

**FLORACIONES ALGALES EN LA LAGUNA DE CASTILLOS Y SU RELACIÓN CON LA
INTENSIFICACIÓN DE LOS USOS DEL SUELO:
APORTES PARA SU MANEJO INTEGRADO**



Lic. Ana Martínez

ORIENTADORES

Dra. Lorena Rodríguez¹, Dra. Carla Kruk¹ y Dr. Oscar Blumetto²

1-Centro Universitario Regional Este (CURE) 2-Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria (INIA)



**UNIVERSIDAD
DE LA REPÚBLICA
URUGUAY**

INDICE GENERAL

Agradecimientos

Resumen

INTRODUCCIÓN GENERAL 8

Lagunas costeras

Eutrofización y usos de suelo

Justificación del estudio

HIPOTESIS Y PREDICCIONES 16

OBJETIVOS 18

CARACTERÍSTICAS DEL ÁREA DE ESTUDIO 19

ESTRATEGIA DE TRABAJO 20

CAPITULO 1 EFECTO DE LOS CAMBIOS EN EL USO DE SUELO EN EL APORTE DE NUTRIENTES AL CUERPO DE AGUA Y COMO SON PERCIBIDOS ESTOS CAMBIOS POR LOS ACTORES LOCALES

CAP1.INTRODUCCIÓN 23

Eutrofización

Relación entre variables meteorológicas y eutrofización

Conocimiento Ecológico Local (CEL)

CAP1.METODOLOGÍA 28

1.2.1 Recopilación de la información existente

1.2.2 Muestreos actuales

1.2.3. Análisis de usos de suelo

1.2.4. Datos meteorológicos

1.2.5. Análisis de datos

1.2.6. Relevamiento del conocimiento ecológico local

CAP1. RESULTADOS **36**

1.3.1 Calidad de agua

1.3.2. Usos de suelo

1.3.3. Carga de nutrientes exportada a la laguna

1.3.4. Variables meteorológicas

1.3.5. Relación entre las distintas variables ambientales

1.3.6 Conocimiento Ecológico Local

CAP1. DISCUSIÓN **54**

1.4.1. Calidad de agua: patrones espaciales y temporales

1.4.2. Usos de suelo y exportación de nutrientes

1.4.3. Condiciones meteorológicas

1.4.5. Conocimiento Ecológico Local

CAP1. CONCLUSIONES **62**

CAPÍTULO 2. COMUNIDAD DE FITOPLANCTON Y FLORACIONES DE CIANOBACTERIAS

CAP2. INTRODUCCIÓN **64**

2.1.1. Fitoplancton de lagunas costeras

2.1.2. Floraciones de cianobacterias

2.1.3. Efectos de las floraciones

2.1.4. Condiciones hidrológicas que afectan la formación de floraciones

2.1.5. Modelación de floraciones nocivas

CAP2. METODOLOGÍA **71**

2.2.1. Recopilación de información existente

2.2.2. Datos meteorológicos

2.2.3. Muestreos	
2.2.4. Análisis de datos	
CAP2. RESULTADOS	78
2.3.1. Comunidad de fitoplancton	
2.3.2. Biomasa fitoplanctónica estimada como clorofila <i>a</i>	
2.3.3. Floraciones	
2.3.4. Modelos	
CAP2. DISCUSIÓN	98
2.4.1. Comunidad de fitoplancton	
2.4.2. Floraciones	
CAP2. CONCLUSIONES	106
DISCUSIÓN GENERAL	108
BIBLIOGRAFÍA	117
ANEXO I	139
ANEXO II	140
ANEXO III	142
ANEXO IV	144

Agradecimientos

El desarrollo de esta tesis fue posible gracias al apoyo y colaboración de muchas personas

Primariamente agradezco a mis hijas a quienes le quité mucho de mi tiempo que les correspondía para dedicarlo a la tesis y fueron quienes soportaron mis momentos de estrés, que no fueron pocos, durante el proceso...y sin entender mucho por lo que estaba pasando su madre. También agradezco a Diego por haber hecho de botero y ayudarme durante los muestreos.

Particularmente quiero agradecer a mis orientadores por su confianza, enseñanzas y por su infinita paciencia, Lorena y Carla quienes me siguieron de cerca y Oscar por explicarme la visión más agronómica y nombrarme cada uno de los pastitos que vimos en las recorridas

A Juan Carlos y Marcos Olivera (monte de ombúes "Rincón de los Olivera") quienes pusieron a mi disposición toda su infraestructura y sobre todo las lanchas para que fuera posible la realización de los muestreos.

A Daniel Conde, Silvia Bonilla y Leticia Vidal por ceder sus planillas de datos previos.

A Ismael Díaz que me enseñó los piques para trabajar con los sistemas de información geográfica.

A muchos compañeros a quienes golpeé sus puertas, especialmente Carolina Crisci quien muy pacientemente me ayudó en mis múltiples trancas con R y los análisis estadísticos. También a Inés Pereyra que consulté varias veces con dudas estadísticas y a Andrea Messa por lo mismo. También a Ximena Lagos quien me ayudó con el análisis de entrevistas y a Martín Dabezies con quien aprendí mucho sobre el análisis del conocimiento ecológico local.

Quiero agradecer a Carolina Lescano por su ayuda con los análisis químicos y siempre su buena voluntad para lo que fuera.

Un agradecimiento especial para los entrevistados, quienes me recibieron muy amablemente en sus casas o sitios de trabajo, ayudándome a interpretar mucho de lo observado en la laguna como un proceso histórico, particularmente a Juca con quien tuve múltiples conversaciones al respecto.

A mis compañeros de generación de la maestría (generación IV) por su gran aliento todo el tiempo, principalmente a Fabrizio Scarabino por las sesiones de tesis en su casa, compartiendo el proceso y conversaciones enriquecedoras.

A mis compañeros de trabajo de DINARA La Paloma especialmente a Graciela Fabiano, quien me facilitó datos y discusiones sobre la laguna. Y a mi "jefecito" Leonardo Ortega por su constante

apoyo y enseñanzas a lo largo de toda mi carrera como investigadora y a quien le debo muchísimo de lo que soy hoy.

A mis amigas “las devotas” (Laura, Adriana, Leticia, Magali, Carmen, Karina y Marcela) por los momentos de distensión y aliento y bancarme la cabeza. A Patricia Lagos por su gran aguante con mis “sufrimientos” por la tesis y sus grandes charlas de apoyo.

A Juan Pablo Lozoya y Caterina Dimitriadis por toda su hospitalidad y aceptarme como su tercer “hija” durante el período de cursado de la maestría.

Al tribunal (Daniel Conde, Carolina Crisci y Natalia Verrastro) por las sugerencias, comentarios y correcciones realizadas al trabajo mejorando su contenido.

La Beca de Maestría otorgada por ANII colaboró a que esta tesis fuera posible.

Resumen

La intensificación de los usos del suelo y el cambio climático son los principales agentes causantes de pérdida de calidad de agua a nivel global. Mediante una combinación de herramientas (análisis de imágenes satelitales, muestreos, conocimiento ecológico local y modelación) se buscó identificar, dentro de estas forzantes, las más importantes en la Laguna de Castillos y aportar a la predicción de las floraciones de cianobacterias. Se registraron cambios en los usos de suelo de la cuenca, con un aumento en la superficie destinada a forestación y agricultura principalmente con la concomitante disminución del campo natural, lo cual está provocando un mayor aporte de nutrientes hacia el cuerpo de agua. Asimismo, el aumento en los eventos de precipitaciones extremas provocando un mayor lavado de la cuenca contribuye con este aporte. Como consecuencia de esto la comunidad de fitoplancton mostró una disminución en la diversidad y aumento de la frecuencia de floraciones de cianobacterias a partir de la década del 2010. Estos cambios en el uso de suelo y sus efectos en las características de la laguna y ocurrencia de floraciones, fueron percibidos por los actores locales. Las principales variables moduladoras de la biomasa total de fitoplancton (clorofila a), del biovolumen de cianobacterias y de la ocurrencia de floraciones fueron la temperatura, la concentración de fósforo total y las precipitaciones acumuladas a 5 días, con un (R^2 de los modelos entre 0.35 y 0.61 y un error entre 1.03 y 30.07. A una temperatura superior a 25°C, una concentración de PT mayor a 200 µg/L y precipitaciones moderadas hay una gran probabilidad de ocurrencia de floraciones. Las proyecciones de la región prevén un aumento de la temperatura y de la frecuencia de los eventos de precipitaciones extremas por lo cual habría una tendencia al aumento de floraciones. Debido a que mitigar los cambios globales es difícil será fundamental tomar medidas drásticas a nivel local especialmente en el control de la concentración de nutrientes (fósforo principalmente) que llega al cuerpo de agua para prevenir las floraciones.

INTRODUCCION GENERAL

La zona costera constituye el espacio de ecotono e interacción dinámica entre los océanos, ecosistemas acuáticos continentales (lagos, humedales, ríos) y la tierra firme, donde el agua influye sobre la tierra y viceversa (Cicin-Sain & Knetch 1998). Las zonas costeras juegan un rol importante en el desarrollo socioeconómico y al mismo tiempo sufren un elevado estrés por actividades humanas (Halpern et al. 2008; Nobre 2009; Tessler et al. 2015, Cai et al. 2016). Estas zonas tradicionalmente han atraído a los humanos por su abundancia de recursos, ser puntos de acceso desde el mar, ofrecer posibilidades de transporte, para actividades recreacionales, etc. Esta zona de transición representa el 10% de la superficie del planeta y provee servicios ecosistémicos a más del 60% de la población humana (Costanza et al. 1997; Costanza et al. 2014; Cai et al. 2016). Esta interface entre ecosistema terrestre y acuático posee una elevada complejidad en su manejo debido al amplio rango de actores involucrados y sus valores particulares, haciendo necesario la creación de estructuras de gobernanza específicas y políticas innovadoras (Armitage et al. 2009)

Particularmente en Uruguay que es un país pequeño, donde comparativamente la línea costera es relativamente grande en relación con su superficie, la zona costera es muy importante en la economía nacional. Aunque la suma de los 6 departamentos costeros alcanzan tan solo un 18% de la superficie nacional estos albergan al 70% de la población total (Menafrá et al. 2009)

Los problemas ambientales a los que se ve enfrentada la costa Uruguay son aquellos debidos primariamente a los cambios en los usos de suelo y sus conflictos asociados (Menafrá et al 2009). La creciente urbanización en la zona costera trae aparejados una serie de problemas ambientales, no solo el daño que ocasionan las construcciones en sí mismas (Orlando et al. 2020) si no también la generación de desechos domésticos (Bartone 1990; Cabral et al. 2019; Alvareda et al. 2020).

El Manejo Costero Integrado (MCI) como campo de conocimiento y práctica (Olsen et al. 1999) tiene como principal objetivo asegurar un adecuado estado del ambiente costero. Para ello apunta a la integración intersectorial de diferentes niveles de gobernanza para la gestión de unidades ambientales y ecosistemas, combinando conocimientos naturales, sociales y locales-tradicionales (Cicin-Sain & Belfiore 2005). El MCI se enmarca además en un desarrollo sustentable que plantea que el uso presente de los recursos costeros no debe perjudicar el uso y disfrute de estos recursos

por generaciones futuras. Es imposible alcanzar los objetivos de desarrollo sustentable sin ecosistemas costeros productivos y saludables (Menafra et al 2009; Neumann et al. 2015). Como un instrumento de desarrollo sustentable el MCI se define asimismo como un proceso continuo, dinámico e interdisciplinario que aborda problemáticas socio-ambientales desde un enfoque sistémico y participativo reconociendo e integrando las diversas escalas, sectores y conocimientos involucrados (GESAMP 1996; Cicin-Sain & Knetch 1998) El proceso MCI es concebido con el fin de superar la fragmentación inherente al abordaje de la gestión sectorial y las divisiones de jurisdicción entre los niveles de gobierno, al tiempo que realiza referencia explícita a la necesidad de integrar la escala temporal en el enfoque, comprendiendo holísticamente los procesos y mejorando en el marco de la mejora continua (Cohanoff et al. 2011). Para lograr esto se requiere balancear necesidades de corto plazo con la sostenibilidad a largo plazo, es decir generar un desarrollo humano ambientalmente no degradante, técnicamente apropiado, económicamente viable y socialmente aceptable (FAO 1988). En este contexto, los aportes desde las ciencias son fundamentales para tomar decisiones de gestión y planificar el manejo de los recursos naturales, así como también es fundamental incorporar los conocimientos y percepciones locales sobre los ecosistemas y los problemas ambientales. Esto permitiría que los efectos de las actividades de la sociedad en la naturaleza apunten a disminuir la problemática ambiental local, pero también a nivel global y regional. En las últimas décadas se reconoce que los ecosistemas son además “paisajes culturales” que han sido moldeados de alguna manera por actividades humanas (Balée 1994). Este cambio en la forma de concebir la relación humano- naturaleza deja en evidencia la necesidad de inclusión de las poblaciones locales y su forma de manejo de los recursos naturales en el manejo de sistemas socio-ecológicos complejos (Raymond et al. 2010; Espinoza-Tenorio et al. 2013). El manejo holístico de los sistemas requiere de la síntesis de una gran cantidad de información socioeconómica y ambiental, incluyendo conocimiento ecológico local y tradicional (Christie et al. 2007).

