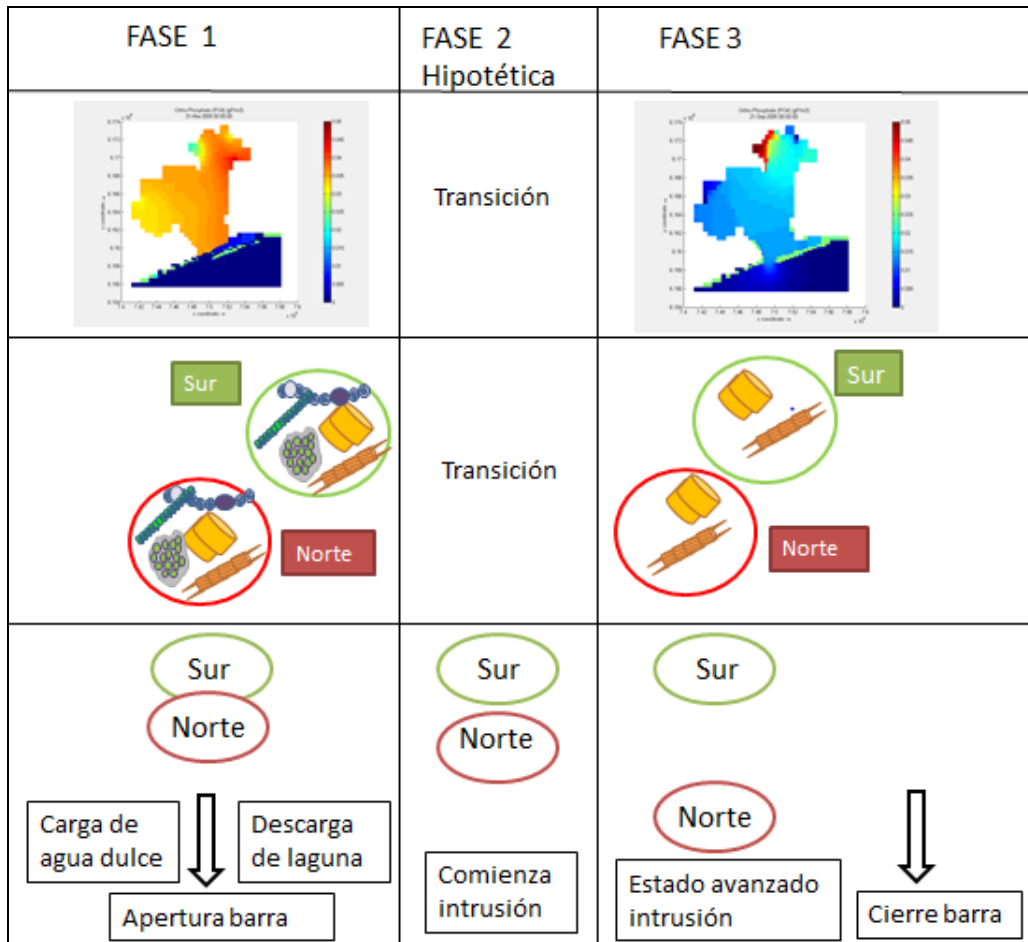


Figura 2.15: Esquema modificado de Conde et al. (2000) y considerando Segura (2010): integración de resultados abióticos y de fitoplancton en distintos períodos de apertura de la barra y en las dos estaciones de muestreo. La fase 2 se entiende hipotética ya que no se registra claramente como una fase marcada en nuestros resultados. En la parte superior se muestran mapas de ortofosfato (gP m^{-3}), y en la parte inferior se toma el esquema de Conde et al. (2000). Se muestra también la composición de la comunidad fitoplanctónica en las distintas fases.

Este trabajo permitió analizar datos obtenidos en muestreos puntuales combinados con información espacial, dinámica y morfométrica del sistema, obteniendo resultados similares a los de otros investigadores, y proponer esta nueva estrategia de análisis, ya que en la LR no se había aplicado un modelo espacialmente explícito de hidrodinámica y dinámica de fitoplancton hasta este momento.

Si bien en el Delft 3D se simulan matemáticamente la hidrodinámica, la calidad de agua y los procesos ecológicos, resulta difícil predecir las floraciones nocivas de fitoplancton, ya que estas se desarrollan en una escala de tiempo muy corta. Para mejorar la capacidad de predicción de corta escala temporal sería necesario aumentar la disponibilidad de información de datos espaciales de campo e incluir en las simulaciones, además de la eutrofización, otros procesos importantes en la LR (i.e.: sedimentación, pastoreo) (Britos 2010, Conde et al. 2000, Li et al. 2010, Mooij et al. 2010).

Desde el punto de vista de la generación de conocimiento estos modelos permitirían conocer la dinámica de otras comunidades además de la fitoplanctónica y la interacción entre comunidades en distintas condiciones. Desde la gestión pueden utilizarse en la generación de escenarios de cambio climático y de cambios en los usos del suelo. Al mismo tiempo podrían utilizarse combinadamente con métodos de consulta a expertos locales que permitan definir posibles escenarios de cambio en el sistema.

En ese sentido sería posible simular distintas condiciones ambientales en este modelo, para evaluar cuán sensible es la LR a distintos cambios ambientales. Por ejemplo para saber cuál es el efecto del aumento de nutrientes provenientes de la cuenca y de un posible aumento de temperatura en la dinámica fitoplanctónica (Los & Wijsman 2007).

De acuerdo al objetivo general de esta tesis, los resultados de este modelo son utilizados en el desarrollo de una optimización de usos del suelo que permite definir cuál podría ser la superficie máxima de los distintos usos del suelo en la cuenca sin promover el crecimiento de cianobacterias.

Capítulo III: Optimización de usos del suelo en la cuenca de la Laguna de Rocha

III.1. Introducción

Generalmente en el territorio coexisten distintas actividades productivas y de conservación de la biodiversidad desarrolladas de forma independiente. Esta situación puede generar o suponer que se generarán conflictos entre intereses a la hora de definir una planificación ambiental, especialmente cuando el desarrollo de algunas actividades disminuye las posibilidades de realizar otras (Rodríguez-Gallego et al. 2012).

Estos conflictos podrían acentuarse también por la falta de métodos generalizados de planificación, que puedan ser aplicados a distintos sistemas, ya que los métodos empleados suelen ser específicos de los sistemas en los que se desarrollan, dependen de las condiciones iniciales de esos sitios y suelen incluir poca diversidad de actividades (Chan et al. 2006, Margules & Pressey 2000, Moilanen et al. 2005). Además, la información generada resulta difícil de interpretar por personas no expertas en estos métodos, siendo de escasa utilidad para la gestión y planificación territorial (Bode et al. 2008).

De esta manera, se hace necesario abordar los ecosistemas como paisajes multifuncionales integrados (Lovell & Johnston 2009, O'Farrell & Anderson 2010). Estos permiten tener en cuenta las características de todas las posibles actividades que se llevan a cabo (actividades productivas, urbanización, actividades culturales, económicas y recreativas, entre otras) a la hora de diseñar criterios de ordenamiento,

intentando minimizar los posibles conflictos e interferencias entre ellas (Lovell & Johnston 2009, O'Farrell & Anderson 2010).

Algunas de las metodologías que se han aplicado para generar propuestas de ordenamiento territorial en grandes zonas del territorio minimizando los posibles conflictos son: la evaluación de aptitud de suelos ("*Land suitability assesment*"), la utilización de Sistemas de Información Geográficos (SIG) y modelos multiatributo y multiobjetivo (Rodríguez-Gallego et al. 2012). De esta manera es posible evaluar para qué actividad es más apto un suelo, en función de todas las características, actividades e intereses que hay en un lugar determinado (Bojórquez-Tapia 1994, Rodríguez-Gallego et al. 2012).

Sin embargo, cuando se pretende hacer una planificación que considere pequeñas porciones del territorio con alta resolución, la complejidad del problema aumenta y se requieren otros métodos como *solvers* potentes, algoritmos genéticos (She-Yang 2010), *simulated annealing* (Santé Riveira et al. 2008), *Tabu Search* (Glover 1989), entre otros. Estos métodos de programación pueden ser utilizados en distintos sitios según sus características, como por ejemplo: la cantidad de superficie a planificar y la diversidad de usos del suelo que allí exista (Aerts et al. 2002, Glover 1989, Santé Riveira et al. 2008, She-Yang 2010).

A nivel nacional en los últimos años se han registrado varios cambios en las normativas que apuntan al desarrollo de criterios estandarizados de ordenamiento territorial (Ley de Ordenamiento Territorial y Desarrollo Sustentable, N° 18.308/2008 y Decreto 405/2008) y de definición de áreas específicas a proteger (Ley de Creación del Sistema Nacional de Áreas Protegidas N° 17.234/2000). Este nuevo escenario en las normativas nacionales hace necesario desarrollar y adecuar estos métodos de

ordenamiento en proyectos de investigación que sean útiles para la toma de decisiones.

Se entiende por servicios ecosistémicos a “los bienes y servicios que se obtienen” de la naturaleza para el uso o bienestar humano (Daily 1997), o los “beneficios” que obtienen los seres humanos de los ecosistemas (MA 2003). El abordaje por servicios ecosistémicos permite ordenar y sistematizar la información que se quiere incluir en modelos de ordenamiento territorial, ya que permite cuantificar cuáles son los bienes y servicios que ofrece un determinado sitio para el uso humano, y entonces permite cuantificar lo que pretende cada sector productivo o actor social de un determinado sitio (Rodríguez-Gallego 2010). Estos servicios pueden ser de distintos tipos. Por ejemplo, en las lagunas costeras, algunos servicios ecosistémicos son: el mantenimiento de las pesquerías, la producción de juncos para la construcción, el mantenimiento de los valores estéticos para el turismo, el control de la erosión, la prevención de la eutrofización (Nin 2013). Si bien estos servicios son difíciles de cuantificar económicamente, su pérdida necesariamente conlleva pérdidas económicas (Rodríguez-Gallego 2010).

La eutrofización es una de las principales causas de disminución de varios servicios ecosistémicos en las lagunas costeras (Rodríguez-Gallego 2010). Esta se define como el aumento significativo de la concentración de nutrientes en los ecosistemas acuáticos, está dada por ejemplo por la intensificación de los usos del suelo y es una de las principales causas de pérdida de calidad de agua (Rodríguez-Gallego 2010). Esto se debe fundamentalmente a la formación de floraciones de fitoplancton, particularmente de cianobacterias en los cuerpos de agua costeros incluyendo ríos, estuarios, bahías, lagos y lagunas costeras de todo el mundo (Carpenter 2005, Knoppers et al. 1991, Paerl et al. 2002, Piyankarage et al. 2004, Smith 2006, Sylaios & Theocharis 2002).

En este sentido se hace relevante estudiar cuáles son los factores que promueven la eutrofización en los cuerpos de agua, teniendo en cuenta cuáles son los usos del suelo que exportan una mayor cantidad de nutrientes que promueven este proceso.

Para abordar integralmente el problema de la eutrofización y su vinculación con los cambios en los usos del suelo es necesario contar con series de datos temporales extensas de los sitios de estudio. En Uruguay, existen pocos ambientes de los que se cuenta con información de series de datos temporales extensas. La Laguna de Rocha (LR) es uno de los ambientes del país más estudiados en cuanto a su ecología y calidad de agua, producto de varios años de proyectos de investigación en la zona. Según algunos autores es uno de los ambientes clave de Uruguay para evaluar el efecto de la eutrofización provocada por la intensificación de actividades antrópicas (Conde & Sommaruga 1999, Rodríguez-Gallego et al. 2008 a). Asimismo, actualmente está siendo objeto de múltiples estudios, en el marco de la elaboración y aprobación de su plan de manejo (Rodríguez-Gallego et al. 2008 a), de tesis de posgrado que se han desarrollado recientemente (Nin 2013), y de proyectos de investigación relacionados a estos temas que se encuentran en curso (Lagos et al. 2013). En ese sentido es una buena situación para desarrollar este tipo de estudios.

Área de estudio

La LR es una laguna costera situada en el Este de Uruguay (profundidad = 0.6 m; superficie de laguna = 72 km²; superficie de cuenca = 1312 km²). Se conecta de forma intermitente con el Océano Atlántico a través de un canal en una barra arenosa que se abre artificial o naturalmente entre dos y cuatro veces al año; esto causa variaciones en la salinidad, en la concentración de nutrientes y en las comunidades biológicas (Bonilla

2002, Conde et al.1999, Conde & Rodríguez-Gallego 2002, Vidal et al. 2007).

La LR está incluida en la Reserva de Biósfera “Bañados del Este” (MaB-UNESCO) y fue propuesta como un sitio Ramsar en Uruguay. Recientemente fue incluida en el Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SNAP), y su Plan de Manejo está en fase de aprobación (Rodríguez-Gallego et al. 2008 a). A pesar del valor de conservación del área, este ecosistema se encuentra bajo presión antrópica.

La ciudad de Rocha se encuentra a pocos kilómetros de la laguna y allí viven 25.500 habitantes (INE 2011). Desde esa ciudad se vierten aguas residuales hacia su principal tributario (Rodríguez-Gallego 2010). La agricultura en la cuenca aumentó un 49% (pasando de 7463 ha a 11100 ha) y la forestación prácticamente se cuatriplicó (pasando de 2203 ha a 8391 ha) entre 1997 y 2011 (Nin 2013). Además, en un escenario de máximo desarrollo de la LR, el servicio ecosistémico de prevención de la eutrofización podría verse altamente afectado (Nin 2013). A esto se suma que la apertura de la barra se realiza artificialmente en base a criterios que no contemplan la calidad de agua.

En la LR la eutrofización podría tener varios efectos, como por ejemplo: aumentos en la producción primaria, proliferaciones de plantas sumergidas, floraciones de cianobacterias potencialmente tóxicas y por lo tanto una disminución de los servicios ecosistémicos en general (Rodríguez-Gallego et al. 2008 b, Rodríguez-Gallego et al. 2014). Se ha identificado que el fósforo es el nutriente que más ha aumentado su concentración en ese sistema, por lo que resulta un buen indicador de la eutrofización (Aubriot et al. 2005, Rodríguez-Gallego 2010).

Por esta razón, se podría suponer que la eutrofización provocada por la intensificación de determinados usos del suelo podría promover el crecimiento de fitoplancton potencialmente nocivo, y tendría consecuencias negativas en la calidad del agua y por lo tanto en las actividades características del área protegida LR, como por ejemplo la conservación de la biodiversidad y las pesquerías.

En este trabajo se desarrollaron modelos de optimización que buscaron determinar cuál es la configuración óptima de usos del suelo que maximiza los usos agropecuarios y minimiza la exportación de fósforo al cuerpo de agua.

III.2. Metodología

La estrategia general tuvo tres etapas: 1) Determinación de la carga máxima de fósforo que podrían exportar los suelos de la cuenca de la LR sin alcanzar el umbral de fósforo en la LR suficiente para promover el crecimiento de cianobacterias (de acuerdo a los resultados del Capítulo 2), 2) Generación de un mapa con las coberturas y los usos del suelo actuales, así como mapas que indican las restricciones y condiciones del territorio a emplear durante la optimización, 3) Optimización de usos del suelo, sujeta a la carga umbral de fósforo en la LR y a la carga de fósforo que podrían exportar los suelos (etapa 1).

III.2.1. Determinación de la carga máxima de fósforo que podrían exportar los suelos de la cuenca de la Laguna de Rocha

Para realizar esta etapa se siguieron tres pasos (Figura 3.1):

III.2.1.a. El umbral de concentración de fósforo suficiente para promover el crecimiento de cianobacterias en la LR se determinó con un modelo hidrodinámico espacialmente explícito acoplado a un modelo de calidad de agua. El resultado obtenido fue la concentración de fósforo reactivo soluble (PRS) umbral, suficiente como para promover el crecimiento de cianobacterias (Capítulo 2). Posteriormente se extrapolo la concentración de PRS umbral al volumen de agua de la LR, de manera de obtener la carga total de PRS en toda la LR. Para ello, se obtuvo el volumen de agua de la LR mediante el producto entre la superficie del espejo de agua por la profundidad media, según datos de Rodríguez-Gallego 2010. De acuerdo a ese cálculo el volumen de agua de la LR es $4.38 \times 10^7 \text{ m}^3$.

III.2.1.b. El segundo paso consistió en hacer una conversión entre la cantidad de PRS y fósforo total (PT) en la LR, utilizando para esto la

proporción histórica de PRS/PT obtenida de una serie de datos históricos de 19 años (Sección Limnología de Facultad de Ciencias, sin publicar). Según estos datos, el 28.75% del PT se encuentra disponible para el fitoplancton (bajo la forma de PRS).

III.2.1.c. El tercer paso implicó calcular cuánto PT deberían exportar los suelos de la cuenca para alcanzar la carga de PT umbral calculada previamente. Este cálculo se hizo utilizando el factor de conversión empleado en el modelo LOICZ (*Land Ocean Interactions in the Coastal Zone*) (Vorosmarty et al. 2003). Este modelo se basa en cálculos a nivel de grandes cuencas que determinan la eficiencia en la retención de nutrientes o partículas que tienen los suelos. Para nuestra región el modelo LOICZ supone que los suelos retienen el 79.8% de los nutrientes, de manera que el 20.2% del fósforo que exportan los suelos llega al cuerpo de agua (Vorosmarty et al. 2003).

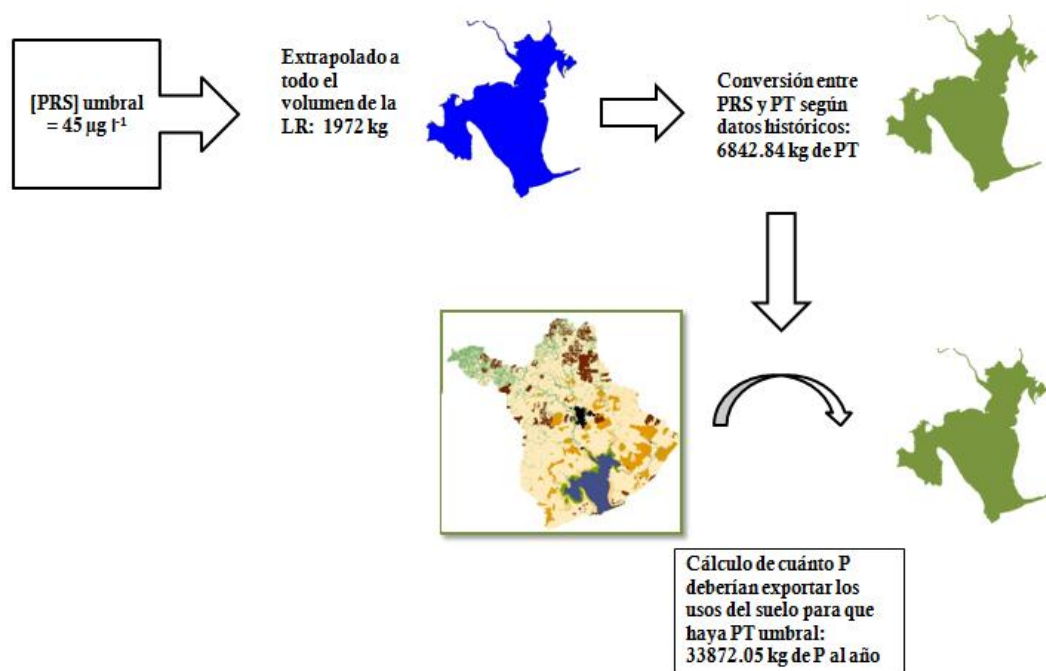


Figura 3.1: Esquema de los pasos seguidos para la determinación de la carga de fósforo que podrían exportar los suelos de la cuenca sin alcanzar el umbral de fósforo en la LR suficiente para promover el crecimiento de cianobacterias. Se muestran también los resultados parciales de cada cálculo.

III.2.2. Generación del mapa con las coberturas y usos del suelo y preprocesamiento para la optimización

Las coberturas y usos del suelo de la cuenca de la LR se obtuvieron de una clasificación de una imagen satelital Ladstat Tm de 2011 realizada por Nin (2013) mediante un software de Sistemas de Información Geográfica (SIG) (ArcGIS 9, ESRI 2012) (Figura 3.2).

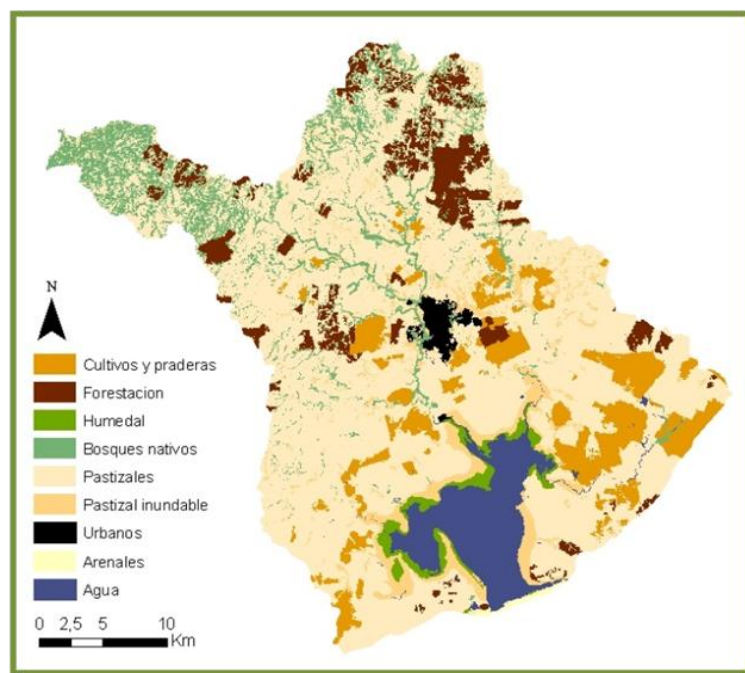


Figura 3.2: Mapa de coberturas y usos del suelo de la cuenca de la LR en 2011, obtenido de Nin (2013).

El mapa con las coberturas y usos del suelo 2011 fue convertido a una grilla con píxeles de media hectárea. En cada píxel se indicó con valores binarios la presencia o ausencia de cada cobertura o uso del suelo (Figura 3.2). Las coberturas definidas fueron: campo, pastizales inundables y humedales, arenales o dunas y bosque nativo. Los usos del suelo mapeados fueron: agricultura (A) y forestación (F). Además de las coberturas y usos del suelo, se elaboraron otros mapas que indican

ciertas propiedades del territorio empleadas como restricciones o condiciones durante la optimización (Figura 3.3). Estas propiedades fueron aptitud para la agricultura, prioridad forestal y buffer de arroyos. En la Tabla 3.1 se indica la descripción general de todos los atributos empleados (coberturas, usos y propiedades del suelo).

Tabla 3.1: Descripción general de los atributos del suelo considerados, incluye su denominación y los niveles en los que se define

Atributo del territorio	Denominación	Descripción	Niveles en los que se define
Cobertura	Campo	Suelos con pasturas naturales (Figura 3.2)	Dos niveles: presencia (1), ausencia (0)
Cobertura	Pastizales inundables y humedales	Zonas cercanas a cuerpos de agua que se inundan o contienen humedales (Figura 3.2)	Dos niveles: presencia (1), ausencia (0)
Cobertura	Arenales o dunas	Zonas de arenal pertenecientes fundamentalmente al área de la barra arenosa (Figura 3.2)	Dos niveles: presencia (1), ausencia (0)
Cobertura	Bosque nativo	Vegetación arbórea y arbustiva nativa (Figura 3.2)	Dos niveles: presencia (1), ausencia (0)
Uso	Agricultura (A)	Suelos que a 2011 estaban destinados a cultivos, agrupa agricultura, praderas artificiales, mejoramientos y rastrojos recientes y suelos desnudos (Figura 3.2)	Dos niveles: presencia (1), ausencia (0)
Uso	Forestación (F)	Comprende suelos forestados a 2011 con especies exóticas y fines industriales. No incluye pequeños bosques de abrigo (Figura 3.2)	Dos niveles: presencia (1), ausencia (0)
Propiedad	Aptitud para la agricultura	Definida según CONEAT (MGAP 1976). (Figura 3.3 a)	Tres niveles: 0: suelos no aptos para agricultura, 1: suelos con aptitud media, 2: suelos con aptitud alta
Propiedad	Prioridad forestal	Suelos con prioridad forestal según el decreto N° 191 de 2006. Implica que la forestación solamente puede realizarse en estas zonas (Figura 3.3 b)	Dos niveles: prioridad (1), no prioridad (0)
Propiedad	Buffer arroyos	Consiste en una superficie de suelo adyacente a los arroyos, su ancho es variable y proporcional al orden del curso (Figura 3.3 c)	Dos niveles: zona buffer (1), zona no buffer (0)

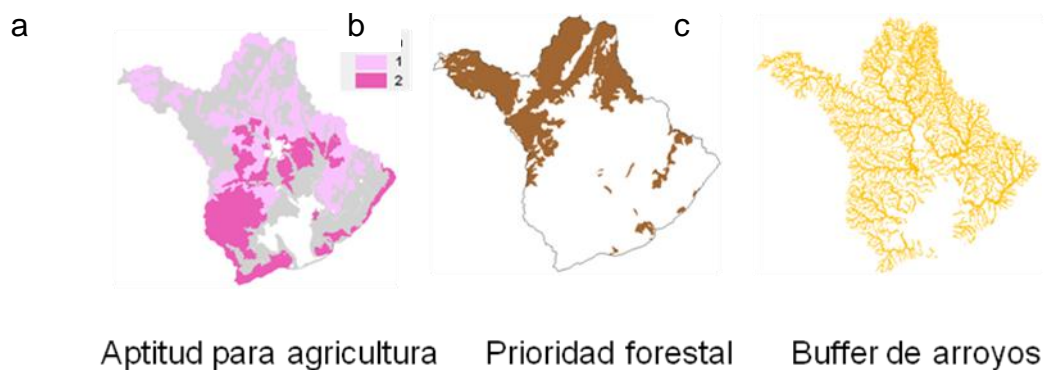


Figura 3.3: Mapas de las propiedades definidas: aptitud para la agricultura en tres niveles que se indican con colores (a), prioridad forestal (b), buffer de arroyos (c).

Durante el preprocesamiento de la información y para simplificar cálculos se definió que en cada píxel de la grilla puede estar presente solamente una cobertura o uso del suelo. De esta manera, en los píxeles en donde están presentes varias coberturas y usos se considera solamente el mayoritario.

La ganadería y la conservación se consideran conjuntamente (G+C) debido a que se entiende que la ganadería extensiva es un uso compatible con la conservación de la biodiversidad (Rodríguez-Gallego et al. 2012). Además se determinó que algunas coberturas y usos del suelo que no entran al modelo de optimización, ya que por distintas razones esas parcelas del territorio deben mantenerse incambiadas, como se detalla a continuación (Tabla 3.2):

- Pastizales inundables, humedales, bosque nativo y buffer arroyos: se excluyen del modelo para mantener una zona aledaña a los arroyos sin actividades productivas y conservar el bosque nativo y los humedales asociados a los cursos de agua. Dicha vegetación cumpliría con el servicio ecosistémico de retención y remoción de nutrientes del agua de

escorrentía, previo a su llegada a los cursos de agua (Vymazal 1995, Mitsch & Gosselink 2000, Dodds & Oakes 2006).

- Arenales: se excluyen del modelo ya que cumplen procesos ecosistémicos muy relevantes en la LR como la dinámica de apertura y cierre de la barra arenosa. Asimismo sustentan la biodiversidad y el paisaje, los cuales son objetivos de conservación del área protegida (Nin 2013).

- Forestación: se excluyen del modelo ya que los suelos que se encuentran forestados actualmente no pueden ser convertidos a agricultura, pasturas u otras coberturas en un plazo corto de tiempo (Nin 2013, Rodríguez-Gallego 2010).

Por otro lado, se estimó el aporte total de fósforo desde la cuenca a partir de los coeficientes de exportación de cada cobertura y uso del suelo (Tabla 3.2) (Rodríguez-Gallego 2010). Esto se hizo mediante la sumatoria de los productos del coeficiente de exportación de cada cobertura y uso por el número de píxeles ocupados por dichas coberturas y usos. No se consideraron los flujos de salida de nutrientes a través del cuerpo de agua, ya sea por la apertura de la barra o retención en el sedimento entre otros procesos, por falta de datos y métodos de estimación aplicables a este sistema.

Tabla 3.2: Coberturas y usos del suelo en 2011 y su correspondiente coeficiente de exportación de P (kg P/ha/año). Además se indica el uso del suelo que puede adquirir cada uno luego de realizar la optimización (A: agricultura, F: forestación, G + C: ganadería y conservación).

Coberturas y usos del suelo en 2011	Coeficiente de exportación (kgP/ha/año)	Uso del suelo que puede adquirir en la optimización
Arenales o dunas	0.01	G + C
Bosque nativo	0.01	G + C
Buffer arroyos	0.01	G + C
Forestación	0.29	F
Campo	0.24	A, F, G + C
Pastizales inundables y humedales	0.01	G + C
Agricultura	2.6	A, F, G + C

III.2.3. Optimización de usos del suelo

La estructura general del modelo de optimización consiste en que sobre la grilla de coberturas y usos del suelo algunos píxeles pueden cambiar su estado de forma de maximizar la producción sin que aumente considerablemente la exportación de fósforo en la cuenca. Para esto se determinó que los píxeles que pueden cambiar su estado (los que no tienen las coberturas listadas anteriormente) pueden ser asignados a los usos A, F y G+C.

Se plantearon dos ecuaciones que definen el problema (ec. 3.1 y ec. 3.2). La primera de estas implica minimizar la exportación de fósforo de cada uso del suelo (OBJ fósforo), y resulta del producto de los píxeles que intervienen en la optimización con una determinada cobertura, uso o propiedad, por su coeficiente de exportación y por su área (ec. 3.1). La

segunda ecuación implica maximizar la aptitud de cada píxel de la grilla (OBJ aptitud), y resulta del producto de los píxeles que intervienen en la optimización con una determinada cobertura, uso o propiedad por el valor de aptitud que toma esa propiedad o uso en cada píxel (ec. 3.2). La ecuación 3.2 se aplica de forma distinta a los píxeles que pueden adoptar el uso A, F y G+C. Dado que hay tres niveles de aptitud definidos para A (0: suelos no aptos para agricultura, 1: suelos con aptitud media, 2: suelos con aptitud alta), con esta ecuación se logra que el modelo de optimización seleccione y asigne usos primero en los píxeles que tienen aptitud alta y luego los que tienen aptitud media. Algo similar ocurre con F, ya que solo se podrá asignar F a un píxel en caso que sea apto para ese uso, es decir, que sea un píxel de prioridad forestal. Por último, todos los píxeles que entran al modelo tienen aptitud para hacer G+C.

$$OBJ\ fosforo \equiv \min_x \sum_i \sum_j x_{ij} * c_j * s_i$$

(ec. 3.1)

$$OBJ\ aptitud \equiv \min_x - \left(\sum_i \sum_j x_{ij} * u_{ij} \right) \equiv \max_x \sum_i \sum_j x_{ij} * u_{ij}$$

(ec. 3.2)

Dónde:

Píxeles: unidades en las cuales se divide el suelo de la LR. $i=1,2,\dots, m$

Coberturas, usos y propiedades del suelo: característica que tiene cada píxel de la LR. Definido como "j" que adquiere la característica.

X: píxeles que intervienen en la optimización, es decir aquellos en los que el modelo decidirá una asignación de usos del suelo.

x_{ij} : píxel "i", con la cobertura, uso o propiedad "j".

s_i : área del píxel i.

c_j : coeficientes de exportación de fósforo para cada cobertura, uso o propiedad del suelo (j): c_j expresa cuánto fósforo exporta una unidad de suelo con esa cobertura, uso o propiedad asignada (Tabla 3.2)

Aptitud: función que define qué nivel se puede asignar el uso j al píxel i. Para A, u_{ij} vale 0 si no se puede realizar la actividad j en el píxel i; 1 o 2 si se puede realizar la actividad j en el píxel i con nivel de aptitud 1 o 2. Para F, u_{ij} vale 0 si el suelo no es de prioridad forestal y 1 si es de prioridad forestal. Para G+C u_{ij} vale 1 en todos los píxeles que entran al modelo.

Se diseñó un modelo multiobjetivo basado en estas ecuaciones, que procura minimizar la exportación de fósforo y maximizar la aptitud total del sistema (ec. 3.3).

$$\min(\alpha * OBJ \text{ fosforo} + (1 - \alpha) * OBJ \text{ aptitud})$$

(ec. 3.3)

Donde:

α : valor que pondera un objetivo sobre el otro. En nuestro caso el objetivo ponderado fue la minimización de fósforo.

OBJ fosforo: definido según la ecuación 3.1

OBJ aptitud: definido según la ecuación 3.2

Se realizaron cinco experimentos que tenían como diferencia distintos valores de α . Los experimentos con un valor α pequeño no están muy acotados a la minimización de la exportación de fósforo, y los

experimentos con un valor α alto minimizan mucho la exportación de fósforo (Tabla 3.3).

Además se realizaron cinco análisis de sensibilidad (Tabla 3.4). Estos análisis tuvieron los cometidos de evaluar si los cambios en la ponderación de los objetivos tenían alguna consecuencia en la distribución óptima de usos del suelo y analizar cuánto había que forzar al modelo para que en la solución óptima se incluyeran todos los usos del suelo agropecuarios. En dos casos se le exigió al modelo tener un cierto número mínimo de píxeles asignados a cada uso (5000 y 10000 píxeles), y en los otros tres casos se probaron valores de α de uno, dos y tres órdenes de magnitud más pequeños que los experimentos originales.

Tabla 3.3: Descripción de los experimentos de optimización realizados. El valor α corresponde a un valor que pondera un objetivo sobre el otro (en este caso pondera la minimización de fósforo emitido). Se prueban cinco valores distintos de α .

N° Experimento	A
1	0.1
2	0.3
3	0.5
4	0.7
5	0.9

Tabla 3.4: Descripción de los análisis de sensibilidad realizados. En dos casos se exigió al modelo una asignación mínima a cada uno de los usos y en otros casos se probaron valores de α distintos a los de los experimentos. El valor α corresponde a un valor que pondera un objetivo sobre el otro (en este caso pondera la minimización de fósforo emitido).

N° Análisis	Mínimo por usos	α
6	5000	0.1
7	10000	0.1
8		0.01
9		0.001
10		0.0001

III. 3. Resultados

III.3.1. Carga máxima de fósforo que podrían exportar los suelos de la cuenca de la Laguna de Rocha

De acuerdo a los resultados del modelo de calidad de agua, una concentración entre 25 y 45 $\mu\text{g l}^{-1}$ de PRS en el agua podría promover el crecimiento de cianobacterias. Para los fines de este trabajo se consideró la concentración más permisiva, es decir 45 $\mu\text{g l}^{-1}$. Esta concentración extrapolada al volumen total de la laguna equivale a 1972 kg de PRS. Siguiendo la proporción histórica entre PT y PRS en la LR, la cantidad de PT suficiente como para promover el desarrollo de cianobacterias sería 6843 kg de PT. Además, siguiendo las estimaciones del modelo LOICZ para nuestra región, los suelos de la cuenca de la LR podrían exportar como máximo 33872 kg de PT por año para promover el crecimiento de cianobacterias (Figura 3.1).