Lagunas Costeras

Las lagunas costeras son ecosistemas someros dinámicos que se conectan con el mar de manera

permanente o intermitente (Kjërve 1994). Son espacios de transición tierra-agua caracterizados por una alta dinámica y productividad biológica, muy importantes ecológica y económicamente (Pintos et al. 1991; Usaquén Perilla et al. 2012) ya que sustentan servicios ecosistémicos para la sociedad y constituyen uno de los sistemas con mayor diversidad y productividad del planeta (Barnes 1980; Abreu et al. 1994; Knoppers 1994; Newton et al. 2014; Newton et al. 2018). Además, modulan la transferencia de materia y energía entre el continente y el océano, por ejemplo afectando el ciclo de carbono. Son sustento de varias pesquerías y son utilizadas como áreas de cría por numerosas especies de peces y crustáceos (Barnes 1980; Abreu et al. 1994; Yañez-Arancibia et al. 1994; Santana & Fabiano 1999; Newton et al. 2014). Pueden ser consideradas sistemas socioecológicos divididos en dos componentes estrechamente ligados; el subsistema humano (social, institucional y económico) y el subsistema ambiental (Gallopín et al., 2000). Las necesidades antropogénicas y las condiciones naturales de las lagunas costeras las convierte en ambientes muy sensibles y vulnerables a los impactos humanos provocando una disminución de su diversidad y pérdida de calidad de agua (Usaquén Perilla et al. 2012; Audouit et al. 2019).

La dinámica de la barra que separa las lagunas del océano es el principal factor regulador de la producción del sistema, ya que genera gradientes de salinidad, nutrientes y turbidez (Knoppers 1994; Rodríguez-Gallego et al. 2017). Esto resulta en zonas de influencia marina y límnic en los que la estructura de las comunidades biológicas y en particular de los productores primarios es variable (Conde et al. 2000). Los productores primarios pueden estar dominados por fitoplancton, micro y macroalgas bentónicas y macrófitas (Barnes 1980; Knoppers 1994; McGlattery 2001). En lo que refiere al fitoplancton, las lagunas costeras difieren sustancialmente de los estuarios gobernados por ríos en el tipo de organismos de fitoplancton que proliferan, el nivel de biomasa alcanzado, el momento del año de desarrollo de floraciones, la forma de nutrientes que los sostienen y la influencia de la hidrología en esas floraciones y en la dinámica de sus nutrientes (Gilbert et al. 2011). Las lagunas con mayor conexión con el océano tienen mayor proporción de diatomeas, dinoflagelados y flagelados pequeños (Melo & Suzuki 1998; Kjërve 1994). Lagunas con mayor influencia límnic y aporte de altas cargas de fósforo de origen continental presentan organismos de mayor tamaño como clorofitas o cianobacterias (Kjërve 1994; Odebrecht et al.

2005) y gran cantidad de macrófitas que llegan a ser problemáticas en lagunas eutrofizadas (Rodríguez-Gallego et al. 2017). Cambios a largo plazo en el fitoplancton y la calidad de agua están altamente correlacionados con la salinidad (Cabrera et al. 2013; Haraguchi et al. 2015). Por otra parte, cambios a corto plazo en las variables meteorológicas, el régimen hidrológico, las mareas y la temperatura, provocan marcados cambios en la mezcla vertical y la advección horizontal, la turbidez y resuspensión, y el suministro de nutrientes (Kjërve 1986; Pintos et al. 1991; Chalar & Clemente 2005). El crecimiento del fitoplancton y la acumulación de biomasa dependen de las precipitaciones (Haakonsson et al. 2017) y la descarga de agua dulce, precipitaciones demasiado intensas producen una disminución de biomasa debido al flujo de fitoplancton fuera de la laguna (Paerl et al. 2007; Odebrecht et al. 2008). Por lo tanto las precipitaciones y la variabilidad en la salinidad en las lagunas costeras son factores ambientales importantes modulando la intensidad del proceso de eutrofización y por lo tanto las floraciones (Paerl & Huisman 2008, Yunes 2009, Cabrera et al. 2013; Huisman et al. 2018). La dinámica hidrológica de las lagunas costeras también determina que la concentración de nutrientes para el crecimiento fitoplanctónico sea muy variable y tanto el N como el P puedan ser limitantes (Badylak & Philips 2004; Aubriot et al. 2004).

Eutrofización y usos de del suelo

La eutrofización cultural actualmente es una de las principales amenazas para el funcionamiento de los ecosistemas acuáticos provocando serios problemas de calidad de agua (Carpenter et al. 1998) y una reducción en los servicios ecosistémicos que estos proveen tanto a nivel mundial (Conley et al. 2009; Verdugo et al. 2007) como en Uruguay (Kruk et al. 2013; Bonilla & Meerhoff 2014; Nin et al. 2016). La eutrofización cultural acelera el enriquecimiento en nutrientes exportados desde la cuenca. Este proceso resulta en el crecimiento desmedido (floración) de los productores primarios principalmente el fitoplancton, ya que este se encuentra naturalmente limitado por la baja concentración de nutrientes en el agua. Uno de los efectos menos deseados de la eutrofización es la aparición de floraciones de fitoplancton potencialmente tóxico (McGlathery 2001; Ibelings et al. 2014; Paerl et al. 2016). Si bien la eutrofización cultural puede ser reversible y existen diferentes tecnologías para ello, la recuperación puede ser difícil e incluso llevar centenas de años (Carpenter 2005). Un cuerpo de agua eutrofizado provoca costos ecológicos, económicos y

sociales por lo cual son deseables acciones que prevengan la eutrofización, que en definitiva son menos costosas que la rehabilitación y restauración (Anguiano-Cuevas et al. 2015).

El tipo de uso y manejo productivo realizado en la cuenca afecta la cantidad y calidad de los nutrientes exportados. Como regla general, los ambientes naturales (ej. praderas, bosques nativos) exportan baja cantidad de nutrientes a los cuerpos de agua, mientras que los usos urbanos y agropecuarios son grandes fuentes de nutrientes (Jeje 2006). La siembra directa aporta aún más nutrientes, su fertilización produce estratificación de fósforo en el suelo quedando en su mayoría a nivel superficial que permite ser arrastrado más fácilmente por escorrentía (Suñer et al. 2007; Perdomo et al. 2015). También la hidrología del sistema influirá en el grado de eutrofización que pueda presentar, usualmente se asume que lagunas costeras con mayores tiempos de residencia pueden exhibir un mayor grado de eutrofización que las que tienen tiempos de residencia más cortos (Usaquén-Perilla et al. 2012)

Por otro lado el cambio climático puede acelerar aún más los procesos de eutrofización en los cuerpos de agua someros (Meerhoff et al. 2007, Moss et al. 2011), los cambios en el régimen de precipitaciones con eventos de lluvias más intensos afectan la llegada de nutrientes al cuerpo de agua (Jarvie et al. 2006; Cassidy & Jordan 2011) favoreciendo el desarrollo y persistencia de floraciones de cianobacterias (Paerl et al 2016). A su vez, el aumento de temperatura favorece aún más el desarrollo de cianobacterias ya que estas tienen sus tasas de crecimiento máximas a temperaturas más elevadas (Pearl & Otten 2013; Paerl et al. 2016).

Uruguay no es una excepción en la realidad internacional y regional de intensificación de los usos de suelo y del cambio climático. En todo el país ocurren procesos de eutrofización asociados al incremento del uso de fertilizantes (Goyenola et al. 2015; Rodríguez-Gallego et al. 2017, Aubriot et al. 2017) y las floraciones algales aumentan su frecuencia e intensidad (PNUMA 2008; Kruk et al. 2013; Bonilla et al. 2015; Kruk et al. 2015; Kruk et al. 2019). La mayoría de los cuerpos de agua de los cuales se extrae agua para consumo están presentando problemas de floraciones de cianobacterias constituyendo una amenaza al suministro de agua potable. A modo de ejemplo son de público conocimiento las floraciones ocurridas durante el 2013 por las cuales se vio perjudicado

el suministro en Montevideo a partir del Río Santa Lucía (UDELAR 2013). Más recientemente la Laguna del Sauce, la cual es la principal fuente para suministro de agua potable en Maldonado, y en la que se habían registrado sucesivas floraciones (Inda & Steffen 2010) presentó los mismos inconvenientes. Las cianobacterias pueden producir toxinas de diversos tipos y efectos (e.g. hepatotóxicas, neurotóxicas) (Huisman et al. 2018). Todas ellas son termoestables por lo cual no pueden eliminarse ni con el hervor ni con la cocción. Estas toxinas pueden producir desde efectos dérmicos (dermatitis) hasta efectos neurológicos como parálisis, incluso exposiciones crónicas a estas toxinas pueden producir cáncer de hígado y hasta en algunos casos producir la muerte (Chorus 2012; Drobac et al. 2013; Svircev et al. 2017). Las floraciones nocivas constituyen una amenaza para la infraestructura socioeconómica a través de la clausura de zonas de pesca y de áreas recreativas que son sustento turístico y comercial, afectando también otros recursos culturales, teniendo consecuencias a largo plazo en el bienestar de las comunidades costeras (Van Dolah et al. 2016).

En este escenario es fundamental discriminar y evaluar el efecto de los impactos de las actividades humanas en el funcionamiento de los ecosistemas. Por este motivo, es cada vez más relevante establecer líneas de base en los ecosistemas, pero también combinar estudios provenientes de diversas disciplinas y aproximaciones, que investiguen los procesos a diferentes escalas temporales y espaciales, analizando distintas líneas de evidencia en simultáneo con una aproximación integral (OMS 2006; Rodríguez-Gallego 2010) e incluyendo los saberes locales (transdisciplina) a modo de obtener soluciones más efectivas para los problemas que estos sistemas socio-ecológicos complejos presentan (Christie et al. 2007; Espinoza-Tenorio et al. 2013).

Justificación del estudio

En Uruguay a partir del siglo 21 se han producido cambios significativos en la matriz productiva como resultado de la intensificación y expansión de las actividades agropecuarias e industriales, principalmente en la última década (Arbeleche 2010; DIEA 2013; Hoffman et al. 2016). Esto implicó un crecimiento de la superficie de agricultura, de las praderas sembradas y siembras en cobertura aumentando el uso de fertilizantes con un aumento comprobado entre su incremento en la importación y la carga en los ecosistemas acuáticos (Aubriot et al. 2017). Esto ha resultado en un

aumento en la frecuencia de floraciones en gran parte de los ecosistemas acuáticos de Uruguay (Vidal & Britos 2012; Bonilla et al. 2015).

La cuenca de las lagunas costeras de Uruguay sufrió un proceso similar aunque de menor envergadura (Rodríguez Gallego et al. 2017). Se han registrado floraciones de cianobacterias en varios de estos sistemas, en ocasiones puntuales en Laguna de Rocha (Bonilla et al 2006; Cabrera et al. 2013), con mayor frecuencia y severidad en Laguna de Castillos (Fabre et al. 2013; Martínez 2014) y de manera más permanente en la Laguna del Sauce (Inda & Scheffer 2010; Crisci et al. 2017). Esta problemática abarca también a otras lagunas de la región como la Laguna de los Patos, la cual ha registrado floraciones de cianobacterias de manera recurrente especialmente en los meses de verano y otoño, asociado a la alta concentración de nutrientes y a la producción agropecuaria intensiva en su cuenca de drenaje (Yogui 1999, Yunes 2009; Abreu et al. 2010). La eutrofización y la resultante ocurrencia de floraciones de cianobacterias en ecosistemas altamente dinámicos como las lagunas costeras no es tan directa y está modulada por otros factores relacionados a su hidrología (Bonilla et al. 2005; Odebrecht et al. 2008; Abreu et al. 2010). Las precipitaciones y la variabilidad en la salinidad en las lagunas costeras son factores clave, ya que modulan la intensidad del proceso de eutrofización y por lo tanto las floraciones (Paerl & Huisman 2008, Yunes 2009, Cabrera et al. 2013). Los cambios en la salinidad, dados por la intrusión marina, por un lado disminuyen la concentración de nutrientes limitando el crecimiento de fitoplancton de origen límnic (Bonilla et al. 2006) y a su vez 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). Por lo tanto al aumentar la salinidad disminuye el desarrollo de floraciones (Kruk et al. 2017, Martínez de la Escalera et al., 2017).

La Laguna de Castillos (LC) y su cuenca albergan diversas actividades socio-económicas como pesquerías, turismo, agricultura, ganadería, forestación y actividades urbanas que pueden afectar la provisión de servicios ecosistémicos, operando a escalas de tiempo y espacio diferentes. La LC al igual que el resto de las lagunas costeras está sufriendo cambios en el uso del suelo en su cuenca, incluyendo el incremento en la proporción de suelos destinados a las actividades agrícolas, una

intensificación de la ganadería y aumento de la superficie forestada (Rodríguez-Gallego et al. 2017).