III.3.2. Coberturas y usos del suelo y preprocesamiento para la optimización

En la Figura 3.4 se muestra el mapa de coberturas y usos del suelo en 2011, donde se observa que la cobertura predominante es el campo natural. El uso del suelo más extendido en la cuenca es la ganadería extensiva, que se realiza sobre pastizales, bosques nativos y humedales, así como dentro de la forestación, en praderas artificiales y mejoradas y en los rastrojos de agricultura. Luego de la ganadería el uso predominante es la agricultura, seguido de la forestación. La superficie original de la cuenca tiene una superficie de 111459 hectáreas, sin incluir la superficie de la LR y del suelo urbano. En nuestro trabajo esta superficie corresponde a 222918 píxeles de media hectárea, de los cuales únicamente 96125 píxeles –menos de la mitad- se emplearon en el

modelo de optimización, pudiendo adquirir un uso distinto al que tienen actualmente. Esto se debe a que las coberturas de bosque nativo, pastizales inundables, humedales y arenales, así como la propiedad de buffer en el entorno de los arroyos y la F actual no pueden cambiar a un uso diferente del actual.

La estimación del aporte de PT de todos los suelos de la cuenca en la configuración actual, obtenida a partir de la sumatoria de los productos entre el coeficiente de exportación y la superficie de cada uso, es similar al umbral de PT obtenido mediante el modelo de calidad de agua. La exportación actual de PT es de 28451 kg anuales (Tabla 3.5), mientras que la carga de PT requerida para estimular el crecimiento de cianobacterias es de 33872 kg de PT por año.

Tabla 3.5: Exportación actual de fósforo de cada cobertura y uso del suelo. Se muestra el número de píxeles ocupado por cada cobertura y uso del suelo en la actualidad y la carga de PT que exporta cada cobertura o uso

Cobertura, uso del suelo o propiedad	N° píxeles de media ha	Carga total exportada por esa cobertura, uso o propiedad (kg P/año)
Arenales y dunas	526	2.63
Bosque nativo	17646	88
Buffer arroyos	74818	374
Forestación	7684	1114
Pastizales inundables y humedales	26119	130
Campo	83238	9988
Agricultura	12887	16753
TOTAL	222918	28451

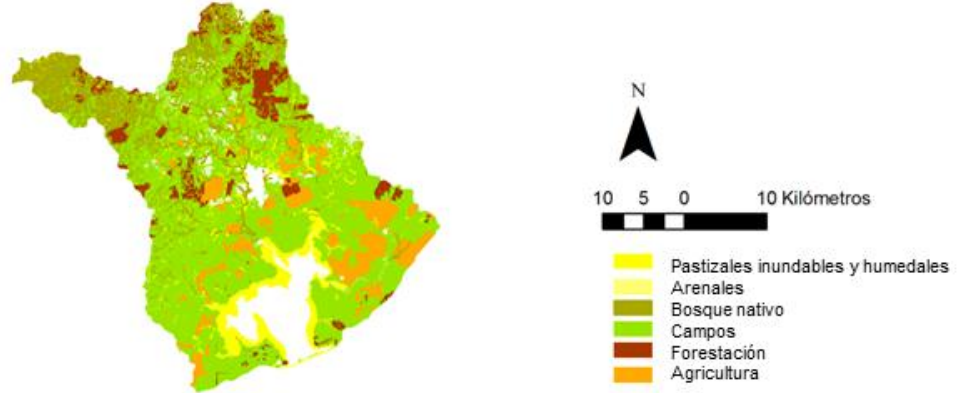
III.3.3.Optimización de usos del suelo

Los experimentos realizados mostraron dos posibles de resultados (Tabla 3.6). Por un lado, los experimentos 1 y 2 asignaron píxeles a A (33218 píxeles) y a G+C (62907 píxeles), superando la carga de fósforo exportada respecto al umbral permitido (Tabla 3.6). Los píxeles asignados a A con este experimento se encontraron en la zona Oeste de la cuenca de la LR (Figura 3.4). Solo se muestra el mapa del experimento 1, ya que el resultado del experimento 2 es muy similar. Por otro lado, los experimentos 3 al 5 asignaron la totalidad de los píxeles a G+C pero no superaron el umbral de PT permitido (Tabla 3.6). En estos casos hubo diferentes reasignaciones de suelos que en la configuración actual tienen A, que pasaron a tener G+C en la solución óptima (Figura 3.4). De este tipo de resultados solamente se muestra la Figura del experimento 3, ya que los experimentos 4 y 5 presentaron resultados muy parecidos.

Tabla 3.6: Descripción de los resultados generales obtenidos en cada experimento. Se detallan: los píxeles totales en la cuenca, los píxeles que entran al modelo de optimización, la carga de fósforo exportada en total bajo cada experimento y el número de píxeles asignado a cada uso (A: agricultura, F: forestación, G+C: ganadería y conservación). La carga total de PT exportada incluye A, F, G+C y las coberturas y usos que no entraron al modelo de optimización (bosque nativo, buffer de arroyos, pastizales inundables y humedales y forestación).

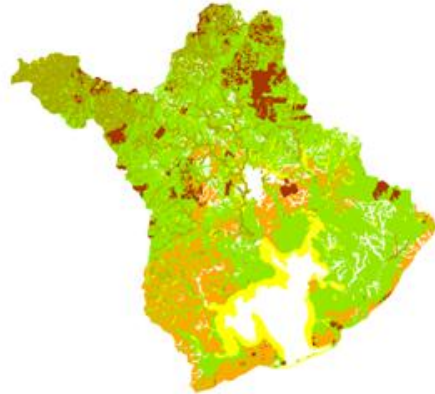
N° de experimento	Píxeles totales	Píxeles en optimización	Carga total de PT exportada (KgP/año)	Píxeles con A asignada	Píxeles con F asignada	Píxeles con G+C asignada
1	222918	96125	52442	33218	0	62907
2	222918	96125	52442	33218	0	62907
3	222918	96125	13245	0	0	96125
4	222918	96125	13245	0	0	96125
5	222918	96125	13245	0	0	96125

Situación de partida: Coberturas y usos 2011

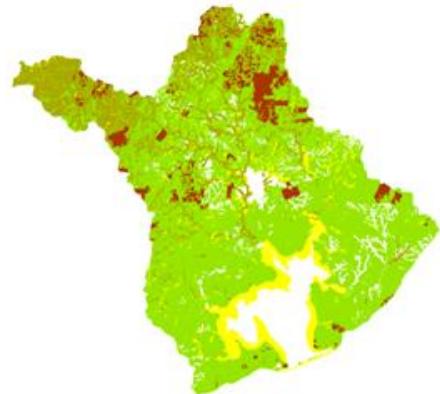


Resultados de los modelos de optimización

Experimento 1



Experimento 3



Análisis de sensibilidad 7

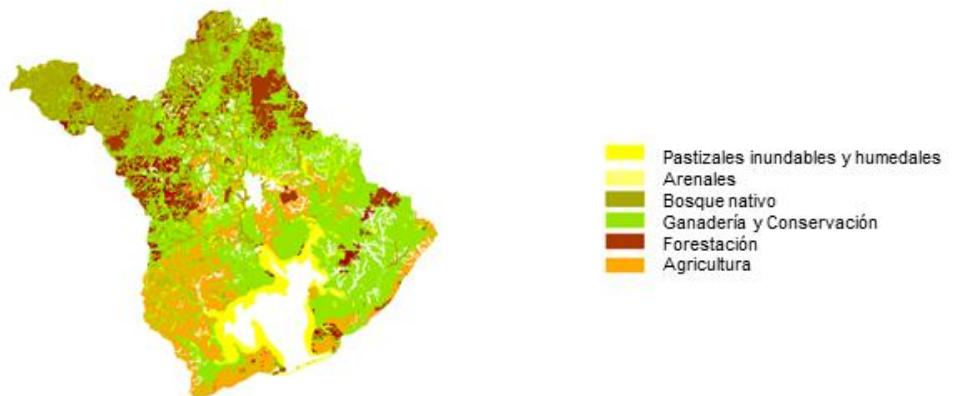


Figura 3.4: Disposición de usos de suelo en 2011 en la cuenca de la LR, resultado del experimento 1, resultado del experimento 3 y resultado del análisis de sensibilidad 7.

Tabla 3.7: Descripción de los resultados generales obtenidos en los análisis de sensibilidad. Se detallan: los píxeles totales en la cuenca, los píxeles que entran al modelo de optimización, la concentración de fósforo exportada en total bajo cada experimento y el número de píxeles asignado a cada uso. En el caso de la forestación los píxeles asignados corresponden al número mínimo de píxeles exigidos por el modelo (A: agricultura, F: forestación, G+C: ganadería y conservación). La carga total de PT exportada incluye A, F, G+C y las coberturas y usos que no entraron al modelo de optimización (bosque nativo, buffer de arroyos, pastizales inundables y humedales y forestación).

N° Análisis de sensibilidad	Píxeles totales	Píxeles en optimización	Carga total de PT exportada (kg P/año)	Píxeles con A	Píxeles con F	Píxeles con G+C
6	222918	96125	52567	33218	5000	57907
7	222918	96125	52692	33218	10000	52907
8	222918	96125	52442	33218	0	62907
9	222918	96125	52442	33218	0	62907
10	222918	96125	52442	33218	0	62907

En todos los análisis de sensibilidad realizados se superó el umbral de PT permitido. En los casos en los que se exigió un número mínimo de píxeles asignados a cada uso, la cantidad de fósforo exportada fue un poco más alta que en los casos que asignaron solamente A y G+C (Tabla 3.7). Además cuando se exigió un número mínimo de píxeles de cada uso del suelo, la A se situó en suelos de alta aptitud ubicados en la zona oeste de la cuenca de la LR, y la F en los suelos de prioridad forestal ubicados en la zona de la cuenca alta (Figura 3.4). De este tipo de resultados se muestra solo el mapa del análisis 7, ya que es el que asignó más píxeles a todos los usos. Por otro lado, bajo distintos valores del parámetro α el modelo se comportó de la misma manera: asignando solamente A y G+C, y con similares resultados que en los casos de los experimentos 1 y 2. No se muestra el mapa de estos análisis de sensibilidad ya que sus resultados son similares a los del experimento 1 (Figura 3.4).

III.4. Discusión

A partir de la concentración de PT máxima teóricamente tolerable que podría promover el desarrollo de cianobacterias en toda la LR (Capítulo 2) se estimó cuál es la configuración óptima de usos del suelo que impediría alcanzar dicha concentración en el agua. Uno de los principales resultados fue que se determinó que la carga de PT exportada actualmente por los suelos es cercana al máximo permitido.

Para confirmar estos resultados deberían revisarse los supuestos hechos en este trabajo, incluyendo la validez de la proporción histórica entre PT/PRS, los coeficientes del modelo LOICZ que implicaban tasas constantes de retención de nutrientes en la cuenca (Vorosmarty et al. 2000, Vorosmarty et al. 2003). Sin embargo, sí se puede suponer que estas cantidades están dentro del mismo orden de magnitud. Una evidencia de que actualmente la LR ya está dentro de los márgenes de concentración de fósforo tolerables es que se han desarrollado al menos dos floraciones de cianobacterias en la última década (Bonilla et al. 2006, Cabrera et al. 2013, Calliari com.pers.). Asimismo, se pueden haber desarrollado más floraciones en esta laguna que no hayan sido registradas, ya que actualmente no existe un plan de monitoreo continuo de este sistema. Por esa razón, sería deseable contar con un sistema de monitoreo continuo que permitiera detectar y alertar frente a este tipo de situaciones y conocer con mayor precisión la frecuencia y la duración de las floraciones en la LR (Kruk et al. 2009). En el mismo sentido, recientemente Rodríguez-Gallego et al. (2014) asociaron diferentes eventos de proliferación de plantas sumergidas al nivel de nutrientes en la laguna, aunque modulados por cambios en la salinidad (Rodríguez-Gallego et al. 2014).

Los modelos de optimización desarrollados arrojaron distintos tipos de soluciones espaciales, con distintos grados de superación del umbral de PT exportado por la cuenca: o asignaron todos los píxeles al uso ganadería y conservación sin superar el umbral de PT, o asignaron píxeles a agricultura y a ganadería y conservación a costo de superar el umbral de fósforo en un 58%. Esto significa que si actualmente continuara aumentando la superficie asignada a actividades productivas como la agricultura en la LR se podría favorecer el crecimiento de cianobacterias.

Pese a que la forestación es el segundo uso del suelo mayoritario en la cuenca de la LR (ocupando un 15% del territorio según Nin 2013), ninguno de los experimentos asignó píxeles a ese uso, a no ser en casos de análisis de sensibilidad que le impusieran un número mínimo de píxeles a cada uso del suelo. Esta ausencia de asignación de píxeles a forestación puede deberse a cómo se elaboró el modelo multiobjetivo. En el modelo se asignaron diferentes niveles de aptitud para la agricultura en función de las categorías del CONEAT (MGAP 1976), mientras que para la forestación se consideró el decreto de prioridad forestal, donde los suelos adquieren un valor binario de aptitud para la forestación (Decreto N° 191 de 2006). Por lo tanto, los suelos aptos para agricultura tienen varios niveles de clasificación posibles, mientras que la forestación tiene un solo nivel posible (MGAP 1976, Decreto N° 191 de 2006). Esta diferencia podría generar que el modelo tenga más oportunidades de asignar píxeles a agricultura que a forestación y en consecuencia la forestación esté sub representada. Este podría ser uno de los aspectos a mejorar de este modelo ya que los conflictos entre agricultura y forestación podrían ser frecuentes en las cuencas de las lagunas costeras de esta zona de Uruguay (Rodríguez-Gallego et al. 2012). Adicionalmente, estos conflictos podrían verse acentuados si la agricultura continuara expandiéndose hacia suelos del sector forestal (Nin 2013).

En modelos de optimización espacial desarrollados anteriormente en los que se minimizaron los potenciales conflictos entre sectores utilizando metodologías multicriterio, la agricultura se ubicó en zonas de la cuenca baja (Rodríguez-Gallego et al. 2012), o en zonas rurales adyacentes a la ciudad de Rocha (Nin 2013). Sin embargo, de acuerdo a los resultados obtenidos en este trabajo las soluciones óptimas implicarían asignar unidades espaciales de agricultura tanto en la zona de la cuenca baja como en zonas adyacentes a la ciudad de Rocha. De esta manera se podría hacer un uso más efectivo de los suelos, realizando agricultura en las zonas de mayor aptitud.

La metodología aquí utilizada combina información de calidad de agua y de usos de suelo específica de la LR. Sin embargo, dado que está basada en ecuaciones de procesos generales podría aplicarse a otros sistemas, como lagunas costeras o áreas protegidas costeras, siempre que se tenga alguna estimación del nivel de PT admitido en el sistema acuático y un mapa de usos del suelo. Para lo primero no se podrían utilizar solamente niveles de PT fijos definidos en normativas de calidad de agua, si no que sería necesario complementarlo con modelizaciones hidrodinámicas, como las realizadas para el caso de la LR y que se han realizado en otros sistemas (Jones & Hamilton 2014).

En este trabajo se obtuvieron resultados coherentes espacialmente utilizando este método de optimización exacto, donde los usos del suelo se asignaron en forma compacta y no dispersa en toda la cuenca. Esto puede deberse a la información de entrada del modelo, que es relativamente compacta en la actualidad (mapas de aptitud y prioridad del suelo). Sin embargo, sería conveniente ensayar este modelo en otras cuencas para analizar y evaluar si esta condición se mantiene o si se requiere introducir en la formulación del modelo algún criterio que genere asignación compacta de usos del suelo.

En el modelo aquí desarrollado no se incluyeron los aportes de PT de la ciudad de Rocha, localizada a pocos kilómetros de la cuenca y donde viven 25.500 personas (INE 2011). De acuerdo a los resultados obtenidos hace algunos años por otros investigadores en la LR, los aportes de esta ciudad son importantes, llegando a exportar prácticamente la misma cantidad de nutrientes que la agricultura (Rodríguez-Gallego 2010). Sin embargo, no existen estimaciones actuales certeras acerca de los niveles de exportación de la ciudad de Rocha, razón por la cual no se incluyeron en este modelo. Por lo tanto a futuro sería deseable tomar datos de campo para obtener esta información y sumarlos a los resultados de exportación de PT obtenidos con los modelos de optimización para cuantificar el efecto de los aportes urbanos. De acuerdo a los resultados de esas mediciones se podría sugerir la inclusión de un sistema de saneamiento eficaz para la totalidad de la ciudad de Rocha.