Paralelamente la LC está mostrando indicios de un proceso de eutrofización creciente presentando niveles de fósforo reactivo soluble y nitrato más altos que las demás lagunas costeras salobres de Uruguay (Vidal 2008, Rodríguez-Gallego et al. 2017). Una de las principales consecuencias de la eutrofización es el aumento de los productores primarios principalmente fitoplancton. Los escasos estudios previos de estas comunidades han indicado una dominancia alternada entre diatomeas y criptofitas (Vidal 2008), la presencia de cianobacterias tolerantes a bajas salinidades (*Chroococcus limneticus*, *Anabaena* spp., *Microcystis* spp.) (Bonilla & Conde 2000) y en una ocasión una floración de *Nodularia baltica - spumigena* (Pérez et al. 1999). En los últimos años se ha registrado un aumento en la frecuencia de floraciones de cianobacterias y de especies potencialmente tóxicas, en las que al menos una vez se registró mortandad de peces (Fabre et al. 2013). En esa oportunidad fue posible además comprobar la presencia de una neurotoxina (saxitoxina), uno de los venenos naturales más potentes (Faber 2012). Es importante destacar que en el 2014 las floraciones de cianobacterias perduraron durante todo el año (Martínez 2014).

Considerando la situación descrita y con el objetivo de evitar el aumento de las floraciones de cianobacterias y el proceso de eutrofización en general, así como sus impactos en los valores de biodiversidad y los usos pesqueros y recreativos, es necesario estudiar las causas para aplicar a tiempo medidas de gestión adecuadas. De esta manera es necesario entender el funcionamiento ecosistémico y analizar cuáles prácticas asociadas al uso agropecuario, pesquero y turístico aportan a la eutrofización y además cómo los cambios meteorológicos pueden estar influyendo en dicho proceso (Usaquén- Perilla et al. 2012). Para esto es necesario realizar una aproximación integral, que combine la identificación de las presiones y amenazas de la calidad del agua, conjuntamente con el conocimiento técnico y el saber tradicional (Raymond et al. 2010).

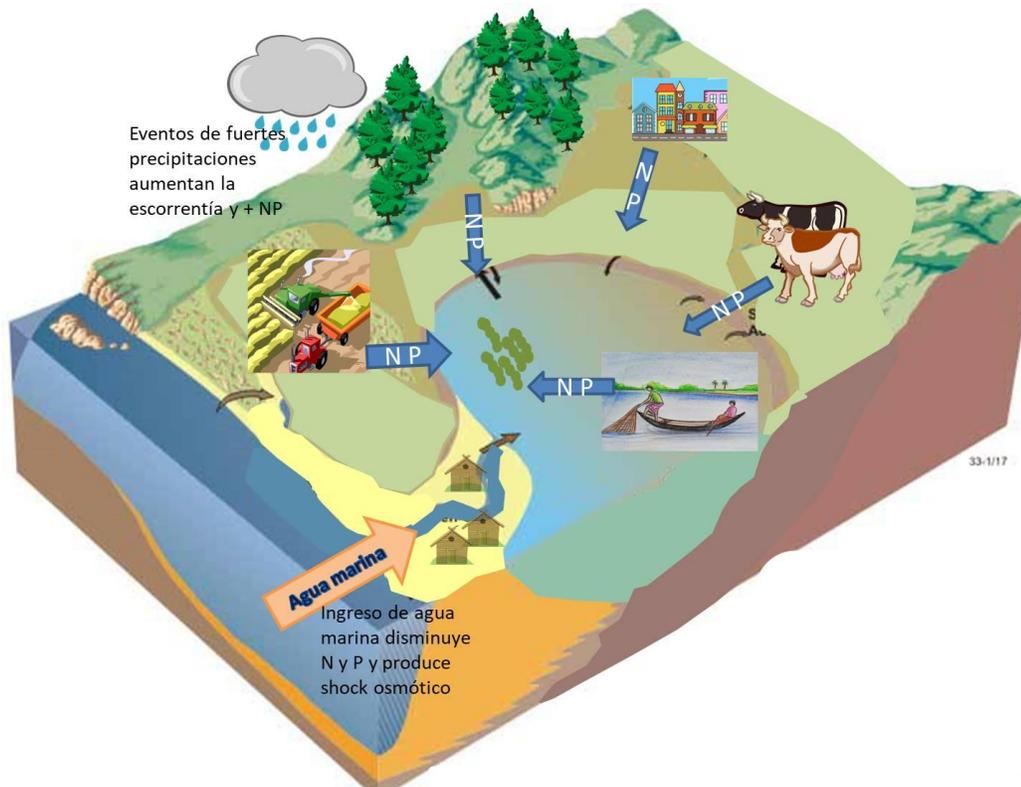


Figura 1 Esquema conceptual ilustrando las múltiples variables que interactúan controlando el desarrollo de floraciones de cianobacterias en la laguna.

HIPÓTESIS y PREDICCIONES

Para cumplir con los objetivos planteados, el presente trabajo se abordó en dos capítulos con sus hipótesis y objetivos específicos asociados.

Hipótesis 1- la laguna presenta una tendencia creciente de eutrofización la cual está relacionada a la acción sinérgica de distintos factores. Por un lado la intensificación en los usos de suelo en la cuenca de la laguna con un incremento en la superficie agrícola y el uso de fertilizantes y por otro lado un aumento en la frecuencia e intensidad de eventos de precipitaciones extremas que

produciría un mayor lavado de la cuenca. Este efecto combinado genera un aumento en el aporte de nutrientes al cuerpo de agua que a la vez promueve el desarrollo de fitoplancton.

Predicción 1- En las últimas décadas hubo un aumento en la superficie de la cuenca destinada a usos agrícolas intensivos, principalmente agricultura y forestación, y se produjo una mayor exportación de nutrientes al cuerpo de agua

Predicción 2- Los eventos de lluvia aumentaron en frecuencia e intensidad lo que podría haber producido un mayor lavado de la cuenca y favorecer la llegada de nutrientes al cuerpo de agua y por ende facilitando el proceso de eutrofización.

Hipótesis 2- los actores locales estrechamente vinculados con la laguna tienen conocimiento detallado del lugar y pueden aportar información sobre cambios ocurridos a distintas escalas temporales y espaciales que puedan pasar inadvertidos mediante otros estudios. Esta información es relevante para entender el proceso de desarrollo de las floraciones de cianobacterias, así como sus posibles causas.

Predicción 1- Los actores locales identifican los cambios en la calidad de agua (visualización de floraciones) y los asocian a cambios observados en los usos de suelo y en otros procesos de la laguna.

Hipótesis 3- El aumento en la concentración de nutrientes en la Laguna de Castillos lleva a un cambio en la comunidad de fitoplancton, con una disminución de la diversidad y un aumento en la abundancia y biomasa de cianobacterias, que provoca un aumento en la ocurrencia e intensidad de floraciones. Este proceso se verá además favorecido por precipitaciones acumuladas moderadas que aumentan el aporte de nutrientes desde la cuenca, y a su vez disminuyen la salinidad favoreciendo el desarrollo de cianobacterias, típicamente dulceacuícolas. El proceso de eutrofización se verá limitado en situaciones de intensas precipitaciones que produce un arrastre de biomasa fitoplanctónica fuera del sistema evitando las floraciones o en situaciones de muy escasas precipitaciones que permitan el ingreso de agua marina y aumente la salinidad. La concentración de nutrientes y los cambios hidrológicos asociados al cambio climático (cambio en el régimen de precipitaciones) explican la ocurrencia de floraciones y son factibles de ser modelados.

Predicción 1- Hay un cambio en la estructura de la comunidad de fitoplancton como respuesta al aumento en la concentración de nutrientes en el agua de la laguna, disminuyendo la diversidad de la comunidad y aumentando la biomasa de cianobacterias

Predicción 2-La frecuencia e intensidad de floraciones de cianobacterias está asociada al cambio global, principalmente al cambio en los usos e intensificación agropecuaria y a la variabilidad climática.

OBJETIVOS

Objetivo general

Evaluar las causas de las floraciones algales en la Laguna de Castillos, en particular la relación entre las variables fisicoquímicas en el cuerpo de agua, las condiciones meteorológicas y los cambios de usos de suelo en la cuenca, que influyeran la ocurrencia de floraciones.

Para evaluar las hipótesis del trabajo y cumplir con el objetivo planteado, el presente trabajo se abordó en dos capítulos con sus objetivos específicos asociados.

El **objetivo general del capítulo 1** fue analizar y relacionar los cambios en las variables fisicoquímicas del agua, con las variables meteorológicas y cambios en el uso de suelo y sus efectos en la ocurrencia de cianobacterias, integrando la percepción de los actores locales sobre las floraciones y sus efectos.

Los objetivos específicos fueron los siguientes: a) analizar la base de datos histórica sobre calidad de agua en la Laguna de Castillos considerando todos los datos disponibles desde 1996 hasta la fecha, de variables meteorológicas y de usos del suelo en la cuenca. b) Relacionar la información de calidad del agua con la de clima y usos del suelo, evaluando la posible incidencia de estos últimos en los indicadores de eutrofización. c) Releva el conocimiento ecológico local sobre la calidad del agua en la laguna y sus registros de las floraciones algales y sus posibles causas, los cambios notados en la cobertura y usos del suelo en la cuenca y cambios en las características meteorológicas.

El **objetivo general del capítulo 2** fue analizar los cambios en la estructura y biomasa de fitoplancton a partir de las bases de datos histórica y actual y generar modelos de predicción de las floraciones de cianobacterias.

Los objetivos específicos fueron los siguientes: a) Determinar la composición, la biomasa total del fitoplancton y el biovolumen en diferentes zonas de la laguna y diferentes años. b) Determinar cuáles son las variables abióticas que mejor explican la distribución de la biomasa total fitoplanctónica. c) Determinar cuáles son las variables abióticas que explican la mayor abundancia de cianobacterias y la ocurrencia de floraciones y definir valores umbrales de estas variables a partir de los cuales pueden desarrollarse floraciones.

CARACTERÍSTICAS DEL ÁREA DE ESTUDIO

La Laguna de Castillos (LC) forma parte del sistema de lagunas costeras de Uruguay. Está conectada con el Océano Atlántico a través del Arroyo Valizas de 10 km de largo. La laguna tiene un espejo de agua de 81 km², una profundidad máxima de 3 m y una cuenca de 1453 km² (136665 ha), la cual incluye la ciudad de Castillos y el poblado 19 de abril (Rodríguez–Gallego et al. 2017). La cuenca presenta una importante diversidad de tipos de relieve: sierras, colinas, lomadas, llanuras altas medias y bajas, llanuras inundables fluviales y lagunares, donde predominan las praderas asociadas a montes serranos (Nin 2011; Fernández 2012). Estas planicies han sido afectadas por eventos transgresivos durante el cuaternario (García-Rodríguez 2011). Los ecosistemas predominantes son la pradera estival y el monte fluvial típico (Fernández 2011). Las planicies altas y medias albergan un bosque de Palmas *Butia odorata* y en el borde de la laguna se ubica un bosque de Ombúes (*Phytolacca dioica*), formación particular en el Uruguay (Rodríguez-Gallego 2006) lo que le da un valor singular al área. La laguna recibe aportes de varios cursos fluviales como el arroyo Don Carlos, Chafalote, del Consejo, Sarandí y Castillos los cuales al atravesar los planicies próximas a la laguna forman extensos humedales, generando un zona de humedales alrededor de la laguna de aproximadamente 13430 ha. La LC se ubica en una zona con alto valor turístico y agropecuario, y está dentro de las áreas prioritarias para la conservación de la biodiversidad (Di Minin et al. 2017). LC está incluida en la Convención de Ramsar (Ramsar, 1971) sobre conservación de humedales y

aves migratorias y forma parte de la Reserva de Biósfera “Bañados del Este” (UNESCO/MAB, 1982), indicando su gran relevancia nacional e internacional para la conservación de la biodiversidad. En una de sus márgenes posee un área de reserva de flora y fauna desde el año 1978 administrada actualmente por la Dirección Nacional de Recursos Naturales del Ministerio de Vivienda Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente (MVOTMA). Recientemente, Febrero 2020, ingresó como área protegida al Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SNAP), ya en el año 2012 un grupo de vecinos había presentado una propuesta de ingreso del área de la cuenca baja de la laguna (aproximadamente unas 32000 has, 24% del total de la cuenca) que incluye el cuerpo de agua, los humedales asociados, el curso y la planicie en margen izquierda del AºValizas y el sistema dunar ubicado en la desembocadura (Fernández 2012). La LC sostiene una de las mayores pesquerías artesanales del departamento de Rocha, que incluye al camarón rosado *Paeneus paulensis* y a varias especies de peces (Santana & Fabiano 1999). El uso de este recurso pesquero promovió la formación de un asentamiento de pescadores artesanales sobre el Arroyo Valizas a la altura del puente sobre la ruta 10. El resto de la cuenca tiene mayoritariamente producción ganadera, con agricultura de soja y forraje para ganado, forestación comercial con eucaliptus, plantaciones de Olivos, parque eólico y ecoturismo.

ESTRATEGIA DE TRABAJO

En esta tesis nos planteamos evaluar cuál es el efecto de los cambios de usos de suelo y las variables meteorológicas en la ocurrencia de floraciones y como es percibido este cambio en la calidad de agua por los actores locales. Para esto se utilizaron bases de datos disponibles sobre calidad de agua, muestreos estacionales actuales, imágenes satelitales, y conocimiento ecológico local. La tesis está estructurada en 2 capítulos, el primero aborda la eutrofización debido a cambios en los usos de suelo y en las variables meteorológicas y como son percibidos estos cambios por los actores locales. El segundo capítulo aborda los cambios surgidos en la comunidad de fitoplancton como consecuencia de ese proceso de eutrofización. Para esto se recopiló la información generada previamente en LC por proyectos de investigación y monitoreo de la calidad de agua (ej. nutrientes, clorofila *a*, temperatura, salinidad, profundidad) llevados a cabo por distintas instituciones (Sección Limnología de Facultad de Ciencias, Centro Universitario Regional Este y

Dirección Nacional de Recursos Acuáticos) e información disponible de otras instituciones (INUMET). Los muestreos adicionales estacionales fueron realizados durante 2015 y 2016 de calidad del agua y fitoplancton en tres sitios de la laguna (Fig.2) para analizar la variación temporal y espacial. Para cuantificar los cambios en los usos y coberturas del suelo se compararon los resultados del análisis de imágenes satelitales de verano de años anteriores y actuales. Se utilizaron además metodologías para incorporar otros saberes, como el conocimiento de los actores locales sobre la calidad del agua y los cambios observados en esta laguna a lo largo del tiempo, los cambios observados en el uso del suelo y su conocimiento sobre las floraciones de cianobacterias y sus posibles causas. Para trabajar en percepción ambiental es más apropiado utilizar técnicas cualitativas que cuantitativas. Para ello se realizó un relevamiento del conocimiento ecológico local mediante entrevistas semiestructuradas a actores clave de acuerdo con Albuquerque et al. (2014), incluidos pescadores artesanales, productores agropecuarios y operadores turísticos. Los actores fueron elegidos en base a su cercanía al cuerpo de agua y el tiempo de relacionamiento con el lugar, que les permitiera percibir cambios en la calidad de agua en el transcurso del tiempo. Esto resultó en un número relativamente reducido de actores seleccionadas pero con conocimientos y cercanías muy importantes con la problemática. Para finalizar proponiendo posibles medidas de gestión de la problemática de las floraciones, en la discusión general se aplicó el marco conceptual DPSIR (por su sigla en inglés) el cual establece que hay una cadena causal comenzando con los forzantes (causas) a través de “presiones” (e.g. usos de suelo) a estados” (físicos, químicos, biológicos) e “impactos” en el ecosistema (estructura y función) que eventualmente conducen a “respuestas” (políticas). El modelo conceptual DPSIR es eficaz para organizar la información de las características ambientales y sociales y sus relaciones y efectos y así poder identificar mejor las presiones y amenazas (Ness et al. 2009; Gari et al. 2015; Lewison et al. 2016) y establecer medidas de manejo adecuadas. Dentro de este marco DPSIR son incluidos los aportes del CEL fundamentalmente a nivel de “estado”, “impactos” y elaboración de “respuestas”.

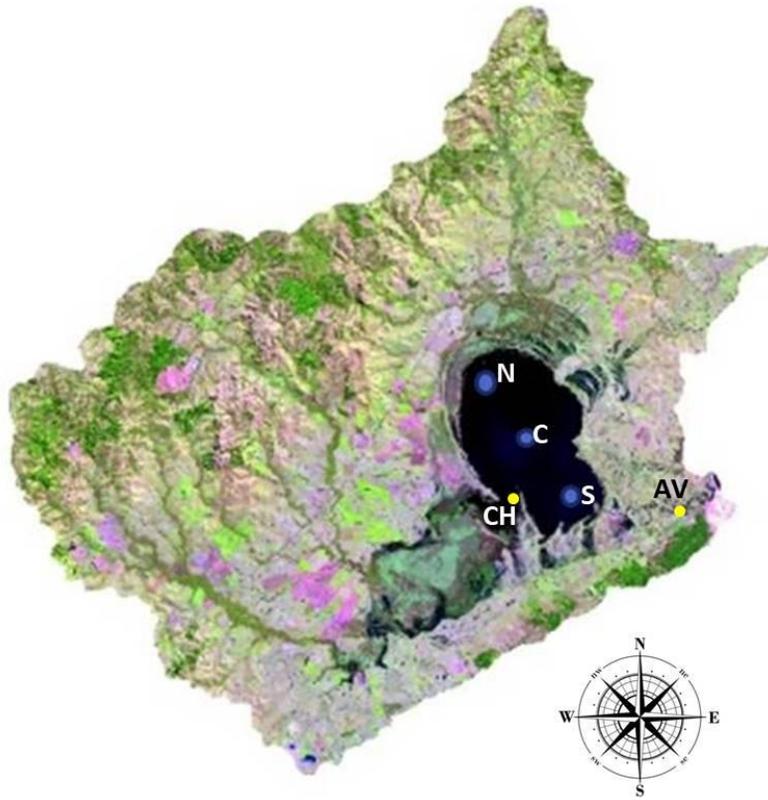


Figura 2. Cuenca de la laguna de Castillos donde se indican con azul las estaciones de muestreo realizadas en los muestreos correspondientes a esta tesis y con amarillo puntos muestreados en otras instancias pero que también fueron considerados en la base de datos. Arroyo Valizas (AV), Sur (S), Chafalote (CH), Centro (C) y Norte (N).

CAPITULO 1

EFFECTO DE LOS CAMBIOS EN EL USO DE SUELO EN EL APORTE DE NUTRIENTES AL CUERPO DE AGUA Y COMO SON PERCIBIDOS ESTOS CAMBIOS POR LOS ACTORES LOCALES

Resumen

La intensificación de usos de suelo es una de las principales causas de pérdida de diversidad y deterioro de ecosistemas a nivel global, junto con el cambio climático. En la laguna de Castillos se evaluó la intensificación de usos de suelo mediante análisis de imágenes satelitales de distintos períodos y se compararon algunas variables meteorológicas a lo largo del tiempo. También se consideraron los cambios percibidos en el cuerpo de agua y alrededores por la comunidad local. Los cambios en los usos de suelo de la cuenca de la Laguna de Castillos estuvieron asociados al aumento principalmente en la superficie destinada a forestación y agricultura, con la concomitante disminución del campo natural. Esto, estaría provocando una mayor exportación de nutrientes hacia el cuerpo de la laguna, lo que fue estimado mediante los cambios en la carga anual de nutrientes. A su vez se registró un aumento en los eventos de precipitaciones extremas que produciría un lavado mayor de la cuenca, aumentando la exportación de nutrientes. Esto se ha manifestado en un cambio en los indicadores de eutrofización de la laguna con un aumento en la frecuencia de floraciones a partir de la década del 2010. Tanto los cambios en los eventos meteorológicos, como la pérdida de calidad de agua de la laguna han sido identificados por los actores locales, con una importante coincidencia temporal.

1.1. INTRODUCCIÓN

El cambio climático y los cambios de uso de suelo son los dos principales forzantes que alteran la función de los ecosistemas y la pérdida de biodiversidad (Hayes et al. 2015). La intensificación en los usos de suelo ha permitido a la humanidad apropiarse de la mayor parte de los recursos del planeta pero al mismo tiempo estos cambios pueden socavar la capacidad de los ecosistemas de sostener la producción de alimentos, mantener la calidad de agua, calidad de aire, regular el clima, etc. (Foley et al. 2005). Estos cambios junto con la manipulación de la hidrología han cambiado drásticamente el flujo de nutrientes en los ecosistemas costeros en el mundo entero (Ptacnik et al. 2005).

Eutrofización

Durante las últimas décadas ha quedado claro que la eutrofización es un problema grave que afecta a varias, si no a todas, las zonas costeras del mundo. El tipo de uso y manejo productivo que se realice en la cuenca afectará la cantidad y calidad de los nutrientes exportados, así como su proporción en los cuerpos de agua asociados (Hayes et al. 2015). Como regla general, los ambientes naturales (ej. praderas, bosques nativos) exportan baja cantidad de nutrientes a los cuerpos de agua, mientras que los usos urbanos y agropecuarios son grandes fuentes de nutrientes (Jeje 2006). La agricultura intensiva aporta 26 veces más nitrógeno que la forestación (deWit et al. 2005). A su vez el herbicida más utilizado a nivel mundial, el Glifosato y sus derivados, además de sus efectos nocivos en la vida en general, contiene significativas cantidades de fósforo en su formulación, por lo que su uso acelera aún más la eutrofización (Vera et al. 2012). La agricultura se ha convertido en una de las mayores presiones que sufren los ecosistemas costeros, siendo la principal fuente de exceso de nitrógeno y fósforo a los cuerpos de agua (Foley et al. 2005; Espejo et al. 2012). La urbanización también degrada sustancialmente la calidad de agua principalmente en las zonas carentes de tratamiento de aguas servidas (Lee et al. 2006; Xia et al. 2016). El impacto de las cargas de nitrógeno y fósforo que reciben los cuerpos de agua es función de la carga total y de la forma del nutriente exportado desde la cuenca, así como también del tiempo de residencia en los cuerpos receptores (Harris 2001). Por otro lado, existen diferentes coberturas de los suelos que atenúan el aporte de nutrientes a los ecosistemas acuáticos. Estos en general son las formaciones vegetales naturales. La vegetación riparia, ya sea arbórea o herbácea, disminuye el aporte de nutrientes desde la cuenca hacia el cuerpo de agua (Dodds & Oakes 2006). Asimismo, en los humedales, considerados sumidero de nutrientes, el fósforo suele ser atrapado por la vegetación acuática mientras que el nitrógeno disminuye por desnitrificación (Vymazal 1995; Mitsch & Gosselink 2000).

Asimismo los cambios en los usos de suelo alteran el clima, aún a escala regional y global (Wang et al. 2018). También alteran el ciclo hidrológico produciendo cambios en la evapotranspiración e influyen en la cantidad de agua que escurre (Costa et al. 2003; Foley et al. 2005) modificando así el aporte de nutrientes por escorrentía.

Las distintas formas de nutrientes tienen además distintas formas de entrada a los ecosistemas. La forestación aporta mayoritariamente nitrógeno orgánico y la agricultura principalmente nitrato, el cual es más fácilmente utilizable por el fitoplancton (deWit et al. 2005) y al ser muy soluble es aportado por el agua subterránea (Hayes et al. 2015). La principal forma de llegada del nitrógeno es difusa en forma de nitratos en agua subsuperficial (Sharpley et al. 2003) aunque las tormentas también aportan nitrógeno total por escorrentía (Hayes et al. 2015). En cambio la principal fuente de fósforo son los sólidos en suspensión llegando mayoritariamente desde zonas cercanas a los cuerpos de agua, aunque su aporte en forma disuelta aumenta cada vez más debido a la estratificación del P en los primeros centímetros del suelo debido a las prácticas actuales de fertilización (Sharpley et al. 2003, 2015). Para los cuerpos de agua uruguayos con el régimen de lluvias que presenta el país, la forma disuelta también puede ser muy importante, incluso mayor que la forma particulada (Goyenola et al. 2015), principalmente en las cuencas intensamente agrícolas (Aubriot et al. 2017).

Relación entre variables meteorológicas y eutrofización

El cambio climático puede acelerar aún más los procesos de eutrofización en los cuerpos de agua someros (Meerhoff et al. 2007, Jeppesen et al. 2009; Moss et al. 2011), promoviendo en algunos casos las floraciones de cianobacterias (O'Neill et al. 2012). El cambio climático altera los ciclos biogeoquímicos, alterando el transporte de los nutrientes y sus tasas de transformación (Hayes et al. 2015). Las cantidades de nitrógeno y fósforo, y su proporción, que son exportados por la cuenca dependen de la precipitación. En cuencas dominadas por agricultura intensiva los eventos de precipitación suministran más de un 80% de la carga anual de fósforo (Vanni et al. 2011). Esto es particularmente relevante en lugares donde las predicciones de cambio climático son el incremento de las precipitaciones y aumento de la probabilidad de eventos extremos (Bouraoui et al. 2002). Entre el 70 y 90% del aporte de sólidos en suspensión y de fósforo a los cuerpos de agua puede ocurrir en apenas una o dos tormentas intensas al año (Jarvie et al. 2006; Cassidy & Jordan 2011), representando pulsos de ingreso excesivo de nutrientes que quedan disponibles en el sistema acuático para generar mayor biomasa favoreciendo las floraciones. La frecuencia e intensidad de las precipitaciones regulan las tasas y proporciones en las cuales el nitrógeno y el

fósforo son exportados desde la cuenca a los cuerpos de agua, pero a su vez las tasas y proporciones de esos nutrientes son moduladas por los usos de suelo en la cuenca y el manejo agropecuario (Hayes et al. 2015).

La exportación diferencial de nutrientes cambia las proporciones en las que estos se encontrarán en el cuerpo de agua determinando cual será el nutriente limitante (Vianni et al. 2011), lo cual a su vez jugará un rol clave en la estructura y función del ecosistema. Bajas proporciones N:P crearán condiciones de limitación del crecimiento para el fitoplancton por nitrógeno, favoreciendo así una comunidad dominada por cianobacterias fijadoras de nitrógeno (Hayes et al. 2015). Cambios en las proporciones de las distintas formas de N por ejemplo de NO_3 a NH_4 produce cambios en la comunidad de fitoplancton, de dominadas por diatomeas a dominadas por flagelados, cianobacterias y bacterias, resultando a su vez en cambios a niveles más altos de la cadena trófica (Gilbert et al. 2011).