Asimismo a este modelo de optimización se le podrían agregar variables, como por ejemplo los costos económicos vinculados a cada actividad productiva. También se podrían agregar categorías dentro de cada tipo de uso del suelo dadas por distintas rentabilidades o por diferentes modos de producción. Con estas modificaciones se podrían obtener alternativas espaciales distintas a las obtenidas aquí. Sin embargo, se podría correr el riesgo de no encontrar soluciones no dominadas u óptimas, debido al alto número de píxeles y a la complejidad de las incógnitas a emplear (She-Yang 2010). Una posible solución a este problema sería aplicar modelos exactos a unidades del territorio más pequeñas y homogéneas, realizando una preclasificación de los píxeles, mediante análisis de clasificación (Rodríguez-Gallego et al. 2012). Una de las ventajas que tiene el uso de este tipo de modelos de optimización aplicados sobre SIG es que los mismos modelos podrían ser aplicados de forma rápida y eficaz a otros contextos (Bode et al. 2008). Sin embargo, si este mismo método fuera aplicado sin modificaciones a otros sistemas poco conocidos o con

escasa historia de ordenamiento territorial se podrían obtener resultados que no fueran espacialmente compactos, que fueran fraccionados (Moilanen et al. 2005).

Algunas alternativas a la utilización de modelos exactos podrían ser el uso de metodologías metaheurísticas, algoritmos genéticos o *simulated annealing*, en los que se podrían incluir criterios de asignación compacta de usos del suelo (Li & Yeh 2004). Sin embargo, estos tienen otras limitaciones ya que por ejemplo no aseguran obtener soluciones no dominadas (Santé Riveira et al. 2008, She-Yang 2010).

Todas las metodologías de optimización de usos del suelo pueden ser de utilidad a la hora de prevenir conflictos ambientales dados por distintos intereses que existen en torno a la utilización de los suelos entre distintos sectores económicos, ya que permiten contemplar las distintas actividades en el territorio (Margules et al. 2000, Luck et al. 2012). Al mismo tiempo se pueden incorporar la percepción o participación social de distintos actores, lo que también facilita que se contemplen todas las acciones y que se propongan medidas de ordenamiento territorial que prioricen objetivamente las actividades más adecuadas (Bojórquez-Tapia 1994, Rodríguez-Gallego et al. 2012).

Teniendo en cuenta que las propiedades y prioridades de los sistemas como el aquí estudiado pueden cambiar en el correr del tiempo, el desafío de este tipo de aplicaciones sería hallar medidas de ordenamiento territorial que contemplen la posibilidad de adaptarse a condiciones nuevas y que a su vez sean útiles en la gestión cotidiana llevada a cabo por unidades ejecutoras (Allan & Stankey 2009).

Discusión general

En esta tesis se determinó la configuración óptima de los usos del suelo en la cuenca de la LR para maximizar el uso agropecuario y minimizar la exportación de fósforo al cuerpo de agua, con el objetivo de prevenir el crecimiento de cianobacterias y el potencial desarrollo de floraciones de fitoplancton nocivo. Para ello, se combinaron distintos tipos de análisis, como búsqueda bibliográfica de resultados experimentales, análisis de series de datos históricas, modelación hidrodinámica y de calidad de agua y modelos de optimización. De esta manera fue posible analizar el problema de interés en múltiples niveles: desde la escala celular en un análisis de las tasas de crecimiento de los individuos potencialmente nocivos del fitoplancton, pasando por la hidrodinámica y la dinámica del fitoplancton en un cuerpo de agua, hasta llegar a un análisis de los usos del suelo en una cuenca que incluye un área protegida de Uruguay. Este abordaje permite comparar resultados entre las distintas metodologías utilizadas.

En el Capítulo I, el uso de una aproximación funcional permitió resumir la información de muchas especies en algunos grupos sin perder el foco de los mecanismos clave que determinan el crecimiento del fitoplancton. En particular, el efecto de la eutrofización y la salinidad. En la LR la salinidad promedio durante 20 años ha sido de 7.6. Teniendo en cuenta que los eventos anteriores de floraciones de cianobacterias fueron registrados bajo salinidades de 16 (Conde et al. 2009), y que además en este trabajo se determinó que los individuos potencialmente formadores de floraciones pueden crecer hasta salinidades de 30, se podría plantear que la salinidad media histórica y actual en la LR es suficiente como para promover el crecimiento de cianobacterias.

El fósforo es el nutriente que más ha aumentado su concentración en la LR como consecuencia de la eutrofización (Aubriot et al. 2005, Rodríguez-Gallego 2010). De acuerdo a la misma serie de datos históricos mencionada anteriormente, la concentración promedio en 20 años de fósforo reactivo soluble (PRS) en la LR ha sido de $25.5 \mu\text{g l}^{-1}$. En ese sentido, en el Capítulo II de esta tesis y a partir de simulaciones espaciales basadas en datos de campo, se determinó que una concentración de PRS entre 25 y $45 \mu\text{g l}^{-1}$ de PRS sería suficiente como para promover el crecimiento de fitoplancton potencialmente nocivo.

Si se interpretan conjuntamente los resultados obtenidos en los dos primeros capítulos, entonces se podría suponer que las condiciones actuales de salinidad y concentración de fósforo en la LR ya son suficientes como para promover el crecimiento de organismos del fitoplancton potencialmente nocivos, en particular de cianobacterias.

Estos resultados llevan a considerar, tal como lo han planteado otros trabajos, que en la LR es probable que aunque la concentración de nutrientes actual sea suficiente como para promover el crecimiento de cianobacterias, la dinámica de apertura de la barra limite estos eventos debido a los cambios hidrodinámicos y abióticos que genera (Rodríguez-Gallego 2010). Además, este trabajo concuerda con la dinámica de fases propuesta por Conde y colaboradores (2000) y con la estructura y dinámica de la comunidad fitoplanctónica propuesta por Segura (2010). Según estos, cuando la barra arenosa se abre, la laguna descarga nutrientes en el océano (fase 1), luego se detecta una intrusión marina que se evidencia en un leve aumento de la salinidad (fase 2), que se va propagando por acción del viento hacia la zona Norte de la laguna hasta que se cierra nuevamente la barra (fase 3). Esto conduce además a que en la fase 1 las estaciones de muestreo son similares (en cuanto a variables bióticas y comunidades de fitoplancton), y en las fases 2 y 3 las

estaciones se hacen diferentes (una estación adquiere características límnicas y la otra oceánica) (Conde et al. 2000, Segura 2010). De manera que las condiciones de barra cerrada durante períodos largos de tiempo podrían generar las condiciones necesarias para el crecimiento de cianobacterias, ya que la concentración de nutrientes en esas condiciones tiende a ser alta. De forma contraria, los períodos de barra arenosa abierta evitarían el crecimiento de cianobacterias, como consecuencia de la disminución en los nutrientes, la intrusión marina y las altas tasas de lavado que las cianobacterias no resisten (Robson & Hamilton 2004, Segura 2010).

Pese a que en particular en la LR se identificaron las condiciones que evitarían el crecimiento de cianobacterias y el consecuente desarrollo de floraciones, es necesario considerar que las floraciones son problemas de difícil control una vez instauradas. Las medidas más adecuadas para abordar este problema a escala de cuenca son la prevención y minimización de la exportación de nutrientes a los cuerpos de agua (Carpenter 2005). Esto se podría realizar mediante sistemas de tratamiento de aguas residuales, residenciales e industriales y regulaciones de los usos del suelo, incluyendo distancias adecuadas de la agricultura a los cuerpos de agua, adecuada aplicación de fertilizantes y manejo de suelos, mantenimiento de humedales riparios y coberturas de pasturas naturales que eviten la erosión y exportación de nutrientes a los cuerpos de agua (Sharpley et al. 2003, McKergow et al. 2003, Dodds & Oakes 2006, Vymazal, 1995).

Asimismo, de acuerdo a los resultados del Capítulo III, se estima que la concentración actual de fósforo en la LR se encuentra dentro del rango umbral por encima del cual crecerían las cianobacterias. Esto lleva a considerar, tal como lo indicaron los modelos de optimización de usos del suelo, que sería necesario llevar a cabo medidas de ordenamiento

territorial que minimicen la exportación de nutrientes hacia el cuerpo de agua. Si esto no ocurriera y si se continuaran extendiendo en el territorio ciertas actividades productivas (como agricultura y forestación), se correría el riesgo de promover el desarrollo de cianobacterias.

En el escenario actual de adecuación de las normativas que tienen que ver con el ordenamiento territorial en Uruguay (Ley de Ordenamiento Territorial y Desarrollo Sustentable, N° 18.308/2008 y Decreto 405/2008, y Ley de Creación del Sistema Nacional de Áreas Protegidas N° 17.234/2000) resulta de particular importancia llevar a cabo este tipo de estudios, que permitan contemplar los distintos intereses que existen en torno a las distintas actividades, de manera de minimizar los posibles conflictos en un futuro cercano (Margules & Pressey 2000, Luck et al. 2012, Rodríguez-Gallego et al. 2012).

Desde el punto de vista de la gestión, tanto los modelos hidrodinámicos y de dinámica del fitoplancton como los modelos de optimización de usos del suelo podrían aplicarse para analizar el efecto de posibles escenarios de cambios ambientales en la LR. Se podría conocer, por ejemplo, cuál sería el efecto de un aumento abrupto en la concentración de nutrientes que llega a la cuenca dado por una intensificación de usos del suelo agropecuarios o una urbanización cercana muy grande. También se podrían analizar los efectos de aumentos en la temperatura y cambios en el régimen de precipitación. Asimismo, son métodos que pueden incorporar variables sociales, como la participación social y las consultas a distintos actores sociales y expertos para analizar posibles situaciones de cambio (Bojórquez-Tapia 1994, Rodríguez-Gallego et al. 2012). Se podrían entonces comparar distintos escenarios, con distintas características potenciales, integrando los efectos e intereses de todas las actividades que se llevan a cabo en los ecosistemas, pudiendo ser de utilidad en la gestión cotidiana de las unidades ejecutoras de políticas de

promoción productiva y control ambiental (Allan & Stankey 2009, IPBES, 2014).

Bibliografía

- Abell J.M., Özkundakci, D., Hamilton, D.P., Miller, S.D. 2011. Relationships between land use and nitrogen and phosphorus in New Zealand lakes. *Marine and Freshwater Research*. 62: 162-175
- Aerts J.C.J.H, Eisinger E., Heuvelink G.B.M, Stewart T.J., 2002. Using linear integer programming for multi-site land use allocation. *Geographical analysis*. Vol 35, N°2, 148-169
- Allan C. & Stankey G., 2009. Adaptive environmental management, a practitioner's guide. Springer London, UK.
- Arona K.A., 2002. The use of the aridity index to assess climate change effect on annual runoff. *Journal of Hidrology*, 265: 164-177.
- Arrigo K. 2005. Marine microorganisms and global nutrient cycles. *Nature*, 437: 349-355.
- Aubriot L., Conde D., Bonilla S., Sommaruga R. 2004. Phosphate uptake behavior of natural phytoplankton during exposure to solar ultraviolet radiation in a shallow coastal lagoon. *Marine Biology*. 144: 623-631
- 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, Pizarro J. (eds.) Taller internacional de Eutrofización de Lagos y Embalses. CYTED. XVIIIB. Patagonia Impresores. Chile. P: 65-85.
- Barnes R. S. K., 1980. Coastal lagoons. Cambridge University Press, Cambridge: 106 pp.
- Beninca E., Huisman J., Heerkloss R., Johnk K.D., Branco P., Van Nes E.H., Scheffer M., Ellner S. 2008. Chaos in a long term experiment with a plankton community. *Nature*. 451: 822-826.
- Bode W., Mc Bride B., Possingham H. 2008. Optimal dynamic allocation of conservation funding among priority regions. *Bulletin of mathematical biology*. 214: 201-209
- Bojórquez-Tapia L.A., Ongay-Delhumeau, E., Ezcurra, E., 1994. Multivariate approach for suitability assessment and environmental conflict resolution. *Journal of Environmental Management*. 41, 187-198.
- Bonilla S., 2002. Estructura y productividad de la comunidad de microalgas del ambiente pelágico en la Laguna de Rocha. Tesis de Doctorado, PEDECIBA-Biología, Facultad de Ciencias, Montevideo. 156.
- Bonilla S., Conde D., Aubriot L., Pérez M. 2005. Influence of Hydrology on Phytoplankton Species Composition and Life Strategies in a Subtropical Coastal Lagoon Periodically Connected with the Atlantic Ocean. *Estuaries*. 28(6): 884-895.
- Bonilla S., Conde D., Aubriot L., Rodríguez-Gallego L., Piccini C., Meerhoff M., Rodríguez-Graña L., Calliari D., Gomez P., Machado I., Britos A. Procesos estructuradores de las comunidades biológicas

- en lagunas costeras del Uruguay, en Bases para la conservación y el manejo de la costa uruguaya. Menafrá R., Rodríguez-Gallego L., Scarabino F., Conde D. (eds). 2006. Vida Silvestre Uruguay, Montevideo.
- Bonilla S, Kruk C., de León L., Vidal L., Brena B. 2009. Medidas de gestión y sistemas de vigilancia (6) Pp.27-33.en:S.Bonilla (ed.). Cianobacterias planctónicas del Uruguay.UNESCO. PHI-LAC, N° 16
- Britos A. 2010. Estructura del microzooplankton e impacto relativo de su herbivoría en dos estuarios de Uruguay (Laguna de Rocha y Río de la Plata). Tesis de Maestría PEDECIBA Biología. UdelaR, 114 pp.
- Cabrera C., Rodríguez-Gallego L., Kruk C. Efecto de la salinidad y la concentración de nutrientes en las floraciones de cianobacterias de una laguna costera de Uruguay, en El agua en la producción agropecuaria. Fernández A., Volpedo A., Pérez Carrera A (eds). 2013. UBA, CONICET, Buenos Aires, Argentina.
- Carpenter S.R., 2005. Eutrophication of aquatic ecosystems: bistability and soil phosphorus. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 102(29):10002-10005.
- Chan T. U., Hamilton D. P., Robson B.J., Hodges B. R., Dallimore C. 2002. Impacts of Hydrological Changes on Phytoplankton Succession in the Swan River, Western Australia. *Estuaries*. 25: 1406-1415.
- Chan K., Shaw R., Cameron D., Underwood E., Daily G. 2006. Conservation planning for ecosystem services. *Plos Biology* 4(11): 2138-2152.
- Chorus I. & Bartram J. (eds). 1999. Toxic cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring, and management, London: Routledge.
- Chorus I. (ed) 2012. Current approaches to Cyanotoxin risk assessment, risk management and regulations in different countries. Texte 63/2012. Federal Environment Agency (Umweltbundesamt). Germany.
- Conde D., Bonilla S., Aubriot L., De León R., Pintos W.1999.Comparison of the areal amount of chlorophyll a of planktonic and attached microalgae in a shallow coastal lagoon. *Hydrobiologia*. 408/409:285-291
- Conde D. & Sommaruga R .1999. A review of the state of Limnology in Uruguay In: Limnology in Developing Countries 2 Wetzel & Gopal eds International Scientific Publications/SIL ISBN: 81-86047-19-0 New Delhi p 1-31
- Conde D., Aubriot L., Sommaruga R. 2000. Changes in UV penetration associated with marine intrusions and freshwater discharge in a shallow coastal lagoon of the Southern Atlantic Ocean. *Marine Ecology Progress Series*. 207:19-31
- Conde D. & Rodríguez-Gallego L. 2002. (12).Pp. 149-166. Problemática ambiental y gestión de las lagunas costeras atlánticas de Uruguay

- en: Dominguez y Prieto (eds) Perfil ambiental del Uruguay. Nordan-Comunidad Montevideo.
- Conde D., Hein V., S. Bonilla. 2009. Floraciones de cianobacterias en lagunas costeras. Pp.77-78. en: S.Bonilla (ed.). Cianobacterias planctónicas del Uruguay.UNESCO. PHI-LAC, N° 16
- Daily GC. (Ed.). 1997. Nature's services. Societal dependence on natural ecosystems. Island Press, Washington, DC. 392 pp.
- Decreto Nacional N° 191. 2006. Diario Oficial de la República Oriental del Uruguay. Montevideo, Uruguay. 16 de junio de 2006
- Decreto Nacional N° 45. 2008. Diario Oficial de la República Oriental del Uruguay. Montevideo, Uruguay. 21 de agosto de 2008.
- Deltares. 2011. Delft3D-FLOW: Simulation of multi-dimensional hydrodynamics flows and transport phenonmena, including sediments. User manual version 3.15. Deltares, The Netherlands.
- Deltares .2013. D-Water Quality, Water quality and aquatic ecology modelling suite. User Manual - Water Quality and Aquatic Ecology, and Technical Reference Manual - Processes Library Description. Delft, The Netherlands: Deltares
- 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.
- Domingues R.B., Sobrino C., Galvao H. 2007. Impact of reservoir filling on phytoplankton succession and cyanobacteria blooms in a temperate estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 74: 31-43.
- Duarte P.J., Bernardo A.M, Costa F., Macedo G., Calado G., Da Fonseca C. 2002. Analysis of coastal lagoon metabolism as a basis for management. *Aquatic Ecology*. 36: 3-19.
- Ehrenberg C.G.1830. Beiträge zur Kenntnis der Organisation der Infusorien und ihrer geographischen Verbreitung, besonders in Sibirien. Abhandlungen der Königlichen *Akademie der Wissenschaften zu Berlin*.1-88, pls I-VIII.
- Elias E. P. L., Walstra D. J. R., Roelvink J. A., Stive M. J. F., Klein M. D.. 2000. Hydrodynamic validation of Delft3D with field measurements at Egmond. Pp: 2714-2727 in 27th International Conference on Coastal Engineering. American Society of Civil Engineers, Sydney, Australia.
- ESRI 2012. ArcGis Help online
<http://help.arcgis.com/es/arcgisdesktop/10.0/help/index.html#/na/00r90000001n000000/>
- Fennel W. & Neumann T. 2004.Introduction to the modeling of Marine Ecosystems. ELSEVIER Oceanography Series, 72.Cap.1.
- Frenguelli J. 1939. Diatomeas del Golfo de San Matías. *Revista del Museo de La Plata*, N.S., 2 (Bot.) 10: 201-226,
- Floder S., Jaschinski S., Wells G., Burns C.W. 2010. Dominance and compensatory growth in phytoplankton communities under salinity stress. *Journal of experimental marine biology and ecology*. 395: 223-231.