Conocimiento Ecológico Local (CEL)

El conocimiento ecológico tradicional se define como “un cuerpo acumulativo de conocimientos, prácticas y creencias que evoluciona a través de procesos adaptativos y es transmitido de una generación a otra, acerca de las relaciones entre seres vivos (incluido el humano), y de los seres vivos con su medio ambiente” (Berkes et al. 2000). Este conocimiento ecológico tradicional es local, holístico y portador de una cosmovisión que integra aspectos físicos, ecológicos, socioculturales, incluyendo los espirituales (Reyes-García 2009). Este conocimiento alberga un gran potencial para la gestión de los recursos naturales. Por ejemplo en el manejo del fuego, muchas sociedades tradicionales han practicado quemadas cíclicas basadas en el conocimiento tradicional de los ciclos climáticos y la biología de las especies, estas quemadas cíclicas han jugado un rol fundamental en la creación de hábitats para herbívoros y mantenimiento de ciertas especies (Bowman 1998). También en la producción de agroecosistemas como la “Dehesa” en España o los cultivos de café bajo sombra en México (Reyes-García 2009). La clave no es si es una práctica tradicional o contemporánea sino que el aspecto importante es si existe conocimiento local que ayude a monitorear, interpretar y responder a cambios dinámicos en el ecosistema y los servicios ecosistémicos (Berkes et al. 2000). El CEL mejora la capacidad de las sociedades para gestionar los

recursos naturales, especialmente en condiciones cambiantes e inciertas y por este motivo en las últimas décadas ha aumentado el interés de los académicos y gestores de recursos naturales en este tipo de conocimiento, subrayando las contribuciones a la ciencia en general y a la conservación de la biodiversidad y gestión de recursos naturales (Berkes et al. 2000; Tripathi & Bhattarya 2004; Reyes-García & Martí-Sanz 2007). Un número creciente de investigaciones están incluyendo el CEL principalmente en las áreas de agricultura y pesquerías (Davis & Wagner 2003). El CEL puede potenciar el manejo tanto como fuente de datos de línea base, llenando vacíos de información que no pueden ser completados de otra forma o proveer alternativas de manejo de las cuales los manejadores pueden aprender (Schafer & Reis 2008, Rist et al. 2010). Por ejemplo los pescadores tienen un conocimiento ecológico íntimo de las condiciones locales y son capaces de apreciar los problemas asociados con la sobreexplotación y es probable que piensen que el recurso debe ser manejado para una cosecha sostenida más que para una ganancia a corto plazo (Ostrom 2009). Por otro lado también se ha visto que muchos programas de manejo fracasaron por no haber tenido en cuenta estrategias locales de manejo de recursos (Reyes-García & Martí-Sanz 2007). Se busca proveer de herramientas a los actores que dependen directamente de recursos naturales para ejercer un control más directo en el manejo de estos recursos. El CEL actualmente está siendo incorporado en trabajos referentes al manejo de recursos naturales y ecosistemas (Espinoza-Tenorio et al. 2013; Leópold et al. 2014; López-Juanbeltz et al. 2020), no obstante un efectivo manejo de recursos requiere además efectivas instituciones de manejo, no solo un apropiado CEL (Davis & Wagner 2003). Para evaluación de calidad de agua son escasos los trabajos que consideran CEL y en el caso particular de floraciones por lo general los actores locales son tenidos en cuenta solo para comunicarles los efectos de las floraciones pero no son considerados para la evaluación de riesgo y toma de decisión (Van Dolah et al. 2016). En los ecosistemas acuáticos además es más complejo la incorporación de los actores locales porque suelen operar a múltiples escalas y con diferentes grados de conocimiento y empoderamiento (Smyth et al. 2020). En lagunas costeras Audouit et al (2017) encontraron diferencias entre la percepción de la calidad del agua por los usuarios locales y lo que indican los índices ecológicos de calidad de agua. Y particularmente en la Laguna de Castillos existe un trabajo sobre percepción de los actores locales de los efectos de los usos de suelo en la calidad de agua (San Martín et al. 2019). En ese trabajo los

actores identificaron a la agricultura y falta de saneamiento como los principales usos que provocan el deterioro en la calidad de agua.

El **objetivo** de este capítulo fue analizar y relacionar los cambios en las variables fisicoquímicas del agua (en especial nutrientes y clorofila a) con los cambios en las condiciones meteorológicas y cambios en los usos de suelo. Asimismo relevar como han sido notados estos cambios por la población local y las posibles causas de dichos cambios. Para ello se construyó y analizó una base de datos sobre calidad de agua en la Laguna de Castillos considerando todos los datos disponibles hasta la fecha (2016), de variables meteorológicas y de usos del suelo en la cuenca. En forma paralela se relevó la percepción del estado ambiental y de los cambios en el tiempo a nivel de cuenca y en el cuerpo de agua (calidad de agua)

1.2. METODOLOGÍA

1.2.1. Recopilación de la información existente

Se recopiló la información generada previamente por proyectos de investigación y monitoreo de la calidad del agua (nutrientes, clorofila a , fitoplancton, profundidad disco Secchi, etc) y otras variables físico-químicas en la Laguna de Castillos (profundidad, temperatura, salinidad, etc). Se consultaron las bases de datos y biblioteca de la Sección Limnología de la Facultad de Ciencias, del Polo de Desarrollo Universitario “Ecología Funcional de Sistemas Acuáticos” del Centro Universitario Regional Este (CURE) Rocha y de la Dirección Nacional de Recursos Acuáticos para obtener todos los datos disponibles sobre dichas variables y los registros existentes de eventos de floraciones. Los datos aportados por Facultad de Ciencias y el CURE contienen la información más completa de calidad del agua y con mayor periodicidad, existiendo datos disponibles desde 1996. La Dirección Nacional de Recursos Acuáticos cuenta con datos periódicos pero no completos de calidad de agua, en su mayoría correspondientes al Arroyo Valizas a la altura del puente sobre ruta 10 (en adelante Arroyo Valizas). Para algunos casos fue necesario completar vacíos de información de algunas variables en función de otras. Por ejemplo la salinidad se completó a partir de datos de conductividad (multiplicando por 0.6 el valor de conductividad (Margalef 1983) y en casos de variables redundantes se utilizó la variable que contenía mayor cantidad de datos, por ejemplo

sólidos suspendidos totales en lugar de turbidez. En todos los casos se realizó un control de calidad de los datos para chequear que todos estuvieran en las mismas unidades, que los valores extremos no fueran errores en las planillas originales y que las ausencias de datos fueran justificadas. La base de datos histórica inicia en abril de 1996 y finaliza en enero de 2017. Contiene datos de varios proyectos de investigación (ANEXO I). Abarca 8 veranos, 8 otoños, 4 inviernos y 6 primaveras. Tiene ausencia de datos desde setiembre de 1997 a octubre de 2002, de todo el 2003, de junio de 2006 a mayo de 2010 y de los años 2011 y 2012. La base de datos contiene datos de 5 sitios: Norte, Centro, Sur, bolsón del Chafalote y Arroyo Valizas en el puente de la Ruta 10.

1.2.2. Muestreos actuales

Para abarcar diferentes condiciones ambientales se realizaron muestreos estacionales durante 2015 y 2016 (febrero = verano, mayo = otoño, agosto = invierno y noviembre= primavera). Los sitios de muestreo fueron: 1) en la naciente del arroyo Valizas en la laguna (mayor influencia marina) denominado punto Sur, 2) centro de la laguna denominado centro y 3) norte de la laguna (influencia límnic) punto denominado norte (Fig.4.1). Se midieron variables físico-químicas *in situ* del agua sub-superficial, temperatura del agua (°C), salinidad, profundidad del disco de Secchi (SD, m), profundidad de la columna de agua (Z, m), pH, oxígeno disuelto (OD, mg/l) y turbidez del agua (Turb, NTU). En cada sitio se colectaron muestras sub superficiales de agua para análisis de nutrientes, sólidos suspendidos totales (SST, µg/l) y clorofila *a* (Chla, µg/l). Se determinó la concentración de los SST (APHA 1985), amonio (NH₄; Koroleff 1970), nitrito (NO₂; Strickland & Parsons 1972), nitrato (NO₃; Mackereth et al. 1978), nitrógeno total (NT; Valderrama 1981 y Mackereth et al. 1978), fósforo reactivo soluble (PRS; Murphy & Riley 1962), fósforo total (PT; Valderrama 1981 y Murphy & Riley 1962) y sílice reactivo (Si; Müllin, & Riley 1955). El nitrógeno inorgánico disuelto (NID) se estimó como la suma de NH₄, NO₂ y NO₃. La extracción de clorofila *a* se realizó mediante acetona 90% (Parson et al. 1984) y se estimó espectrofotométricamente utilizando las ecuaciones de Jeffrey y Humprey (1975).

1.2.3. Análisis de uso de suelo

Para cuantificar los cambios en los usos y coberturas del suelo en la cuenca de la laguna de Castillos se compararon los resultados del análisis de imágenes satelitales de verano de 1974, 1996 y 2005 realizados por Rodríguez-Gallego et al. (2017) con una imagen Landsat 8 de verano de 2017. Todas las imágenes satelitales previas y los shapefiles correspondientes a 1974, 1996 y 2005 se georeferenciaron en UTM 21 S.

La imagen de 2017 también se georeferenció a UTM 21 S. Para realizar la clasificación de usos de suelo se trabajó con una combinación de las bandas 5, 6 y 4 y se recortó por el contorno de la cuenca. La clasificación se realizó mediante una combinación de técnicas automáticas y supervisadas mediante el software ARCGIS 10.4.1. Para esto se recortó de la imagen el espejo de agua para evitar errores de clasificación. Posteriormente se realizó una clasificación automática en 6 clases (Clasificación no supervisada de Cluster ISO) cada una correspondiente a una capa vectorial o shapefile. Las 6 clases identificadas se asignaron a cada una de las coberturas de uso de suelo de forma manual, mediante inspección visual de la imagen. Para permitir la comparación de cobertura de suelo se emplearon las mismas categorías que Rodríguez-Gallego et al. (2017): forestación, superficie de laguna y Arroyo Valizas, campos dunares, bosques naturales, humedales, praderas inundables, áreas urbanas, agricultura y campo natural, permitiendo comparaciones en el tiempo. El suelo agrícola (lo que se consideró como agricultura) agrupa las actividades estrictamente agrícolas (cultivos cerealeros y hortícolas), así como praderas sembradas, siembra en cobertura de campo natural y campo natural fertilizado. La superficie de campo natural se calculó como el remanente del área que no pertenece a ninguna otra categoría, y está mayormente dominada por praderas naturales bajo ganadería extensiva, pero puede incluir campos de agricultura abandonados hace años, algunas siembras en cobertura de muchos años y campo que fue fertilizado en algún momento. Para validar la clasificación se creó una matriz de confusión con 10 puntos aleatorios dentro de cada categoría ($\text{Exactitud} = \frac{\text{total de aciertos de esa categoría}}{\text{total de puntos de esa categoría}} \times 100$). Asimismo la clasificación se inspeccionó visualmente en campo y los polígonos que fueron mal clasificados fueron reclasificados manualmente. Para esto se recorrieron todos los caminos y sendas de paso accesible en toda la cuenca marcando puntos de GPS donde se registraban las distintas coberturas de suelo para verificar su correspondencia en la clasificación de la imagen. También se utilizaron imágenes de

Google Earth y Sentinel para corregir durante el proceso de análisis. Para obtener la superficie de cada tipo de usos agrícola se consultó el Censo Nacional Agropecuario de 2011 que es el último existente. La superficie de cada tipo de uso se calculó utilizando los datos censales de las Áreas de Enumeración que corresponden a la cuenca, a partir del cuadro de Aprovechamiento de la tierra. Para esto se determinó el porcentaje de superficie de cada área de enumeración que está incluida dentro de la cuenca. Con esto, se calculó cuánto de la superficie de cada uso agrícola de cada área de enumeración está incluido en la cuenca de la laguna. Para realizar esta estimación se realizó el siguiente supuesto: que los usos agrícolas se distribuyen homogéneamente en las áreas de enumeración. Finalmente se sumó la superficie de cada uso agrícola en todas las áreas de enumeración dentro de la cuenca, para tener una estimación única. En base al paso anterior se calculó cuánto de la superficie de agricultura identificada en la imagen satelital correspondería a cada uso agrícola de acuerdo a la información del censo agropecuario.

En síntesis, se obtuvo la superficie de cada uso y cobertura del suelo, incluidos los tipos de usos agrícolas o cultivos. Estas superficies se utilizaron para el cálculo de las cargas de nutrientes exportadas por cada uso y cobertura del suelo utilizando los coeficientes de exportación correspondiente a cada uso: bosque artificial, bosque natural, horticultura, cereales, forrajes, praderas sembradas, campo natural fertilizado, siembras en cobertura, y praderas naturales y para 2011 también se incluyeron frutales que era un uso inexistente en la cuenca en los censos anteriores. La superficie de dichos usos y coberturas se comparó con la de los censos 1980, 1990 y 2000 obtenidos por Rodríguez-Gallego (2010) para esta cuenca, los que utilizaron la misma forma de estimación.

Para estimar el aumento del número de habitantes se consultaron los datos del Censo Nacional de Población, Instituto Nacional de Estadística (INE) de 2011 y se asumió que la población no cambió sustancialmente entre 2011 y 2017. En el caso de las localidades, se sumó el número de habitantes de la localidad (19 de Abril, Castillos, puente de la ruta 10) y en las áreas rurales de las secciones censales 2, 4 y 8, para las que se siguió el mismo procedimiento que para los usos agrícolas en las áreas de enumeración del censo agropecuario.