- Glover F. 1989. Tabu search—Part I. *ORSA Journal of Computing*. 1: 190–206.
- Google Inc. 2009. Google Earth (Version 5.1.3533.1731)
- Hamilton D.P., Thompson P.A., Kurup R., Horner-Rosser J. 1999. Dynamics of dinoflagellate blooms in the Swan River Estuary. In "Proceedings of the INTECOL'S V International Wetlands Conference, Adelaide, Australia. (Eds: A.J. Mc Comb & J.A. Davis), pp: 273-286. (Gleneagles Publishing: Adelaide).
- Huisman J., Matthijs H.C.P., Visser P.M. 2005. Harmful Cyanobacteria. Springer, Dordrecht.
- Instituto Nacional de Estadística. 2011. Microdatos del Censo. Instituto Nacional de Estadística, Montevideo.
- IPBES. Marzo 2014, tomado de : <http://www.ipbes.net/>
- 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.
- John D.M. & Tsarenko P.M. 2002. Order Chlorococcales. In: The Freshwater Algal Flora of the British Isles. An identification guide to freshwater and terrestrial algae. John, D.M., Whitton, B.A., Brook, A.J. (Eds), pp. 327-409. Cambridge: Cambridge University Press.
- Jones H. F. E. & Hamilton D. P. 2014. Assessment of the Waikato River estuary and delta for whitebait habitat management: field survey, GIS modelling and hydrodynamic modelling. Prepared for Waikato Regional Council. Environmental Research Institute Report No. 27, University of Waikato, Hamilton. 79 pp
- Kjerfve B., 1986. Comparative oceanography of coastal lagoons. Estuarine variability. Academic Press. Inc. pp 63-91.
- Kjerfve B., 1994. Coastal Lagoons Processes. Elsevier Oceanography Series, 60, Elsevier Science Publishers, Amsterdam, The Netherlands.
- Knoppers B, Kjerfve, B., Carmouze, J.P. 1991. Trophic state and water turn-over time in six choked coastal lagoons in Brazil. *Biogeochemistry* 14: 149-166.
- Knoppers B., 1994. Aquatic primary production in coastal lagoons, p. 243–285. In B. Kjerfve ed.), Coastal Lagoon Processes. Elsevier Oceanography Series, 60, Elsevier Science Publisher, Amsterdam, The Netherlands.
- Komárek J. 1976. Taxonomic review of the genera *Synechocystis* Sauv. 1892, *Synechococcus* Näg. 1849, and *Cyanothece* gen. nov (Cyanophyceae). *Archiv für Protistenkunde*. 118: 119-179.
- Kruk C., Mazzeo N., Lacerot G., Reynolds C.S. 2002. Classification schemes for phytoplankton: a local validation of a functional approach to the analysis of species temporal replacement. *Journal of Plankton Research*. 24(9):901-912.

- Kruk C., Vidal L., Aubriot L., Bonilla S., Brena B. 2009. Metodologías de Análisis de Cianobacterias. pp: 27-105. En: S. Bonilla (ed.) *Cianobacterias Planctónicas del Uruguay*. UNESCO. PHI-LAC, N° 16
- Kruk C., Huszar V.L.M., Peeters E.T.H.M., Bonilla S., Costa L., Lüring M., Reynolds C.S. Scheffer, M. 2010. A morphological classification capturing functional variation in phytoplankton. *Freshwater Biology*. 55: 614-627.
- Kruk C., Peeters E.T.H.M., Van Nes E.H., Huszar V.L.M., Costa L.S., Scheffer M. 2011. Phytoplankton community composition can be predicted best in terms of morphological groups. *Limnology and Oceanography*. 56 (1): 110-118.
- Kruk C. & Segura A., 2012. The habitat template of phytoplankton morphology-based functional groups. *Hydrobiologia*. DOI 10.1007/s10750-012-1072-6
- Kützing F.T. 1846. *Tabulae phycologicae; oder, Abbildungen der Tange*. Vol. 1, fasc. 1 pp. 1-8, pls 1-10. Nordhausen: Gedruckt auf kosten des Verfassers (in commission bei W. Köhne).
- Lagos X., Cabrera C., Nogueira L., Rodríguez-Gallego L. 2013. Experiencias en el proceso de implementación de un Área Protegida: Laguna de Rocha, Uruguay. En: *Apuntes para la acción II: sistematización de experiencias de extensión universitaria*. Berruti L., Dabezies M.J., Barrero G. (eds.) Extensión Libros, UdelaR, Montevideo, Uruguay.
- Lemmermann E. 1899. Das Phytoplankton sächsischer Teiche. *Forschungsberichte aus der Biologischen Station zu Plön* 7: 96-135, pls I, II.
- Lesser G. R., Roelvink J. A., van Kester J. A. T. M., Stelling G. S. 2004. Development and validation of a three-dimensional morphological model. *Coastal Engineering*. 51:883-915.
- Ley Nacional N° 17234 .2000. Diario Oficial de la República Oriental del Uruguay. Montevideo, Uruguay, 9 de marzo de 2000.
- Ley Nacional N° 18308 .2008. Diario Oficial de la República Oriental del Uruguay. Montevideo, Uruguay, 30 de junio de 2008.
- Li X. & Yeh A.G.O. 2004. Analyzing spatial restructuring of land use patterns in a fast growing region using remote sensing and GIS. *Landscape and Urban Planning*. 69: 335-354.
- Li H., Arias M., Blauw A., Los H., Mynett A.E., Peters S. 2010. Enhancing generic ecological model for short-term prediction of Southern North Sea algal dynamics with remote sensing images. *Ecological Modelling*. 221: 2435-2446.
- Litchman E. & Klausmeier C.A. 2008. Trait-based community ecology of phytoplankton. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 39:615-639.
- Los F.J. & Wijsman J.W.M. 2007. Application of a validated primary production model (BLOOM) as a screening tool for marine, coastal and transitional waters. *Journal of Marine Systems*. 64: 201-215.

- Los F.J., Villars M.T., Van der Tol M.W.M. 2008. A 3-dimensional primary production model (BLOOM/GEM) and its applications to the (southern) North Sea (coupled physical-chemical-ecological model). *Journal of Marine Systems*. 74: 259-294.
- Lovell S. & Johnston D. 2009. Creating multifunctional landscapes: how can the field of ecology inform the design of the landscape? *Frontiers in Ecology and the Environment*. 7: 212–220
- Luck G.W., Chan K.Ma., Klien C. J. 2012. Identifying spatial priorities for protecting ecosystem services. *F1000 Research*. 2012, 1:17
- Margalef R. 1983. *Limnología*. Omega, Barcelona
- Margules C.R. & Pressey R.L. 2000. Systematic conservation planning. *Nature*, 405:249-253.
- Mc Dowell R.W. & Hamilton D.P. 2013. Nutrients and eutrophication: introduction. *Marine and Freshwater Research*. 64: iii-vi.
- McKergow L.A., Weaver D.M., Prosser I.P, Grayson R.B., Reed A.E.G. 2003. Before and after riparian management: sediment and nutrient exports from a small agricultural catchment, western Australia. *Journal of Hydrology*. 270: 253-272.
- MGAP. 1976. Grupos de suelos CONEAT, Mapa de Suelos CONEAT. MGAP, Montevideo, p 167
- Milessi A., Calliari D., Rodríguez-Graña L., Conde D., Sellanes J., Rodríguez-Gallego L. 2010. Trophic mass-balance modelo of a subtropical coastal lagoon, including a comparison with a stable isotope analysis of the food-web. *Ecological Modelling*. 221: 2859-2869.
- Millennium Ecosystem Assessment (MA). 2003. Ecosystems and Human Well-Being. A Framework For Assessment. World Resources Institute; Series: Millennium Ecosystem Assessment Series.
- Mitsch W.J. & J.G. Gosselink. 2000. *Wetlands*. John Wiley & Sons, Canada.
- Moilanen A., Franco A., Early R., Fox R., Wintle B., Thomas C. 2005. Prioritising multiple use landscapes for conservation: methods for large multi species planning problems. *Proceedings of the Royal Society B* 272:1885–1891.
- Moisander P.H., Mc Clinton E., Paerl H.W. 2002. Salinity effects on growth, photosynthetic parameters, and nitrogenase activity in estuarine planktonic cyanobacteria. *Microbial Ecology*. 43: 432-442.
- Mooij W.M., Trolle D., Jeppesen E., Arhonditsis G., Belolipetsk P.V, Chitamwebwa D.B.R., Degermendzhy,A.G.; DeAngelis D.L., De Senerpont D., Lisette N., Downing A.S., Elliott J. A., Fragoso Jr. C.R, Gaedk U., Genova S.N., Gulati R.D., Hakanson L., Hamilton D.P., Hipsey M.R., Hoen J.T.,Hulsmann S., Los F.H.,Makler-Pick V., Petzoldt T., Prokopkin I.G., Rinke K., Schep S. A., Tominaga K., Van Dam A.A.; Van Nes E.H., Wells, A., Janse J.H. 2010 Challenges and opportunities for integrating lake ecosystem modelling approaches. *Aquatic Ecology*, 44. 633-667.

- Moss B., 2007. The art and science of lake restoration. *Hydrobiologia*, 581: 15-24.
- Murphy J. & Riley J.P. 1962. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Anal. Chim. Acta* .27, 31–36
- Nin M., Rodríguez-Gallego L., Conde D. 2011. Actualización del diagnóstico socioambiental del paisaje protegido Laguna de Rocha. En: Rodríguez-Gallego L., Nin M., Suárez C., Conde D. Propuesta de Plan de Manejo del Paisaje Protegido Laguna de Rocha. Futuro Sustentable S.A. Rocha, Uruguay.
- Nin M. 2013. Mapeo de servicios ecosistémicos en la cuenca de la Laguna de Rocha: cambios temporales y prioridades territoriales para su conservación. Tesis de Maestría en Ciencias Ambientales, Facultad de Ciencias, UdelaR. 101 pp.
- O'Farrell P. & Anderson P. 2010. Sustainable multifunctional landscapes: a review to implementation. *Current Opinion in Environmental Sustainability*. 2 (1-2): 59-65.
- Oliver R.L., Hamilton D.P., Brookes J.D., Ganf G.G. 2012. Physiology, blooms and prediction of planktonic cyanobacteria. In: Chapter 6: B.A. Whitton (ed.), Ecology of Cyanobacteria II: Their diversity in space and time. Springer.
- Paerl H.W., Dyle J., Twomey L., Pinckney J.L., Nelson J., Kerkhof L. 2002. Characterizing man-made and natural modifications of microbial diversity and activity in coastal ecosystems. Antonie van Leeuwenhoek, *Journal of microbiology*. 81: 487–507.
- Paerl H.W. & Huisman J. 2008. Blooms like it hot. *Science*, 320:57-58.
- Paerl H.W. & Huisman J. 2009. Climate change: a catalyst for global expansion of harmful cyanobacterial blooms. *Environmental Microbiology Reports*. 1(1), 27–37.
- Paerl H.W. & Paul V. J. 2012. Climate change: Links to global expansion of harmful Cyanobacteria. *Water research*. 46: 1349-1363.
- Pawlowicz R., B. Beardsley, Lentz S. 2002. Classical tidal harmonic analysis including error estimates in MATLAB using T-TIDE. *Computers & Geosciences*. 28:929-937.
- Piccini C. 2006. Efecto de la radiación solar ultravioleta sobre la materia orgánica disuelta: respuesta y dinámica de la comunidad bacteriana en una laguna costera Reserva de la Biósfera (Laguna de Rocha). Tesis de doctorado PEDECIBA.
- Piyankarage S. C., Mallawatantri A.P, Matsuno Y., Pathiratne K.A.S. 2004. Human impacts and the status of water quality in the Bundala RAMSAR wetland lagoon system in Southern Sri Lanka. *Wetlands Ecology and Management*. 12: 473–482
- R Development Core Team. 2008. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>.

- Reynolds C.S. & Walsby A. 1975. Water-blooms. *Biological reviews*, 50, pp.437–481.
- Reynolds C. S. 2006. Ecology of phytoplankton. Cambridge, Cambridge University Press: 550pp
- Robson B.J. & Hamilton D.P. 2003. Summer flow event induces a cyanobacterial bloom in a seasonal Western Australian estuary. *Marine and Freshwater Research*. 54: 139-151.
- Robson B.J. & Hamilton D.P. 2004. Three-dimensional modelling of a Microcystis bloom event in the Swan River estuary, Western Australia. *Ecological Modelling*. 174: 203-222.
- Rodríguez- Gallego L., Santos C., Amado S., Gorfinkel D., Gonzalez M.N., Gómez J., Neme C., Tommasino H., Conde D. 2008. (a). Proyecto PDT 36-09: Costos y beneficios socioeconómicos y ambientales del uso actual de la Laguna de Rocha y su cuenca: Insumos para la Gestión Integrada de un Área Protegida Costera. Universidad de la República.
- Rodríguez-Gallego L., Meerhoff E., Poersch L., Aubriot L., Fagetti C., Vitancurt J., Conde D. 2008. (b) Establishing limits to aquaculture in a protected coastal lagoon: impact of *Farfantepenaeus paulensis* culture pens on water quality and benthic biota. *Aquaculture*. 277 (1-2): 30-38.
- Rodríguez- Gallego L. 2010. Eutrofización de las lagunas costeras de Uruguay: impacto y optimización de los usos del suelo. Tesis de Doctorado, PEDECIBA, Facultad de Ciencias, Montevideo.
- Rodríguez-Gallego L., Achkar M., Conde D. 2012. Land Suitability Assessment in the Catchment Area of Four Southwestern Atlantic Coastal Lagoons: Multicriteria and Optimization Modeling. *Environmental management*. DOI 10.1007/s00267-012-9843-4.
- Rodríguez-Gallego L., Sabaj V., Masciadri S., Kruk C., Arocena R., Conde D. 2014. Salinity as a Major Driver for Submerged Aquatic Vegetation in Coastal Lagoons: a Multi-Year Analysis in the Subtropical Laguna de Rocha. *Estuaries and Coasts*. 1-15.
- Ryding S.O. & Rast W. 1992. El control de la eutrofización en lagos y pantanos. Ediciones Pirámide, Madrid.
- Santé-Riveira I., Boullón-Magán, M., Crecente-Maseda, R., Miranda-Barrós, D., 2008. Algorithm based on simulated annealing for land-use allocation. *Computers & Geosciences*. 34, 259–268.
- Seenayya G. & N. Subba Raju.1972. On the ecology and systematic of the alga known as *Anabaenopsis raciborskii* (Wolosz.) (Desikachary, T.V. Eds), pp. 52-57. Elenk. and a critical evaluation of the forms described under the genus *Anabaenopsis*. In: Papers submitted to the First International Symposium on Taxonomy and Biology of blue-green algae.
- Segura A. 2010. La competencia y las perturbaciones modulan la estructura del fitoplancton en una laguna costera. Tesis de Maestría PEDECIBA Facultad de Ciencias, Montevideo.

- Segura A.M., Calliari D., Kruk C., Conde D., Bonilla S., Fort H. 2011. Emergent neutrality drives phytoplankton species coexistence. *Proceedings of the Royal Society B*. 278: 2355-2361
- Segura A., Kruk C., Calliari D., Fort H. 2012. Use of a morphology-based functional approach to model phytoplankton community succession in a shallow subtropical lake. *Freshwater biology*. doi:10.1111/j.1365-2427.2012.02867.x
- Segura A.M., Kruk C., Calliari D., García-Rodríguez F., Conde D., Widdicombe C. E., Fort H. 2013. Competition Drives Clumpy Species Coexistence in Estuarine Phytoplankton. *Sci. Rep.* 3, 1037; DOI:10.1038/srep01037
- Sharpley A.N., Daniel T., Sims J., Lemunyo R., Stevens S., Parry R. 2003. Agricultural phosphorus and eutrophication. Agricultura Research Service, USA.
- She-Yang X. 2010. Engineering optimization. An introduction with metaheuristic applications. Wiley.
- Simonsen R. 1979. The diatom system: ideas on phylogeny. *Bacillaria*. 2: 9-71.
- Smayda T. 1997. What is a bloom? *Limnology and Oceanography*. 42: 1132- 1136.
- Smith V.H. 2006. Responses of estuarine and coastal marine phytoplankton to nitrogen and phosphorus enrichment. *Limnology and Oceanography*., 51(1, part 2),. 377–384
- Smits J.G.C. & van Beek J.K.L. 2013. ECO: A generic eutrophication model including comprehensive sediment-water interaction. *Plos One* 8(7): e68104. doi:10.1371/journal.pone.0068104
- Suzuki M. S., Ovalle A. R. C., Pereira E. A. 1998. Effects of sand bar openings on some limnological variables in a hypertrophic tropical lagoon of Brazil. *Hydrobiologia*. 368:111–122.
- Suzuki M. S., Figueredo R. O., Castro S. C., Silva C. F., Pereira E. A., Silva J. A., Aragon G. T. 2002. Sand bar opening in a coastal lagoon (Iquipari) in the northern region of Rio de Janeiro State: Hydrological and hydrochemical changes. *Brazilian Journal of Biology*. 62:51–62.
- Sylaios G. & Theocharis V. 2002. Hydrology and Nutrient Enrichment at Two Coastal Lagoon Systems in Northern Greece. *Water Resources Management*. 16: 171–196
- Tilman D. 1977. Resource competition between Plankton Algae: An experimental and theoretical approach. *Ecology*. 58(2): 338-348.
- Tonk L., Bosch K., Visser P.M, Huisman J. 2007 Salt tolerance of the harmful cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*. *Aquat Microb Ecol*. 46: 117–123
- Trolle D., Hamilton D.P. Hipsey M.R., Bolding K., Bruggeman J., Mooij W.M., Janse J.H., Nielsen A., Jeppesen E., Elliott J.A., Malder-Pick V., Petzoldt T., Rinke K., Flindt M.R. Arhonditsis G.B. Gal G., Bjerring R., Tominaga K., Hoen J., Downing A.S., Marques D.M., Fragoso

- C.R., Sondergaard M., Hanson P.C. 2012. A community-based framework for aquatic ecosystem models. *Hydrobiologia*. 683: 25-34.
- Vidal L., Bonilla S., Rodriguez-Gallego L., Conde D., Martínez-López M. 2007. Biomass of autotrophic picoplankton in subtropical coastal lagoons: Is it relevant? *Limnetica* 26: 441-452.
- Vidal L. 2008. Estructura y biomasa del fitoplancton en lagunas costeras: relevancia del picoplancton autótrofo. Tesis de Maestría PEDECIBA, Facultad de Ciencias, Montevideo.
- Vidal L. & Britos A. 2012. URUGUAY: Occurrence, Toxicity and Regulation of Cyanobacteria, in: Chorus I. (ed) 2012. Current approaches to Cyanotoxin risk assessment, risk management and regulations in different countries. Texte 63/2012. Federal Environment Agency (Umweltbundesamt). Germany.
- Vymazal J. 1995. Algae and element cycling in wetlands. Lewis publisher, Boca Ratón.
- Vorosmarty C.J., Fekete B.M., Meybeck M., Lammers R. 2000. A simulated topological network representing the global system of rivers at 30-minute spatial resolution (STN-30). *Global Biogeochemical Cycles*. 14, 599– 621.
- Vorosmarty C.J., Meybeck M., Fekete B., Sharma K., Green P., Syvitski P.M. 2003. Anthropogenic sediment retention: major global impact from registered river impoundments. *Global and Planetary Change*. 39: 169-190.
- Wetzel R.G. & Likens G.E. 2001. Limnological analyses. 3rd edition. Springer. New York.
- Wilson M. A. & Carpenter S. R. 1999. *Ecol. Appl.* 9: 772–783.

ANEXO I: Material publicado



El agua

en la producción agropecuaria.

Editores:

Alicia Fernández Cirelli, Alejo Pérez Carrera y Alejandra Volpedo.

Editores: Alicia Fernández Cirelli, Alejo Pérez Carrera y Alejandra Volpedo.
ISBN: 978-987-28963-0-0.

| • 2 EL AGUA EN LA PRODUCCIÓN AGROPECUARIA.

Efecto de la salinidad y la concentración de nutrientes en las floraciones de cianobacterias de una laguna costera de Uruguay.

Salinity and nutrient concentration effects in cyanobacterial blooms of a coastal lagoon in Uruguay.

Autores: Carolina Cabrera Di Piramo (1,2,3,a), Lorena Rodríguez-Gallego (2,b), Carla Kruk (1,2,3,a); cabreradipi@gmail.com, dunachirca@gmail.com, ckruk@yahoo.com

1. Sección Limnología, Facultad de Ciencias, Universidad de la República, Uruguay. 2. Grupo de Ecología Funcional Acuática, Centro Universitario de la Región Este, Universidad de la República, Uruguay. 3. Laboratorio de Etología, Ecología y Evolución, Instituto de Investigaciones Biológicas Clemente Estable, Uruguay. a- Dirección postal: Facultad de Ciencias, Universidad de la República, Sección Limnología, Iguá 4225, 11400 Montevideo, Uruguay; b- Dirección postal: Ruta nacional N°9, intersección con ruta N°15, Ciudad de Rocha, Uruguay.

Título breve: Floraciones de cianobacterias, efectos de salinidad y nutrientes.

Palabras clave: floraciones de fitoplancton, fósforo, salinidad.

Key words: phytoplankton blooms, phosphorus, salinity.

Efecto de la salinidad y la concentración de nutrientes en las floraciones de cianobacterias de una laguna costera de Uruguay.

Carolina Cabrera Di Piramo, Lorena Rodríguez-Gallego, Carla Kruk.

Resumen

Las lagunas costeras son ecosistemas dinámicos, especialmente en términos de salinidad, que presentan interés socioeconómico y para la conservación. En estas lagunas el fitoplancton, compuesto por microorganismos autotróficos en suspensión en el agua, es el responsable del mantenimiento de la producción ecosistémica. Sin embargo, en condiciones de alta concentración de nutrientes (eutrofización) y alta temperatura el fitoplancton puede desarrollar floraciones. Estas floraciones consisten en el crecimiento explosivo de pocas especies y afectan negativamente la calidad del agua por su alta biomasa y por la producción de toxinas perjudiciales para animales y el hombre. En las lagunas costeras la salinidad puede modular el desarrollo de las floraciones frente a situaciones de eutrofización. En este capítulo exploramos cuáles son los valores de salinidad y concentración de fósforo que promueven el crecimiento de grupos de fitoplancton nocivos. Para ello realizamos una extensiva revisión bibliográfica sobre tasas de crecimiento a distintas salinidades y constantes medias de saturación por fósforo reactivo soluble. Para analizar la información agrupamos a las especies en grupos funcionales basados en morfología. Comparamos los resultados con lo observado en un período de 19 años en una laguna costera protegida de Uruguay, donde se desarrollan actividades agropecuarias y ganaderas (Laguna de Rocha). Los resultados evidencian que las salinidades características de ambientes estuarinos (10 – 30 UPS) y altas concentraciones de nutrientes (75 - 150 µg/L fósforo reactivo soluble) están dadas las condiciones para que en las lagunas costeras se desarrollen grupos de fitoplancton nocivos debido a actividades antrópicas. Sin embargo, estas no se manifiestan lo que podría estar asociado a la variabilidad de la salinidad.

Palabras clave: floraciones de fitoplancton, fósforo, salinidad.

Abstract

Coastal lagoons are highly dynamic ecosystems with important salinity fluctuations. These lagoons have socioeconomic values and are important sites for biodiversity conservation. In these ecosystems the phytoplankton (planktonic autotrophic micro-

organisms) is responsible for the maintenance of ecosystem productivity. However, under high nutrients concentrations (eutrophication) and high temperatures phytoplankton can develop blooms. Blooms are events of excessive growth of few species in a short period of time and affect water quality through high biomass and toxins production that promote biodiversity and human uses losses. In coastal lagoons salinity modulates the effects of eutrophication on blooms development. In this chapter we explore which are the salinity and phosphorus concentrations that promote the growth of nuisance phytoplankton groups. We carried an extensive literature search about species growth rates at different salinities and half saturation constants with soluble reactive phosphate. To analyze the information we classified the species into morphology-based functional groups. We compare those conditions with historical values obtained in a 19 years study period in a coastal protected lagoon of Uruguay under livestock and agriculture uses. We conclude that typical estuarine conditions in salinity (10-30) and high nutrient concentrations (soluble reactive phosphate 75-150 µg/L) caused by anthropic activities can promote the development of phytoplankton nuisance groups. However, the absence of frequent cyanobacteria blooms in this lagoon might be explained by high salinity variability.

Key words: phytoplankton blooms, phosphorus, salinity.

Introducción

Las lagunas costeras son sistemas someros muy dinámicos que presentan un fuerte gradiente espacial y temporal de agua dulce y agua salobre, debido a su conexión con el océano (Barnes, 1980; Kjerfve, 1994). Son ecosistemas muy productivos, por lo que tienen un rol fundamental en el ciclo de nutrientes (Kjerfve, 1994). Ocupan el 13% de la franja costera a nivel mundial y son sitios con alto interés de conservación de la biodiversidad (Kjerfve, 1996; Knoppers, 1994). En la costa este de Uruguay se ubica un sistema de lagunas costeras que son utilizadas para recreación, turismo, pesca comercial y deportiva, entre otras actividades (Conde y Rodríguez-Gallego, 2002). Asimismo, en sus cuencas se asientan diferentes ciudades y poblados y se realiza agricultura, forestación con especies foráneas y ganadería (Rodríguez-Gallego et al. 2012). Debido a su elevada biodiversidad junto a sus cuencas, han sido declaradas áreas protegidas por diferentes normativas (Rodríguez-Gallego et al. 2012).

El fitoplancton está integrado por los microorganismos autótrofos que viven en suspensión en la columna de agua. Estas comunidades son responsables de aproximadamente el 50% de la producción primaria acuática del planeta, sosteniendo entre otros a las pesquerías de las lagunas costeras (Knoppers, 1994; Amigo, 2005; Litchman y Klausmeier, 2008).

El aumento de la concentración de nutrientes como el fósforo y nitrógeno (eutrofización) y las altas temperaturas pueden promover el desarrollo de floraciones de fitoplancton. Las floraciones son eventos de rápido y excesivo crecimiento de una o pocas especies de fitoplancton (Reynolds, 2006). Estos eventos afectan negativamente la calidad de agua y los usos de los ecosistemas acuáticos (Wilson y Carpenter, 1999). Esto es debido a que poseen una alta biomasa, disminuyendo la transparencia del agua y afectando la concentración de oxígeno, así como la estructura trófica (Paerl y Huisman, 2009). En los casos extremos las especies dominantes (e.g. *Microcystis aeruginosa* (Kützinger, 1846), *Cylindrospermopsis raciborskii* (Seenayya y Subba Raju, 1972), *Pseudonitzschia australis* (Frenguelli, 1939)) pueden producir toxinas. Estas toxinas afectan a los animales y al hombre con derivaciones hepatotóxicas o neurotóxicas entre otras (Smayda, 1997; Paerl y Huisman, 2008). Este es el caso de muchas de las floraciones de cianobacterias (mareas verdes) o dinoflagelados (mareas rojas). Estos eventos son cada vez más frecuentes en todo el mundo y tienen impactos a nivel ecosistémico, social y económico (Paerl y Huisman, 2008).

El fitoplancton está integrado por miles de especies con grandes diferencias filogenéticas, fisiológicas y ecológicas. Esto hace difícil la selección de medidas de

gestión para evitar o manejar los efectos nocivos de las floraciones, ya que son muchas las variables ambientales a considerar (Litchman y Klausmeier, 2008). Por esta razón, existen aproximaciones que agrupan a las especies de fitoplancton en grupos funcionales que nos indican cuál su rol y sus efectos en el ecosistema (Reynolds, 2006; Kruk *et al.* 2010). Además nos permiten predecir qué grupos se desarrollarían en las distintas condiciones ambientales (e.g. salinidad, concentración de nutrientes). Este es el caso de la clasificación en Grupos Funcionales Basados en la Morfología (GFBM) que agrupa a los organismos del fitoplancton según sus rasgos morfológicos (Kruk *et al.* 2010). Esta clasificación se basa en siete grupos que incluyen especies con diferente morfología, preferencias ambientales y distintos riesgos asociados a su desarrollo en los sistemas acuáticos (Tabla 1) (Kruk y Segura, 2012). De los siete grupos, el III y VII son los más nocivos, ya que varias de sus especies forman floraciones potencialmente tóxicas (Kruk *et al.* 2010). Los GFBM pueden además utilizarse en modelos matemáticos de predicción de fitoplancton frente a cambios ambientales (Segura *et al.* 2011; Segura *et al.* 2012).

Dentro del sistema de lagunas costeras de Uruguay, Laguna de Rocha, ubicada en el Departamento de Rocha, es una de las más intensamente estudiadas. Este sistema tiene una profundidad promedio de 0.6 m, su área es de 72 km² y el área de su cuenca 1312 km². Laguna de Rocha se conecta de forma intermitente con el Océano Atlántico por un canal que se abre en una barra arenosa de forma natural o artificial. La laguna descarga agua dulce al océano y recibe agua marina, lo que genera cambios abruptos en la salinidad, los nutrientes y las comunidades biológicas (Conde *et al.* 2000; Bonilla *et al.* 2006). Esta dinámica hidrológica determina su funcionamiento ecosistémico, promoviendo una alta productividad primaria, sustentando pesquerías comerciales y una alta biodiversidad. Debido a esto, Laguna de Rocha está incluida en la Reserva de Biósfera de la UNESCO "Bañados del Este", e integra el Sistema Nacional de Áreas Protegidas (Conde y Rodríguez-Gallego 2002; Bonilla *et al.* 2006).








GFBM	Esquema	Descripción	Preferencias y susceptibilidades	Riesgos asociados
I		Pequeños, alta S/V, alta tasa replicación y abundancia. Ej. <i>Synechocystis aquatilis</i> (Komárek 1976).	Toleran bajos nutrientes, y bajo tiempo de residencia, necesitan alta luz y son susceptibles a los depredadores.	En general no presentan riesgos. Son indicadores de buena calidad de agua cuando son poco abundantes, pocas especies pueden ser tóxicas.
II		Flagelados pequeños con paredes de sílice. Ej. <i>Mallomonas pulcherrima</i> (Lemmermann 1899).	Toleran bajos nutrientes y prefieren alta luz.	No presentan riesgos, indicadores de buena calidad de agua en amplio rango de abundancias.
III		Filamentos grandes con aerotopos, algunos fijan N ₂ . Ej. <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> (Seenayya, y Subba Raju 1972).	Soportan baja luz y poco nitrógeno, resisten depredación, no toleran bajo tiempo de residencia.	Grandes riesgos, alcanzan alta biomasa con altos nutrientes y temperatura, forman floraciones dispersas, incluyen varias especies potencialmente tóxicas.
IV		Tamaño medio sin rasgos especializados. Ej. <i>Coelastrum microporum</i> (John y Tsarenko 2002).	Toleran moderados a bajos nutrientes y bajo tiempo de residencia, son susceptibles a depredación.	Sin riesgos en rango amplio de abundancia.
V		Flagelados unicelulares de medio a gran tamaño. Ej. <i>Euglena proxima</i> (Ehrenberg 1830).	Toleran bajos nutrientes y depredación.	Sin riesgos en cuerpos de agua continentales, en zonas costeras pueden desarrollar floraciones nocivas (mareas rojas).
VI		Organismos no flagelados con pared de sílice. Ej. <i>Aulacoseira granulata</i> (Simonsen 1979).	No toleran la estratificación, toleran bajo tiempo de residencia.	Raramente generan riesgos en los cuerpos de agua continentales, pero pueden afectar sistemas de filtración de agua.
VII		Colonias mucilaginosas de gran tamaño. Ej. <i>Microcystis aeruginosa</i> (Kützting 1846)	Controlan posición en columna de agua, sensibles a bajos nutrientes, resistentes a depredación y bajo tiempo de residencia.	Alcanzan altas biomasa y forman floraciones superficiales, especies notoriamente nocivas y potencialmente tóxicas.

Tabla 1. Listado de los grupos funcionales basados en morfología (GFBM) descritos por Kruk *et al.* (2010) y Kruk y Segura (2012). Se incluye un esquema de su forma general, sus descripción en términos morfológicos, ecológicos y fisiológicos, así como sus preferencias y susceptibilidades ambientales y los riesgos asociados o no a su alta biomasa.

En la cuenca de la laguna se desarrollan distintas actividades y usos del suelo como urbanización, incluyendo a la ciudad de Rocha con más de 28000 habitantes, agricultura, ganadería y forestación con especies foráneas. La forestación y la agricultura son los usos del suelo que más han aumentado en los últimos 15 años (Rodríguez-Gallego, 2010). Esta intensificación coincide con el aumento de los indicadores de eutrofización (e.g. concentración total de fósforo (Conde *et al.*, 1999), proliferación de hidrófitas sumergidas (Rodríguez-Gallego, 2010), altas biomásas de algas epifíticas (Conde *et al.* 1999). Sin embargo, únicamente en dos ocasiones se registraron floraciones nocivas de cianobacterias, una en verano de 2003 (Conde sin publicar en Rodríguez-Gallego 2010) y una recientemente en verano de 2013 (Danilo Calliari *com pers.*). La baja frecuencia de floraciones nocivas en esta laguna podría ser explicada por la salinidad, ya que de acuerdo a la concentración de fósforo se esperaría una mayor biomasa de fitoplancton (Bonilla *et al.* 2006; Rodríguez-Gallego, 2010). Se plantea que la salinidad afecta las tasas de crecimiento del fitoplancton, la fijación de nitrógeno y la actividad fotosintética de las especies formadoras de floraciones (Domingues *et al.* 2007).

En Laguna de Rocha el aumento sostenido en superficie de determinados usos del suelo podría continuar incrementando la concentración de nutrientes en el cuerpo de agua, principalmente fósforo (Rodríguez-Gallego, 2010). Sin embargo, la salinidad y sus variaciones podrían modular el efecto de la eutrofización en el desarrollo del fitoplancton y particularmente la aparición de floraciones de cianobacterias. En este marco, evaluamos cómo distintos valores de salinidad y concentraciones de fósforo afectan la ocurrencia de floraciones nocivas de cianobacterias. Para ello analizamos las tasas de crecimiento a diferentes salinidades y las tasas de crecimiento con fósforo reactivo soluble (PRS) de distintas especies de fitoplancton agrupadas en GFBM mediante una exhaustiva revisión bibliográfica. Luego comparamos los valores de salinidad y concentración de PRS a los que crecen los distintos GFBM con valores históricos de salinidad y concentración de PRS en la Laguna de Rocha.