El cálculo de la carga exportada se realizó una vez obtenida la superficie para cada uso y cobertura del suelo y el número de habitantes se aplicaron los coeficientes de exportación de fósforo y nitrógeno más probables para Uruguay correspondientes, siguiendo igual procedimiento que Rodríguez-Gallego et al. (2017), obteniendo la exportación anual de nutrientes de la cuenca a la laguna. La exportación anual se obtiene multiplicando la superficie de cada uso y cobertura del suelo por el coeficiente de exportación expresado en masa (kg) por unidad de superficie (ha) por año. Los resultados obtenidos para la imagen de 2017 se compararon con la carga exportada para 1974, 1997 y 2005 calculada por Rodríguez-Gallego et al. (2017).

1.2.4. Datos meteorológicos

Se obtuvieron datos de temperatura media mensual de la estación Meteorológica de Rocha y datos de precipitaciones de las estaciones pluviométricas de Rocha y de 19 de Abril en el período comprendido entre 1970 y 2017, del INUMET. Los datos de precipitaciones corresponden a medias mensuales desde 1970 a 1990 y datos de precipitaciones diarias desde 1990 hasta 2017. Se calculó la anomalía de precipitaciones mediante el cálculo de la climatología estandarizada, esta se estima calculando la media para cada mes (para todos los años del período considerado) y dividiéndola por su desvío estándar. La anomalía es la diferencia de cada dato respecto a esa climatología, siendo positiva cuando está por encima o negativa cuando está por debajo. También se calculó la precipitación acumulada a 5 días y a 15 días previos a la fecha de cada muestreo de la base de datos. Finalmente se utilizaron solo los datos de la estación pluviométrica de 19 de Abril porque es la estación que está dentro de la cuenca y por ser la serie de datos con menos datos faltantes.

1.2.5. Análisis de datos

Se construyó una matriz que combina la información obtenida de la revisión histórica, incluyendo toda la información fisicoquímica (temperatura, salinidad, pH, OD, turbidez, nutrientes) y biológica (Chla y presencia de floraciones) existente de la laguna y el Arroyo Valizas. En el ANEXO I se indica la fuente de información utilizada para confeccionar dicha matriz. A esto se sumó la información obtenida en los muestreos específicos de esta tesis y la información meteorológica (temperatura del aire, precipitación diaria, precipitación acumulada en 5 días, anomalía de precipitación) y datos

del índice de El Niño Oscilación Sur (ONI) obtenidos de la página de la NOAA (www.cpc.noaa.gov). En el caso de los nutrientes a partir de su concentración en mg/L se calculó su concentración en moles para todos los casos, para poder calcular las relaciones entre ellos (Redfield).

En síntesis, se generó una base de datos con 38 variables y 138 casos. Los datos fueron analizados sin agrupaciones y luego agrupándolos por décadas: 1990, 2000 y 2010, respondiendo a la disponibilidad de datos y al análisis de las imágenes satelitales para los usos de suelo (censo 1994, 2000 y 2011), lo que permitió a su vez relacionarlos con los datos de carga de nutrientes exportada desde la cuenca. Se realizaron gráficos de cajas (Tukey 1977) para evaluar la distribución de las distintas variables físico-químicas y biológicas por sitio y su distribución temporal. Estos gráficos tienen la ventaja de ser simples pero poderosos, permitiendo observar la distribución de los datos y sus principales características y comparar diversos conjuntos de datos. También se testearon diferencias significativas en la media y la varianza de estas variables para los distintos sitios de muestreo, corriendo modelos de cada variable en función del sitio con igual media y distinta varianza y modelos con distinta media e igual varianza y se compararon mediante test de Cociente de Verosimilitudes de Fisher (LRT) (Zuur et al. 2008). Se exploraron las relaciones entre las variables físico-químicas y biológicas en agua y entre sí, analizando relaciones bivariadas y finalmente a través de un análisis de componentes principales (ACP) utilizando el paquete "FactoMineR" (Le et al. 2008) de R (R Core Team 2014) incluyendo las variables del agua y las meteorológicas, con los datos estandarizados (centrados y divididos por su desvío estándar) utilizando la función "scale" de R. Previamente a la realización del ACP se aplicaron los test de Bartlett (1951) y el KMO (Kaiser-Meyer-Olkin) para evaluar si era pertinente realizarlo. También se ajustaron modelos lineales generalizados (GLM) con el paquete estadístico "MASS" (Venables & Ripley 2002), para evaluar cuales variables (físicoquímicas, meteorológicas, usos de suelo) influyeron más en la concentración de nutrientes (NT y PT) en agua. Se partió de un modelo inicial conteniendo las posibles variables explicativas: temperatura, salinidad, precipitación acumulada a 5 días e incluyendo además como variables explicativas la carga debida a los distintos usos y coberturas del suelo y población (Cereales, forraje, pradera artificial, campo mejorado, campo natural, forestación y urbano). A este modelo de partida se le aplicó el método de selección de variables por pasos (step AIC) según el criterio de información de Akaike (AIC; Burnham &

Anderson 2002). Para ambos modelos se verificó cumpliera con los supuestos de distribución normal y homocedasticidad de los residuos y se les calculó el pseudo R^2 (Desviación nula-Desviación residual/ Desviación nula) para evaluar la bondad de ajuste.

1.2.6. Relevamiento del conocimiento ecológico local

Se realizaron entrevistas semi-estructuradas a 10 actores clave (Anexo IV). Las entrevistas semi-estructuradas es la técnica más comúnmente empleada en los estudios de percepción (representación) ya que da cierta libertad de respuesta al entrevistado y no se limita la información (como en una encuesta) pero a su vez presenta la ventaja de un análisis de la información obtenida más sencillo que en las entrevistas abiertas (da Silva et al. 2014). Dentro de los actores entrevistados estuvieron incluidos pescadores artesanales (2), productores agropecuarios (3), operadores turísticos (3) y un poblador que habitan la costa en la laguna o están en contacto frecuente con el espejo de agua desde hace por lo menos 25 años. La elección de los actores fue en base a su contacto frecuente con el cuerpo de agua, el cuál debía ser al menos visual y durante un período prolongado de tiempo (25 años). Los entrevistados fueron representativos de las distintas actividades que se desarrollan en ella (agrícolas, pesqueras, turísticas, etc). Lo que se busca recoger es el conocimiento local, por lo que no es imprescindible que se trate de una práctica tradicional o contemporánea, sino que el aspecto importante es si existe conocimiento local que ayude a monitorear, interpretar y responder a cambios dinámicos en el ecosistema y los servicios ecosistémicos (Berkes et al. 2000). Por esto lo más relevante es el contacto frecuente con el sitio durante un largo período de tiempo. También se entrevistaron funcionarios de instituciones gubernamentales vinculadas directamente con el espejo de agua desde hace más de 20 años como la Dirección Nacional de Recursos Acuáticos y el Guardaparque de la Reserva de Flora y Fauna “Refugio de Fauna de la Laguna de Castillos”. Con las entrevistas se buscó obtener información local en relación a la percepción del estado ambiental y los cambios en el tiempo que se hayan observado en la cuenca y en el agua de la laguna que pudieran estar relacionados con la calidad del agua y floraciones de cianobacterias. Las entrevistas indagaron sobre las actividades productivas (agrícolas, pesqueras, ganaderas y turísticas) desarrolladas en la cuenca, cambios que hayan advertido en la cuenca y cambios que hayan notado en la calidad de agua de la laguna. Se anexa la pauta de la entrevista en el ANEXO II. Respecto de los usos del suelo se investigó sobre el tipo de

cultivos, cambios en la superficie y en el tiempo de dichos cultivos, uso de fertilizantes, equipamiento utilizado, uso de plaguicidas, además se preguntó sobre otras coberturas del suelo como cambios en la superficie del monte nativo, de los humedales y del campo natural. Respecto a la pesca se preguntaron aspectos como el tiempo de desarrollo de la actividad, si es sazonal o permanente, el tipo de arte utilizado, si han notado cambios en la presencia y abundancia de las especies capturadas, y la forma en que eliminan los desechos de la pesca. Además se preguntó sobre la existencia de otro tipo de actividades como turismo y recreación que se realicen en la laguna. Finalmente, se consultó sobre los cambios observados en la calidad de agua de la laguna, incluyendo color, olor, efectos en la fauna, etc, haciendo énfasis en la periodicidad y año de estos registros y si lo asociaron a otros cambios como ser variables meteorológicas, salinidad, usos del suelo, entre otros. Para favorecer un ámbito de seguridad y confort y de esta manera generar confianza, las entrevistas se llevaron a cabo en las respectivas casas de los entrevistados o en algunos casos realizando sus actividades diarias (por ejemplo limpiando pescado). Si bien existían una serie de preguntas guía que se le realizaron a todos los entrevistados se los dejó hablar abiertamente por lo cual en algunos casos se habló de muy diversos temas. En los casos en que los actores identificaron variables o procesos que podrían explicar las floraciones de cianobacterias se indagó sobre los mismos y las posibles medidas de mitigación o remediación, haciendo preguntas adicionales.

Las entrevistas fueron registradas en audios y estos se analizaron mediante el programa ATLAS.ti, un programa para análisis de datos cualitativos. Se utilizó la versión Trial libre que no tiene fecha de caducidad sino limitaciones en el uso, pero el tamaño de los archivos lo permitió. El programa permite asociar fotos, textos y audios de la misma entrevista o del mismo tema. Los audios fueron codificados (la referencia a determinado tema se le asignaba un código). En el caso de las entrevistas estructuradas la categorización es previa a la entrevista pero en este caso que son entrevistas semi-estructuradas la categorización se hizo posterior ya que el investigador no tiene control total de los datos (da Silva et al. 2014). Esta codificación permite saber cuál es el tema más frecuentemente mencionado por ejemplo, la frecuencia a la cual cada categoría es referenciada es la manera más simple de realizar cálculos y luego se buscó las relaciones entre códigos (si cada vez que se mencionaba un tema se mencionaba algún otro, etc). También se construyó una línea del

tiempo donde se ubicaron diferentes hitos o eventos coincidentes identificados por varios actores que podrían estar relacionados a cambios en la calidad del agua, como cambios en el uso del suelo, apertura de canales, eventos de inundaciones, e incluso floraciones registradas, entre otras. Por otro lado se realizó un listado de las principales variables, que según los actores, explican la ocurrencia de las floraciones y las más frecuentes fueron cruzadas con la información disponible en la base de datos. De esta manera se trianguló la información brindada para evaluar su consistencia, por ejemplo relacionar las inundaciones y las floraciones con los registros existentes. Asimismo se contrastó lo planteado por cada entrevistado con lo indicado por los otros actores.

Los resultados referidos a la percepción (*sensu* Vargas Melgarejo 2008) de la población respecto a calidad del agua de la laguna se dividieron en 3 puntos principales: Línea de tiempo, Intensificación de usos de suelo y floraciones de cianobacterias. La línea de tiempo es la trayectoria histórica de los cambios observados y se armó en base a hitos que se repitieron en varias entrevistas.

1.3. RESULTADOS

1.3.1 Calidad de agua

La profundidad de la LC osciló entre 0.3 y 2.7 m. La temperatura del agua varió entre 11.5 y 26.6°C y presentó un patrón típico para la región templada con valores bajos en invierno (mínimos en junio) y altos en verano (máximos en diciembre) (Tabla 1.1). La salinidad media fue de 4.4 correspondiendo a un ambiente mesohalino, alcanzando un máximo de 27. El oxígeno disuelto (OD) presentó valores que superaron el 80 % de saturación en todos los casos. Los valores de pH registrados mostraron condiciones próximas a la neutralidad o ligeramente alcalinas (Tabla 1.1) y con los valores más altos en verano tardío (febrero) y primavera tardía (octubre). En general ninguna de las variables mostró un patrón espacial marcado presentando valores similares en todos los sitios de muestreo, exceptuando la salinidad que presentó diferencias significativas (LRT $p=0.011$) con máximos valores en Arroyo Valizas en el verano tardío - otoño y los SST (LRT $p=0.015$) con máximos valores en la zona centro de la laguna respectivamente (Fig.1.1).

Tabla 1.1. Media, desvío estándar (DE) y rango (mínimo - máximo) de las variables de calidad de agua para todo el período analizado para los sitios de muestreo solo dentro de la laguna (N, C y S). Profundidad (Z), Temperatura, salinidad, oxígeno disuelto (OD), pH, sólidos suspendidos totales (SST), clorofila *a* (Clo *a*), fósforo reactivo soluble (PRS), fósforo total (PT), nitrato (NO_3^-), nitrito (NO_2^-), amonio (NH_4^+), relación atómica nitrógeno inorgánico disuelto/fósforo reactivo soluble (NID/PRS), nitrógeno total (NT) y sílice reactivo (SR); indetectable (ind).