Metodología

La metodología se desarrolló en dos etapas:

i) Análisis histórico de variables ambientales: salinidad y PRS en Laguna de Rocha
El período analizado abarcó desde 1987 a 2006. La base de datos utilizada fue generada por distintos proyectos de investigación de la Sección Limnología y la Sección Oceanografía de la Facultad de Ciencias de la Universidad de la República. Todos los muestreos se realizaron en dos estaciones (Figura 1) denominadas norte o límnic, (cercana a la desembocadura del Arroyo Rocha) y estación sur o de influencia marina (cercana a la barra arenosa que conecta con el Océano Atlántico).

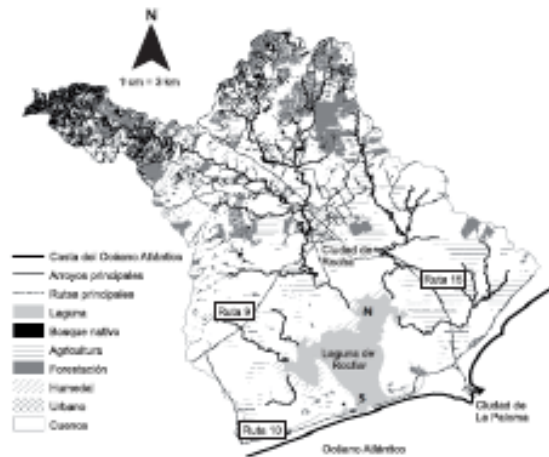


Figura 1: Mapa de la cuenca de Laguna de Rocha y los distintos usos del suelo. En la Laguna, se marca con “N” la estación de muestreo norte o limnica, y con “S” la estación de muestreo sur o marina.

Se contó en total con 98 muestreos realizados de forma aperiódica, incluyendo muestreos mensuales durante algunos años y bimensuales en otros. Debido a que el fósforo es el nutriente que más ha aumentado su concentración por efectos de la eutrofización (Rodríguez-Gallego 2010), se optó por utilizarlo como indicador de este proceso y analizar su efecto sobre el fitoplancton. En particular se consideró su forma utilizable por el fitoplancton: el fósforo reactivo soluble (PRS). La concentración de PRS en todos los muestreos fue obtenida de acuerdo a Murphy y Riley (1962) para agua previamente filtrada con filtros GF/C. Las muestras de agua fueron colectadas en todos los casos por debajo de la superficie. Se midió la conductividad in situ con un conductímetro de campo en forma subsuperficial. La salinidad fue obtenida haciendo el producto de la conductividad por 0.6 (Margalef, 1983).

ii) Revisión en literatura: tasas de crecimiento y constantes medias de saturación por PRS.

Se revisaron los estudios en relación a las tasas de crecimiento de distintas especies de fitoplancton a distintas salinidades entre 0 y 45 UPS. Se seleccionaron aquellas tasas pertenecientes a experimentos realizados en similares condiciones: unialgales, con salinidades estables y a temperatura entre 18 y 25°C. Por otro lado, se realizó una búsqueda de constantes medias de saturación (K_m) por PRS para especies de fitoplancton. Las K_m indican cuál es la concentración de PRS a la cual

los individuos crecen a la mitad de su tasa de crecimiento máxima y se expresan en $\mu\text{g/L}$ (Tilman, 1977). En este trabajo utilizamos la K_m como una medida de evaluación de cuáles son las concentraciones de PRS a las que se registra crecimiento. También para las K_m se seleccionaron experimentos realizados en similares condiciones (unialgales, temperatura entre 18 y 25°C).

Las cepas y especies para las cuales se encontraron datos en la bibliografía fueron asignadas a los distintos GFBM. Esta clasificación se realizó considerando los rasgos morfológicos de los organismos incluyendo rasgos continuos (volumen, superficie, dimensión lineal máxima y relación S/V) y la presencia o no de rasgos categóricos (aerótopos, mucilago, flagelo, sílice y heterocitos). La asignación se hizo utilizando la clave publicada por Kruk *et al.* (2010). Cuando esta información no se encontraba detallada en el artículo en consideración se obtuvo de la descripción taxonómica de la especie correspondiente para la zona geográfica considerada.

Para poner a prueba la existencia de diferencias en los valores de las tasas de crecimiento a distintas salinidades se agrupó a los casos en tres: salinidad entre 0 y 10 UPS, 10 - 30 UPS y mayor a 30 UPS. En cada tramo se compararon las tasas de crecimiento entre todos los grupos con tasas positivas utilizando análisis de medias no paramétrico Kruskal-Wallis (estadístico H) utilizando como variable independiente la asignación a los GFBM y variable dependiente la tasa de crecimiento. Se utilizó el mismo tipo de análisis para el caso del K_m .

Resultados

i) Variación ambiental de salinidad y PRS en Laguna de Rocha

En el período analizado: 1987 a 2006, la salinidad promedio de Laguna de Rocha fue 7,6 UPS ($\pm 7,0$) siendo 32 la máxima. En la estación de influencia marina (media 9,7 UPS, rango 1,1 – 32,3 UPS) la salinidad fue mayor que en la estación límnic (media 3,2 UPS, rango 0 – 21,5 UPS) (Figura 2). La concentración media de PRS en el mismo período fue 25,5 ($\pm 30,2$) $\mu\text{g/L}$ y su rango varió entre <10 (límite de detección del método de Murphy y Riley 1962) y 273 $\mu\text{g/L}$. En la estación con influencia marina la concentración de PRS fue menor (media 23, rango <10 - 201 $\mu\text{g/L}$) que en la estación límnic (media 27,9, rango <10 - 273 $\mu\text{g/L}$) (Figura 2).

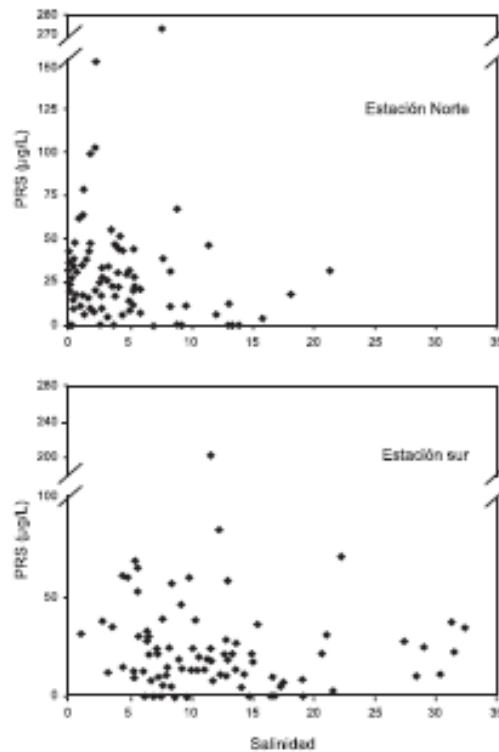


Figura 2: Relación histórica (1987-2006) entre fósforo reactivo soluble (PRS, µg/L) y salinidad en dos estaciones de muestreo de Laguna de Rocha. Estación Norte o limnica y Estación Sur o marina.

ii) Tasas de crecimiento y constantes medias de saturación (Km) por PRS

La revisión de la bibliografía evidencia 428 tasas de crecimiento, pertenecientes a un total de 44 especies distintas de fitoplancton. Asimismo se obtuvieron 65 Km de PRS para 29 especies distintas de fitoplancton. Luego de clasificar a las especies de fitoplancton en los siete GFBM se obtuvieron al menos 20 tasas de crecimiento a distintas salinidades y cinco Km de PRS para cada GFBM. Los organismos mejor representados en la base de datos fueron aquellos típicamente estuarinos.

Todos los GFBM crecieron a salinidades entre 0 y 30 UPS, y dos no lo hicieron a salinidades mayores a 30 UPS. Se detectaron diferencias significativas en las tasas de crecimiento de los siete GFBM en los tres tramos de salinidad: de 0 a 10 UPS (H = 34, p <0.001), de 10 a 30 UPS (H = 63, p <0.001) y mayor a 30 UPS (H = 45,

$p < 0.001$). A salinidades menores a 10 UPS el GFBM VI tuvo las mayores tasas de crecimiento, seguido del I y luego el III (incluye especies formadoras de floraciones) (Tabla 1 y Figura 3). A salinidades entre 10 y 30 UPS fueron los GFBM I y VI los que tuvieron las mayores tasas de crecimiento. A salinidades mayores a 30 UPS hubo dos de los siete grupos que no fueron capaces de crecer: GFBM III y VII. Dentro de los grupos que crecieron a salinidades mayores a 30 UPS el IV tuvo los mayores valores. Los GFBM que incluyen individuos potencialmente formadores de floraciones: III, IV y VII tuvieron tasas de crecimiento positivas y relativamente elevadas en un muy amplio rango de salinidad desde 0 hasta 20 UPS para el III, 3,8 a 45 UPS para el IV y 0,10 a 12,5 UPS para el VII (Figura 3).

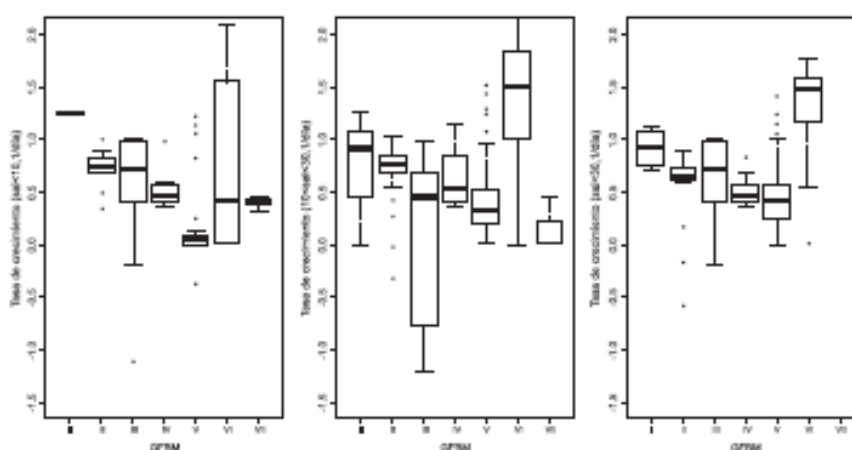


Figura 3: Tasas de crecimiento de cada GFBM en tres tramos de salinidad (<10: Izquierda, 10<sal<30:centro,>30:derecha). Como medida de tendencia central se muestra la mediana, en el box superior el percentil 75, box inferior percentil 25, y con línea punteada los rangos.

Se detectaron diferencias significativas en las *Km* por *PRS* obtenidas para los distintos GFBM ($H = 37$, $p < 0.001$) (Figura 4). El GFBM I fue el que presentó mayores valores y el rango más amplio de *Km* (Figura 4). Los GFBM que incluyen individuos potencialmente formadores de floraciones: III, IV y VII presentaron *Km* de *PRS* en un rango intermedio (rango de aproximadamente 60 $\mu\text{g/L}$). El GFBM III tuvo valores relativamente menores de *Km* y el GFBM VII presentó un rango mayor: hasta 100 $\mu\text{g/L}$. Los GFBM II y VI fueron los que presentaron menores valores y rango más acotado de *Km*.

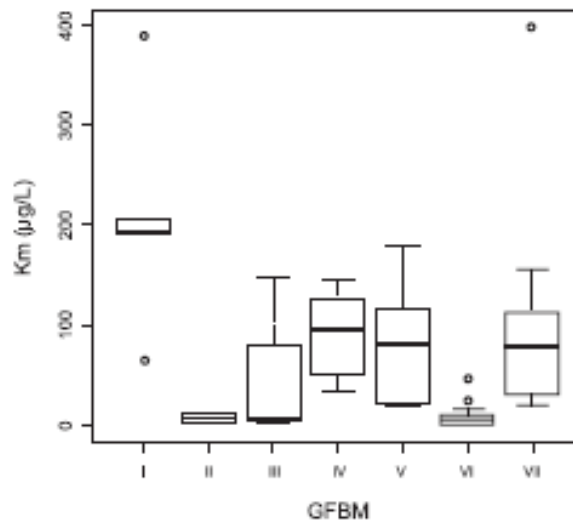


Figura 4: Boxplot de las constantes medias de saturación por fósforo reactivo soluble (Km, µg/L) para cada GFBM. Medida de tendencia central: mediana, box superior: percentil 75, box inferior: percentil 25, línea punteada: rangos.

Discusión

La salinidad afectó diferencialmente las tasas de crecimiento e incluso la presencia de distintos GFBM. Fue interesante encontrar en los datos obtenidos de literatura, que a salinidades relativamente altas, hasta 30 UPS, se encontraron todos los GFBM. Estos incluyeron a los tres GFBM que contienen especies de cianobacterias formadoras de floraciones nocivas (III, IV y VII). Estos GFBM constan de: filamentos grandes con aerótopos (III), de individuos de tamaño medio sin especializaciones (IV) y de colonias mucilaginosas de gran tamaño (VII) (Tabla 1).

En particular el GFBM IV tuvo tasas de crecimiento positivas aún a salinidades mayores a 30 UPS, rango característico de sistemas marinos. El crecimiento excesivo del GFBM IV no sería tan riesgoso como el de los GFBM III y VII, ya que solo algunas de sus especies son potencialmente tóxicas. Sin embargo, su tolerancia a muy altas salinidades indicaría que sus floraciones podrían desarrollarse inclusive en sitios más cercanos a la estación de influencia oceánica, dados los altos valores de salinidad que allí se presentan (Rodríguez-Gallego, 2010).

Otros trabajos han determinado que varias especies de cianobacterias son capaces de crecer en ambientes salobres, como es el caso de *Microcystis aeruginosa* y *Nodularia UP16a* que crecen hasta salinidades de 17.5 y 20 g/L respectivamente (Tonk *et al.*, 2007; Paerl y Huisman, 2008). De esta manera, las cianobacterias parecerían ser más tolerantes a las altas salinidades que otros grupos de agua dulce (Paerl y Huisman 2008), y por estas razones, podrían desarrollar ventajas competitivas frente a otras especies de agua dulce (Tonk *et al.* 2007). Además, el contenido de toxinas intracelulares se relaciona positivamente con la salinidad (Paerl y Huisman, 2009), haciendo aún más riesgoso el desarrollo de cianobacterias a altas salinidades.

Los GFBM que podrían formar floraciones (III, IV y VII) presentaron un amplio rango de constantes medias de saturación por fósforo reactivo soluble; esto podría implicar que en escenarios de aumento en la concentración de fósforo estos organismos podrían desarrollar altas biomásas en concordancia con lo observado por Paerl y Paul (2012).

Los valores históricos de salinidad en la Laguna permitirían el desarrollo de los tres GFBM potencialmente nocivos III, IV y VII. Asimismo, los valores históricos de *PRS* en comparación con las constantes medias de saturación indicarían que la mayoría de los GFBM podrían crecer a la mitad de su velocidad máxima de crecimiento. Sin embargo, en la Laguna de Rocha no son comunes las floraciones de cianobacterias (Bonilla *et al.*, 2006; Rodríguez-Gallego, 2010) y los organismos dominantes pertenecen a los grupos V y VI (Segura *et al.*, 2011; Segura *et al.*, 2013). Solo en una ocasión se desarrolló una floración de una cianobacteria del GFBM IV *Pseudonabaena cf. moniliformis* (Bonilla *et al.*, 2006; Conde *et al.*, 2009), en condiciones de salinidad de 16 UPS (Conde *et al.* 2009). En el verano de 2013 se registró por primera vez una floración de *Microcystis sp.*, perteneciente al GFBM VII (Calliari, comunicación personal). Esto indicaría que existen otros factores, como por ejemplo las variaciones en la salinidad, que podrían estar limitando el crecimiento y el desarrollo de individuos potencialmente formadores de floraciones. Por otro lado, la floración del grupo VII registrada recientemente, podría estar indicando potenciales cambios en el ecosistema.

El desarrollo de floraciones podría implicar daños en el ecosistema como consecuencia del deterioro en la calidad del agua, con riesgo para los usos recreativos, de pesca comercial y de conservación de la biodiversidad. Los GFBM III y VII son los más nocivos ya que sus grandes filamentos y colonias, respectivamente, pueden permanecer en suspensión en la columna de agua desarrollando aerótopos y estructuras mucilaginosas (Kruk *et al.*, 2010). Estos grupos pueden además alcanzar y ganar gran número de biomasa (Kruk *et al.*, 2010) lo cual sería posible a concentra-

ciones de nutrientes más elevadas. Estos nutrientes podrían ser exportados desde la cuenca de drenaje como consecuencia de actividades antrópicas (Huisman *et al.*, 2005; Paerl y Huisman 2009). En la cuenca de las lagunas costeras de Uruguay la agricultura se ha triplicado desde 1997 a 2011 (Rodríguez-Gallego *et al.* 2012; Nin *et al.*, 2011). En los próximos años, esto favorecería el aumento de la concentración de nutrientes en el agua de estos sistemas.