Variable	Media	DE	Rango
Z (m)	1.1	0.5	0.3-2.7
Temperatura (°C)	19.3	4.5	11.5 - 26.6
Salinidad	4.4	5.7	0.0 - 27.0
OD (mg.L^{-1})	8.8	1.0	6.2 - 10.9
pH	7.3	0.39	6.5 - 8.3
SST (mg.L^{-1})	44.8	48.6	2.9 – 204
Clo <i>a</i> ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	4.9	4.8	0.2 – 22.8
PRS ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	26.2	23.3	ind.- 136.7
PT ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	66.4	46.6	1.3 – 271
NO_3^- ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	44.2	67.7	ind. – 346.8
NO_2^- ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	2.3	1.8	ind.- 7.1
NH_4^+ ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	16.1	25.9	ind.- 137.1
NT ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	662.3	483.4	9.6 – 1853.0
NID/PRS	11.1	23.6	0.1 – 159
NT/PT	41.6	66.1	1.4 – 345.0
SR ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	2197.0	1709	1.3 – 7752.8

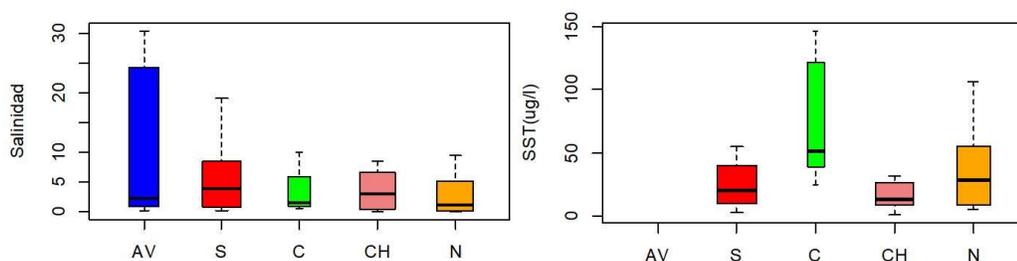


Figura 1.1. Diagramas de cajas para la salinidad y los sólidos suspendidos totales (SST; $\mu\text{g.L}^{-1}$) por sitio de muestreo. Ambas variables presentaron diferencia significativa entre sitios (LRT; $p < 0.05$). Arroyo Valizas (AV), centro de la laguna (C), Chafalote (CH), norte de la laguna (N) y sur de la laguna (S). Se muestra la mediana (línea central de la caja), límite superior de las cajas percentil 75 e inferior percentil 25, líneas

verticales por encima de la caja percentil 90 y por debajo percentil 10, respectivamente. Los anchos de las cajas son proporcionales a las raíces cuadradas del número de observaciones en los grupos.

El fósforo reactivo soluble (PRS) y fósforo total (PT) se comportaron de forma similar ($r^2=0.5$; $p=1.6 \times 10^{-15}$), con valores generalmente mayores en el Arroyo Valizas y el centro de la laguna, especialmente para el caso del PRS (Fig.1.2). Ambas formas de fósforo mostraron mayores valores en primavera y verano (ANEXO III). El 75 % de los casos están por encima de $10 \mu\text{g.L}^{-1}$ de PRS y el 90% de los casos están por encima de $20 \mu\text{g.L}^{-1}$ de PT que es el límite por encima del cual se considera un sistema eutrófico. La concentración de nitrógeno total (NT) en el 56 % de los casos superó el límite establecido por DINAMA (2015) ($500 \mu\text{g.L}^{-1}$). Tanto el NT como las formas disueltas de nitrógeno mostraron el mismo patrón que el fósforo con valores superiores en el arroyo Valizas y centro de la laguna, en el caso del amonio (NH_4) las diferencias fueron significativas (LTR; $p=0.018$). También en este caso, si no consideramos los sitios con menor cantidad de datos los máximos valores para todas las formas de nitrógeno se registraron en el Chafalote y Sur de la laguna. Todas las formas de nitrógeno presentaron los máximos valores en el mes de abril (ANEXO III). La relación N:P también mostró diferencias significativas entre sitios (LRT; $p=0.013$) presentando el punto sur de la laguna los más altos valores (Fig.1.2).

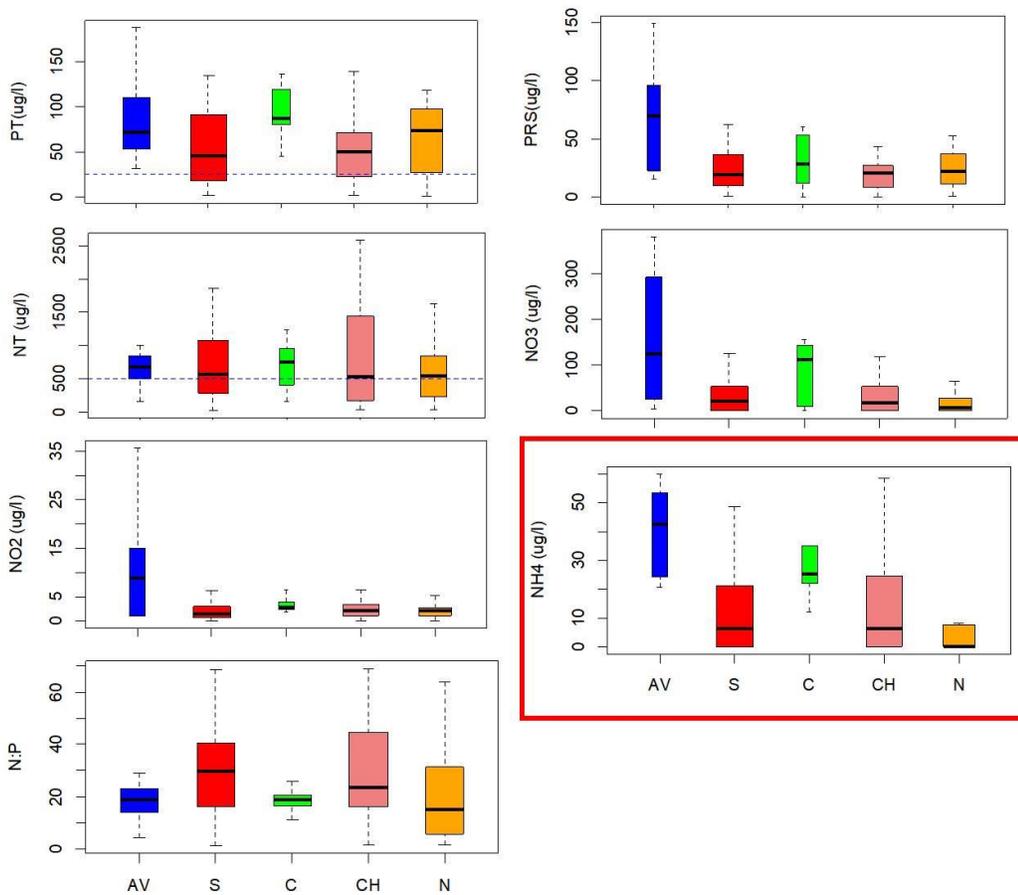


Figura 1.2. Diagramas de cajas para la concentración de nutrientes: fósforo total (P; $\mu.L^{-1}$), fósforo reactivo soluble (PRS; $\mu.L^{-1}$), nitrógeno total (NT; $\mu.L^{-1}$), nitrato (NO_3 ; $\mu.L^{-1}$), nitrito (NO_2 ; $\mu.L^{-1}$), amonio (NH_4 ; $\mu.L^{-1}$) y relación atómica N:P, en cada sitio de muestreo para todo el período analizado. Arroyo Valizas (AV), centro de la laguna (C), Chafalote (CH), norte de la laguna (N) y sur de la laguna (S). Se muestra la mediana (línea central de la caja), límite superior de las cajas percentil 75 e inferior percentil 25, líneas verticales por encima de la caja percentil 90 y por debajo percentil 10, respectivamente. Los anchos de las cajas son proporcionales a las raíces cuadradas del número de observaciones en los grupos. Para el fósforo total (PT) y el nitrógeno total (NT) se marcan los límites de la normativa (línea punteada). Con marco rojo se muestra la variable que presentó diferencias significativas entre sitios (LRT; $p < 0.05$).

Quando analizamos los datos por décadas, tanto el PT como el NT y las formas disueltas de nitrógeno mostraron una disminución en la década del 2000 siendo muy marcada en el amonio y nitrato, y luego un aumento alcanzando los valores más altos en la década del 2010 (Fig.1.3). Sin embargo el NT presentó los valores más altos en la década de 1990. El PRS muestra el mismo comportamiento de aumento en la década de 2010 pero no muestra la caída en el 2000 sino que aumenta levemente respecto a 1990 (Fig.1.3). La concentración de clorofila *a* mostró una leve caída en la década del 2000 y un gran aumento en la década de 2010. Ninguna de las variables mostró diferencias significativas entre décadas (LRT).

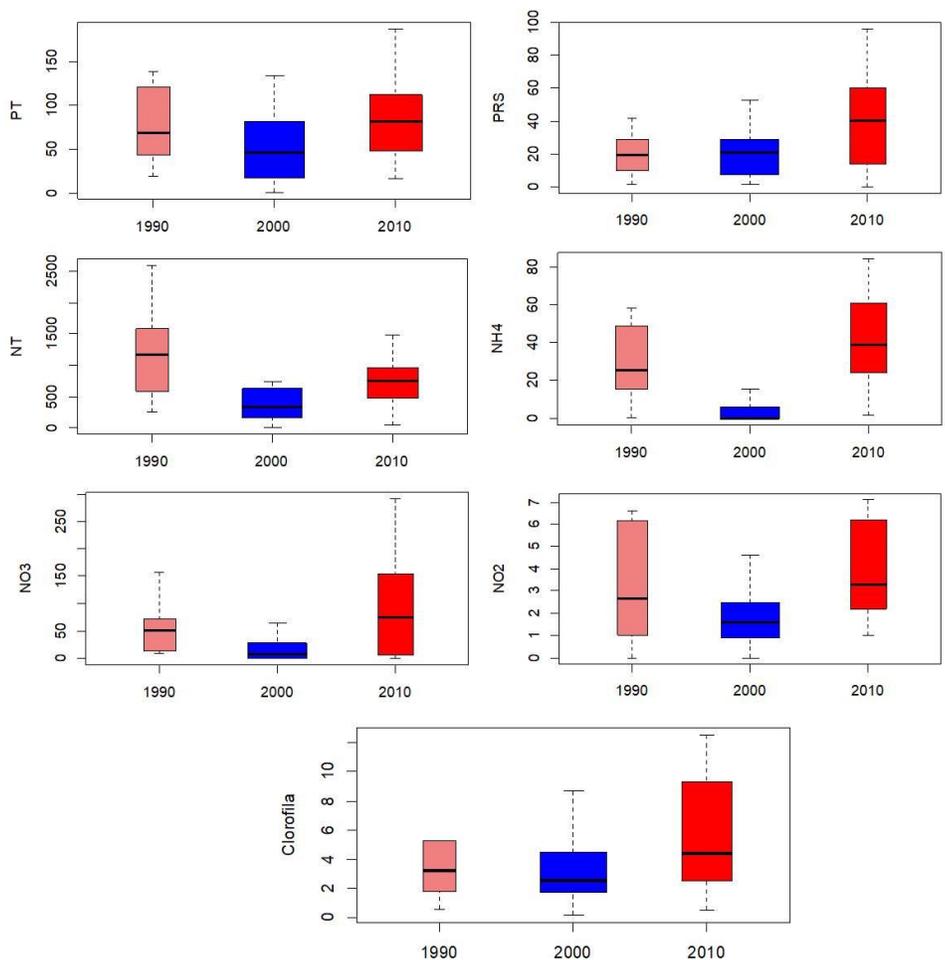


Figura 1.3. Diagramas de cajas para la concentración de nutrientes (nitrógeno total NT, fósforo total PT, fósforo reactivo soluble PRS, amonio NH_4 , nitrato NO_3 , nitrito NO_2 y Clorofila, todos en $\mu\text{g. L}^{-1}$), en las tres décadas consideradas: 1990, 2000 y 2010. Se muestra la mediana (línea central de la caja), límite superior de las cajas percentil 75 e inferior percentil 25, líneas verticales por encima de la caja percentil 90 y por debajo percentil 10, respectivamente. Los anchos de las cajas son proporcionales a las raíces cuadradas del número de observaciones en los grupos.

1.3.2 Usos de suelo

Los resultados del análisis de imágenes satelitales combinado con los datos del censo nacional agropecuario muestran un aumento sostenido a lo largo del tiempo en la superficie destinada a usos más intensivos con un marcado aumento en la última década y una disminución de los usos naturales (Fig.1.4 A). El uso urbano prácticamente no presentó cambios a lo largo del tiempo, manteniendo la misma densidad poblacional desde 1974 (8530 personas) hasta el 2011 (8615 personas). Los usos que más aumentaron su área fueron la agricultura y la forestación, las cuales aumentan más de un 60 % respecto al período próximo pasado, aumentando aún más respecto a la fecha inicial de comparación (1974). La agricultura aumentó de 9450 ha en 2000 (7% de la cuenca) a 21800 ha en 2011 (16% de la cuenca), y en 1974 solo representaba 3400 ha de la cuenca (2.5 % de la cuenca). En el caso de la forestación el incremento fue aún más drástico, en 1974 representaba tan solo un 0.4% del área actualmente forestada de 15200 ha, siendo en el año 2000 5900 ha. Este gran aumento de forestación ocurrió principalmente en la cuenca alta. Los usos que disminuyeron su área fueron principalmente el campo natural, el cual disminuyó más de la tercera parte, pasando de 94200 has en 1974 (70% de la cuenca) a 62121 ha en 2011 (45 % de la cuenca). Los humedales disminuyeron 4000 ha. Comparando la imagen satelital del 2005 y la del 2017 (Fig.1.4 B) también se puede observar este gran aumento en el área de agricultura y forestación y se puede observar la sustitución del humedal por cultivo agrícola en el área Noroeste de la laguna.