Las distintas respuestas a los cambios ambientales de estos organismos pueden ser utilizados para su manejo y remoción de los ecosistemas. En el caso del GFBM III disminuir su tiempo de residencia podría limitar su desarrollo, mientras que para el VII una disminución en la concentración de nutrientes sería más adecuada (Tabla 1). El cambio abrupto en las condiciones ambientales sería una herramienta apropiada para su gestión (Kruk *et al.*, 2002; Bonilla *et al.*, 2009). En las lagunas costeras, se podría utilizar la apertura artificial de las barras arenosas para lavar las altas concentraciones de nutrientes del sistema y eliminar las floraciones. Sin embargo, este manejo debe ser cuidadosamente evaluado ya que requiere que las lagunas presenten suficiente nivel de agua para conectarse al mar y puede desencadenar otros impactos en el ecosistema, alterando el régimen hidrológico y a las comunidades biológicas naturales (Conde y Rodríguez-Gallego, 2002). En sistemas como tajamares y aguadas, también podrían instalarse sistemas de compuertas que permitan eliminar el agua superficial con floraciones o eliminar sedimentos cargados de nutrientes (Kruk *et al.*, 2002) pero este manejo puede trasladar la problemática aguas abajo.

Las medidas que minimicen los impactos de floraciones presentes son una alternativa circunstancial que no ataca las causas del problema. Las floraciones son un problema de difícil control una vez instauradas y las medidas más adecuadas a escala de cuenca son la prevención y minimización de la exportación de nutrientes a los cuerpos de agua (Carpenter, 2005; Bonilla *et al.*, 2009). Esto se podría realizar mediante sistemas de tratamiento de aguas residenciales y regulaciones de los usos del suelo, incluyendo distancias adecuadas de la agricultura a los cuerpos de agua, adecuada aplicación de fertilizantes y manejo de suelos, mantenimiento de humedales riparios y coberturas de pasturas naturales adecuadas que eviten la erosión (Vymazal, 1995; McKergow *et al.*, 2003; Sharpley *et al.*, 2003; Dodds y Oakes 2006). Para esto es fundamental un proceso de comunicación y negociación entre los productores agropecuarios y las autoridades que regulan la calidad del agua, los suelos y las áreas protegidas.

En este marco es parte de nuestras perspectivas desarrollar un modelo matemático que permita determinar cuáles son las concentraciones de nutrientes que disparan el crecimiento de grupos de fitoplancton potencialmente nocivos en un gradiente

de salinidad. Estas concentraciones serían utilizadas en modelos de optimización de usos del suelo mediante modelación espacial en sistemas de información geográfica. Esto nos permitiría construir pautas de ordenamiento de los usos del suelo, teniendo en cuenta la carga de nutrientes exportada por cada uso en la cuenca, su superficie y la distancia al cuerpo de agua.

Agradecimientos

Daniel Conde, Danilo Calliari, Sylvia Bonilla, Luis Aubriot, Rafael Arocena, Guillermo Chalar, Laura Rodríguez, Claudia Piccini, quienes aportaron sus bases de datos históricos de nutrientes y salinidad en la Laguna de Rocha. Florencia Sarthou por su colaboración en la edición de gráficas, y Carmela Carballo y Amelia Fabre por su colaboración en los análisis estadísticos, a Angel Segura por sus importantes sugerencias. CSIC Programa de posgrados y Proyecto CSIC Programa Grupos I+D-1037 Ecología Funcional de Sistemas Acuáticos.

Bibliografía

Arrigo K., 2005. Marine microorganisms and global nutrient cycles. *Nature*, 437: 349-355

Barnes, RSK., 1980. Coastal lagoons. Cambridge University Press, Cambridge: 106 pp.

Bonilla S., D Conde, L Aubriot, L Rodríguez-Gallego, C Piccini, M Meerhoff, L Rodríguez-Graña, D Calliari, P Gomez, I Machado, A Britos., 2006. Procesos estructuradores de las comunidades biológicas en lagunas costeras del Uruguay (58) Pp. 611-630 en: Menafrá R., Rodríguez-Gallego L., Scarabino F., Conde D. (eds). Bases para la conservación y el manejo de la costa uruguaya. Vida Silvestre Uruguay, Montevideo.

Bonilla S, C Kruk, L De León, L Vidal y B Brena., 2009. Medidas de gestión y sistemas de vigilancia (6) Pp.27-33 en: Bonilla S (ed.). Cianobacterias planctónicas del Uruguay. UNESCO. PHI-LAC, N° 16.

Carpenter SR., 2005. Eutrophication of aquatic ecosystems: bistability and soil phosphorus. *Proc. of the Nat. Ac. of Sci.* 102(29):10002-10005.

Conde D, S Bonilla, L Aubriot, R De León y W Pintos., 1999. Comparison of the areal amount of chlorophyll a of planktonic and attached microalgae in a shallow coastal lagoon. *Hydrobiologia*. 408/409:285-291.

Conde D, Aubriot L & Sommaruga R., 2000. Changes in UV penetration associated with marine intrusions and freshwater discharge in a shallow coastal lagoon of the Southern Atlantic Ocean. *Marin Ecol Prog Ser*. 207:19-31.

Conde D y L Rodríguez-Gallego., 2002. [capítulo 12] Pp. 149-166. Problemática ambiental y gestión de las lagunas costeras atlánticas de Uruguay en: Dominguez y Prieto (eds) Perfil ambiental del Uruguay. Nordan-Comunidad Montevideo.

Dodds WK y RM Oakes, 2006. Controls on nutrients across a prairie stream watershed: land use and riparian cover effects. *Envir. Manag.* 37(5): 634-646.

Domingues RB, C Sobrino y H Galvao, 2007. Impact of reservoir filling on phytoplankton succession and cyanobacteria blooms in a temperate estuary. *Est. Coas. & Sh. Sci.* 74: 31-43.

Freguelli J., 1939. Diatomeas del Golfo de San Matías. *Rev. Museo de La Plata*, N.S., 2 (Bot.) 10: 201-226.

Huisman J, HCP Matthijs y PM Visser., 2005. Harmful Cyanobacteria. Springer, Dordrecht.

Kjerfve B., 1994. Coastal Lagoons Processes. Elsevier Oceanography Series, 60, Elsevier Science Publishers, Amsterdam, The Netherlands.

Kjerfve B., 1986. Comparative oceanography of coastal lagoons. pp 63-91. Estuarine variability. Academic Press. Inc.

Knoppers B., 1994. Aquatic primary production in coastal lagoons, Pp. 243-285. En: B. Kjerfve (ed) Coastal Lagoon Processes. Elsevier Oceanography Series, 60, Elsevier Science Publisher, Amsterdam, The Netherlands.

Kruk C, N Mazzeo, G Lacerot y CS Reynolds., 2002. Classification schemes for phytoplankton: a local validation of a functional approach to the analysis of species temporal replacement. *Journ of Plank Res.* 24(9):901-912.

Kruk C, VLM Huszar, ETHM Peeters, S Bonilla, L Costa, M Lüring, CS Reynolds, M Scheffer., 2010. A morphological classification capturing functional variation in phytoplankton. *Fresh Biol.* 55: 614-627.

Kruk C y A., 2012. The habitat template of phytoplankton morphology-based functional groups. *Hydrobiologia*. DOI 10.1007/s10750-012-1072-6.

Kützing FT., 1846. *Tabulae phycologicae; oder, Abbildungen der Tange*. Vol. 1, fasc. 1 pp. 1-8, pls 1-10. *Nordhausen: Gedruckt auf kosten des Verfassers* (in commission bei W. Köhne).

Litchman E y CA Klausmeier., 2008. Trait-based community ecology of phytoplankton. *Ann Rev of Ecol, Evolution and Systematics*, 39:615-639.

Margalef R., 1983. *Limnología*. Omega, Barcelona.

McKergow LA, DM Weaver, IP Prosser, RB Grayson y AEG Reed., 2003. Before and after riparian management: sediment and nutrient exports from a small agricultural catchment, Western Australia. *Journ of Hydrol*. 270: 253-272.

Murphy J y Riley JP, 1962. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Anal. Chim. Acta* .27, 31-36.

Nin M, L Rodríguez-Gallego y D Conde., 2011. Actualización del diagnóstico socioambiental del paisaje protegido Laguna de Rocha. En: Rodríguez-Gallego L., Nin M., Suárez C. & Conde D. Propuesta de Plan de Manejo del Paisaje Protegido Laguna de Rocha. Futuro Sustentable S.A. Rocha, Uruguay.

Paerl HW y J Huisman., 2008. Blooms like it hot. *Science*, 320:57-58.

Paerl HW y J Huisman., 2009. Climate change: a catalyst for global expansion of harmful cyanobacterial blooms. *Envir Microb Rep*. 1(1), 27-37.

Paerl HW y VJ Paul. 2012. Climate change: Links to global expansion of harmful Cyanobacteria. *Water research*. 46: 1349-1363.

Reynolds CS., 2006. *Ecology of phytoplankton*. Cambridge, Cambridge University Press: 550pp.

Rodríguez-Gallego L., 2010. Eutrofización de las lagunas costeras de Uruguay: impacto y optimización de los usos del suelo. Tesis Doctoral, PEDECIBA, Facultad de Ciencias, Universidad de la República, Montevideo, Uruguay.

Rodríguez-Gallego L., Achkar M. y Conde D. 2012. Land Suitability Assessment in the Catchment Area of Four Southwestern Atlantic Coastal Lagoons: Multicriteria and Optimization Modeling. *Envir manag*. DOI 10.1007/s00267-012-9843-4.

Seenayya G y N Subba Raju., 1972. On the ecology and systematic of the alga known as *Anabaenopsis raciborskii* (Wolosz.) (Desikachary, T.V. Eds) pp. 52-57. Elenk. and a critical evaluation of the forms described under the genus *Anabaenopsis*. En: Papers submitted to the First International Symposium on Taxonomy and Biology of blue-green algae.

Segura AM, Calliari D, Kruk C, Conde D, Bonilla S y Fort H., 2011. Emergent neutrality drives phytoplankton species coexistence. *Proc of the Roy Soc Biol.* 278: 2355-2361.

Segura A, C Kruk, D Calliari y H Fort, 2012. Use of a morphology-based functional approach to model phytoplankton community succession in a shallow subtropical lake. *Fresh biol.* doi:10.1111/j.1365-2427.2012.02867.x

Segura AM, C Kruk, D Calliari, F García-Rodríguez, D Conde, C E Widdicombe y H Fort., 2013. Competition Drives Clumpy Species Coexistence in Estuarine Phytoplankton. *Sci. Rep.* 3, 1037; DOI:10.1038/srep01037.

Sharpley AN, T Daniel, T Sims, J Lemunyo, R Stevens y R Parry., 2003. Agricultural phosphorus and eutrophication. Agricultura Research Service, USA.

Smayda T., 1997. What is a bloom? *Limnol and Oceanog.* 42: 1132- 1136.

Tilman D., 1977. Resource competition between Plankton Algae: An experimental and theoretical approach. *Ecology.* 58(2): 338-348.

Tonk L, K Bosch, PM Visser y J Huisman., 2007. Salt tolerance of the harmful cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*. *Aquat Microb Ecol.* 46: 117–123.

Vymazal J, 1995. Algae and element cycling in wetlands. Lewis publisher, Boca Raton. Wilson, M. A. y S. R.Carpenter. 1999. *Ecol. Appl.* 9: 772–783.

Índice

03	Prologo
07	Una mirada transdisciplinaria sobre el agua: 10 años de experiencias.
11	La calidad de agua como factor clave en la producción animal.
39	Calidad del agua del arroyo Tapalqué para bebida de ganado.
53	Efecto de la salinidad y la concentración de nutrientes en las floraciones de cianobacterias de una laguna costera de Uruguay.
73	Huella hídrica de la cadena láctea de La Pampa.
101	Estimación del valor económico total de los recursos hídricos en la cuenca del Río Huasco- Chile.
119	Evaluación de la percepción ambiental en el medio rural como diagnóstico en la toma de decisiones locales para la gestión del agua.
135	Compuestos orgánicos halogenados extraíbles (EOX) como medida de la calidad del agua y sedimentos.
145	Uso del agua en la producción de carne bovina.
163	El marco regulatorio del Agua en Argentina y sus implicancias en la gestión integrada del agua. Impacto sobre las actividades agropecuarias.

ANEXO II: Actividades realizadas durante la Maestría

Trabajos presentados en congresos y jornadas

Cabrera C., Jones H., Vidal L., Riganti P., Mauttone A., Segura A., Hamilton D., Conde D., Rodríguez-Gallego L., Kruk C., “Optimización de los usos del suelo para prevenir floraciones nocivas de fitoplancton en la Laguna de Rocha”. 2014. Presentación oral en las Jornadas de PEDECIBA Geociencias, diciembre 2014.

Cabrera C., Jones H., Vidal L., Rodríguez-Gallego L., Hamilton D., Conde D., Kruk C. “Modelización espacial hidrológica y de calidad de agua de la Laguna de Rocha”. 2014. Presentación oral en las II Jornadas Interdisciplinarias en Biodiversidad y Ecología, diciembre 2014.

Cabrera C., Jones H., Rodríguez-Gallego L., Hamilton D., Kruk C. “Desarrollo de un modelo espacial acoplado de hidrología y calidad de agua para la Laguna de Rocha”. 2013. Poster presentado en las IV Jornadas de Geociencias del PEDECIBA, LATU. Uruguay.

Kruk C., Segura A., Doyle S., Calliari D., **Cabrera C.**, Sarthou F., Vidal L., Nogueira L., Carballo C., Colina M., Rodríguez Gallego L. “Floraciones nocivas de fitoplancton: herramientas para el monitoreo, predicción y gestión”. 2013. Presentación Oral en las IV Jornadas de Geociencias del PEDECIBA, LATU. Uruguay

Cabrera C., Kruk C., Rodríguez-Gallego L. 2013. “Optimización de los usos del suelo para mantener la calidad del agua en el Paisaje Protegido Laguna de Rocha.” Trabajo presentado en modalidad Oral en el VI Congreso Nacional de Áreas Naturales Protegidas.

Cabrera C., Kruk C., Rodríguez-Gallego L. 2012. “Efecto de distintos usos de suelo en las floraciones de cianobacterias en una laguna costera de Uruguay”. Poster presentado en “2as Jornadas Interdisciplinarias Ciclo del Agua en Agroecosistemas”, Facultad de Cs. Veterinarias, Universidad de Buenos Aires, Argentina.

Cabrera C., Carballo C., Sarthou F., Nogueira L., Segura A., Rodríguez-Gallego L., Kruk C. 2012. “Efecto de la salinidad y la concentración de nutrientes en las floraciones de cianobacterias de una laguna costera, Uruguay.” Presentación oral en el 5º Congreso Argentino de Limnología, Universidad Nacional del Litoral, Santa Fé, Argentina.

Cabrera C., Sarthou F., Carballo C., Segura A., Kruk C., Rodríguez-Gallego L. 2012. “Efectos de usos del suelo y variaciones de salinidad en el desarrollo de potenciales floraciones de cianobacterias en la Laguna de

Rocha". Poster presentado en Primeras Jornadas Interdisciplinarias en Biodiversidad y Ecología, CURE, Rocha, Uruguay.

Sarthou, F., **Cabrera, C.**, Carballo, C., Goyenola, G., Iglesias, C., Nogueira, L., Pacheco, J.P., Segura, A.S., Teixeira de Mello, F., Mazzeo, N., Meerhoff, M., Kruk, C. "Efectos de la temperatura en el crecimiento de cianobacterias: tasas de crecimiento y muestreos en un lago somero eutrófico (Uruguay)". Presentación oral en el 5º Congreso Argentino de Limnología, Universidad Nacional del Litoral, Santa Fé, Argentina.

Kruk C., Segura A.M., Sarthou F., **Cabrera C.**, Nogueira L., Carballo C., Colina M. 2012. "Ecología funcional del fitoplancton: analizando procesos usando la morfología". Conferencia oral en "IX Seminario Colombiano de Limnología Asociación Colombiana de Limnología (ACL-20 AÑOS, NEOLIMNOS-10 AÑOS) Reunión Internacional de Taxonomía y Ecología de los organismos de los Sistemas Acuáticos Continentales y Costeros Tropicales", Universidad de Antioquia, Medellín, Colombia.

Publicaciones relacionadas con el posgrado

Cabrera C., Rodríguez-Gallego L., Kruk C. "Efecto de la salinidad y la concentración de nutrientes en las floraciones de cianobacterias de una laguna costera de Uruguay", 2013. Capítulo de libro publicado en: El Agua en la Producción Agropecuaria. Centro de estudios Transdisciplinarios del Agua. Universidad de Buenos Aires UBA- FundaVet-Conicet , Buenos Aires. ISBN: 9789872896300

Pasantías

Junio y julio de 2013: pasantía en el Centre for Biodiversity and Ecology Research, de la University of Waikato de Nueva Zelanda, a cargo del Profesor David Hamilton (co-director de la tesis y responsable del laboratorio de destino). Actividad financiada por el Programa de Pasantías de CSIC 2013.

Participación en proyectos y grupos

Integrante del Proyecto I+D de CSIC: "Planificación ambiental: aplicación de herramientas interdisciplinarias para el desarrollo sustentable". Responsables: Lorena Rodríguez-Gallego (co- directora de tesis de quien suscribe) y Álvaro Soutullo. Se trabajó en un equipo interdisciplinario (biólogos, ingenieros e ingenieros agrónomos), en un problema vinculado a la tesis. Se realizaron seminarios de discusión entre los integrantes del proyecto y con instituciones del estado vinculadas a estas temáticas.

Integrante del Grupo: “Fortalecimiento de un grupo de referencia en Ecología Funcional Acuática en la UdelaR”, Sección Limnología Facultad de Ciencias y CURE-Rocha, UdelaR. Financiamiento: CSIC, UdelaR. Responsables: Calliari D., Kruk C., García G., Rodríguez-Graña L. Se contó con un cargo financiado en el marco de ese Grupo, para la realización de actividades de la tesis.