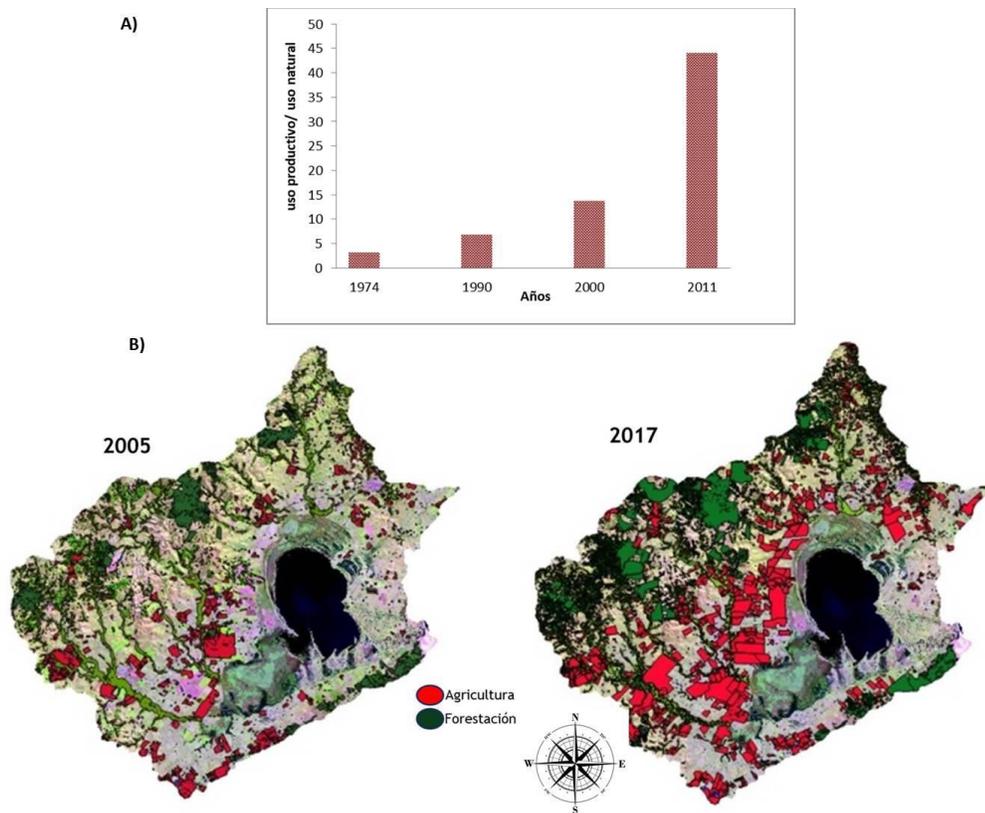


Figura 1.4. Evolución del área de la cuenca destinada a cada uso según el análisis de imágenes satelitales y los datos de los censos agropecuarios. A) Proporción de uso intensivo (todas las variantes de agricultura más la forestación) respecto a los usos naturales (campo natural y humedales) B) Superficie de agricultura y forestación obtenidos en el análisis de la imagen del año 2005 (tomado de Rodríguez-Gallego et al. 2017) y en el año 2017 sobrepuestos en la imagen satelital de 2017. Se muestra solo las superficies de agricultura y forestación por ser las que más cambiaron y para facilitar la visualización de los cambios.

La población se mantuvo estable a lo largo del tiempo. La superficie de monte nativo también presentó valores similares en todos los períodos analizados (Fig.1.5 A). Discriminando la agricultura en sus distintos tipos, el tipo de agricultura que aumentó más su superficie en la última década fue la agricultura de cereales, la cual triplicó su superficie respecto a 1990, en 1974 no había este tipo

de cultivo. Las pasturas también triplicaron su superficie, donde la praderas aumentaron más de 10 veces y el forraje más de 20 veces respecto a 1974 (Fig.1.5B). Además en la última década se registró un nuevo uso de suelo, los frutales, que no había en las décadas pasadas, que en este caso representa plantación de olivos. A su vez la agricultura de cereales y forraje mostró una disminución en la década del 2000.

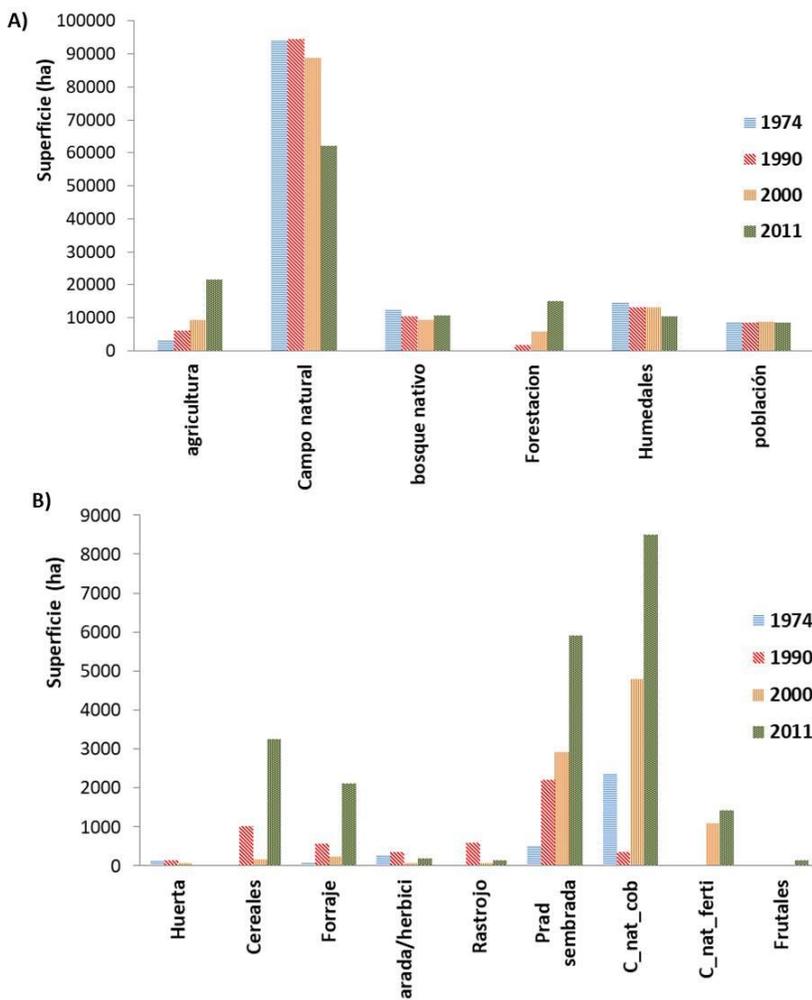


Figura 1.5. Evolución del área de la cuenca destinada a cada uso de suelo según el análisis de imágenes satelitales y los datos de los censos agropecuarios. A) Superficie de la cuenca destinada a los distintos usos,

B) Superficie destinada a lo que se consideró agricultura discriminada por cada tipo de uso agrícola (ver metodología).

1.3.3 Carga de nutrientes exportada a la laguna

La carga anual de nutrientes exportada por la cuenca también mostró un aumento en el tiempo, si bien ambos nutrientes muestran la misma tendencia el aumento en proporción es mayor para el P que para el N (Fig.1.6A). El P aumentó un 60% su aporte pasando de 41 toneladas en 1974 a 66 toneladas en el 2017, la carga de N aumentó proporcionalmente menos, pasando de 255 toneladas en 1974 a 390 toneladas en 2017 (Fig.1.6A). Inicialmente el uso que más contribuía a la carga de nutrientes dada su gran superficie era el campo natural con un aporte de 22592 kg/año de fósforo y de 125200 Kg/año de nitrógeno en 1974, seguido del uso urbano con un aporte de 13648 kg/año de fósforo y de 88712 Kg/año en ese mismo año. El aporte del campo natural disminuyó a lo largo del tiempo llegando a una carga de 14909 kg/año de fósforo y 82621 kg/año de nitrógeno en 2011 (Fig.1.6B y C) y el del uso urbano se mantuvo estable con una carga de PT fue 13784 Kg/año y 89596 de NT en 2011 (Fig.1.6 B y C). Actualmente el uso que más aporta es la agricultura la cual fue en aumento sostenido desde 1974 y desde el 2000 al 2011 tuvo un salto cuantitativo, triplicándose y pasando de 11344 Kg/año de PT en el año 2000 a 32960 en el año 2011 (Fig.1.6 B y C). El aporte de NT debido a agricultura siguió la misma tendencia pero el aumento en la última década analizada fue levemente menor pasando de 67876 Kg/año en el 2000 a 179101 Kg/año en el 2011. La forestación duplicó su aporte de PT en la última década, con valores de 1735 Kg/año en el 2000 y 4387 Kg/año en 2011. El aumento en la carga de NT producido por forestación pasó de 11068 Kg/año en el 2000 a 27985 Kg/año en el 2011, manteniendo el mismo porcentaje de aumento que para el PT (Fig.1.6 B y C). El aporte del monte nativo y de los humedales es despreciable en el caso del PT y mínimo en el caso del NT (Fig.1.6.ByC). Al discriminar los distintos tipos de producción se puede ver que el mayor aporte lo hacen los cereales, las praderas sembradas y el campo mejorado, principalmente los cereales en el caso del PT y el campo mejorado (Fig. 1.7) y praderas sembradas para el NT (Fig.1.7). En el caso del NT también el forraje contribuyó al aumento en la carga. La carga debida a cereales muestra una disminución en el 2000 y la correspondiente al campo mejorado presentó valores más bajos en 1990.

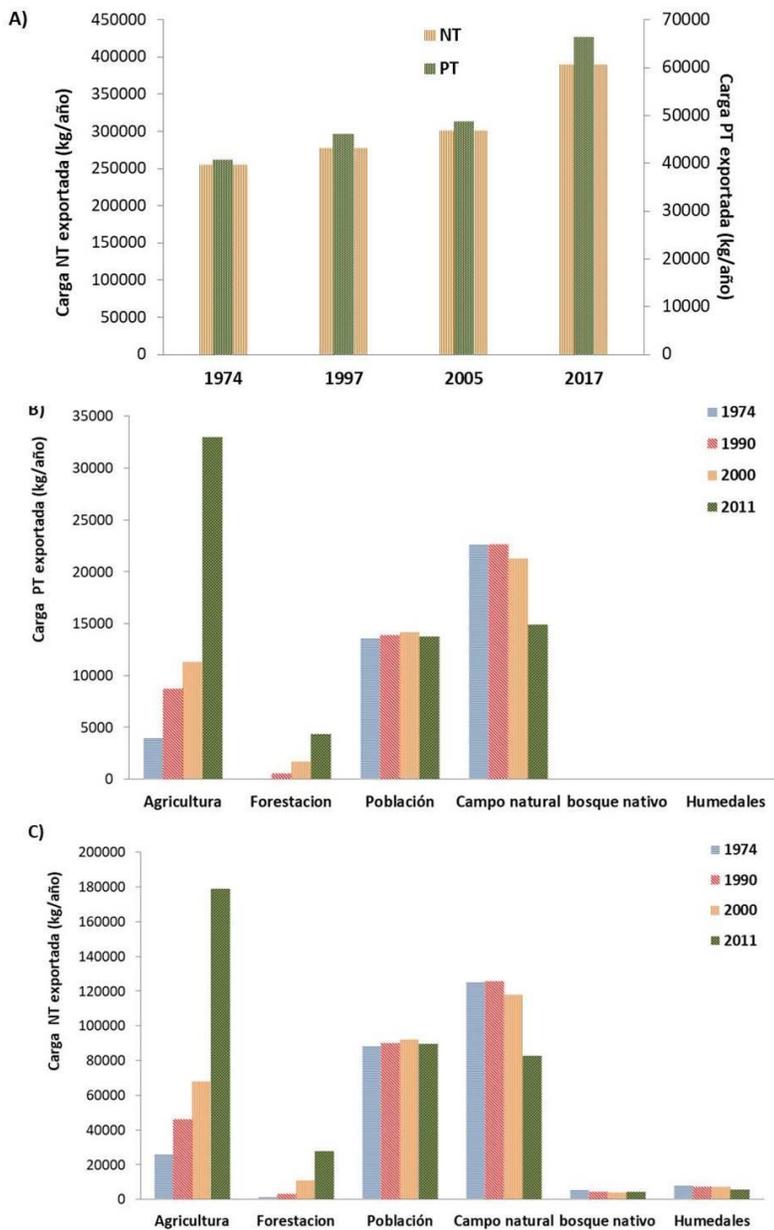


Figura 1.6. Evolución de la carga de nutrientes exportada por la cuenca a lo largo del tiempo. A) carga total de nitrógeno (NT) y fósforo (PT) exportada por la cuenca por año. B) carga de fósforo (PT) discriminada por los usos de suelo y C) carga de nitrógeno (NT) discriminada por los usos de suelo.

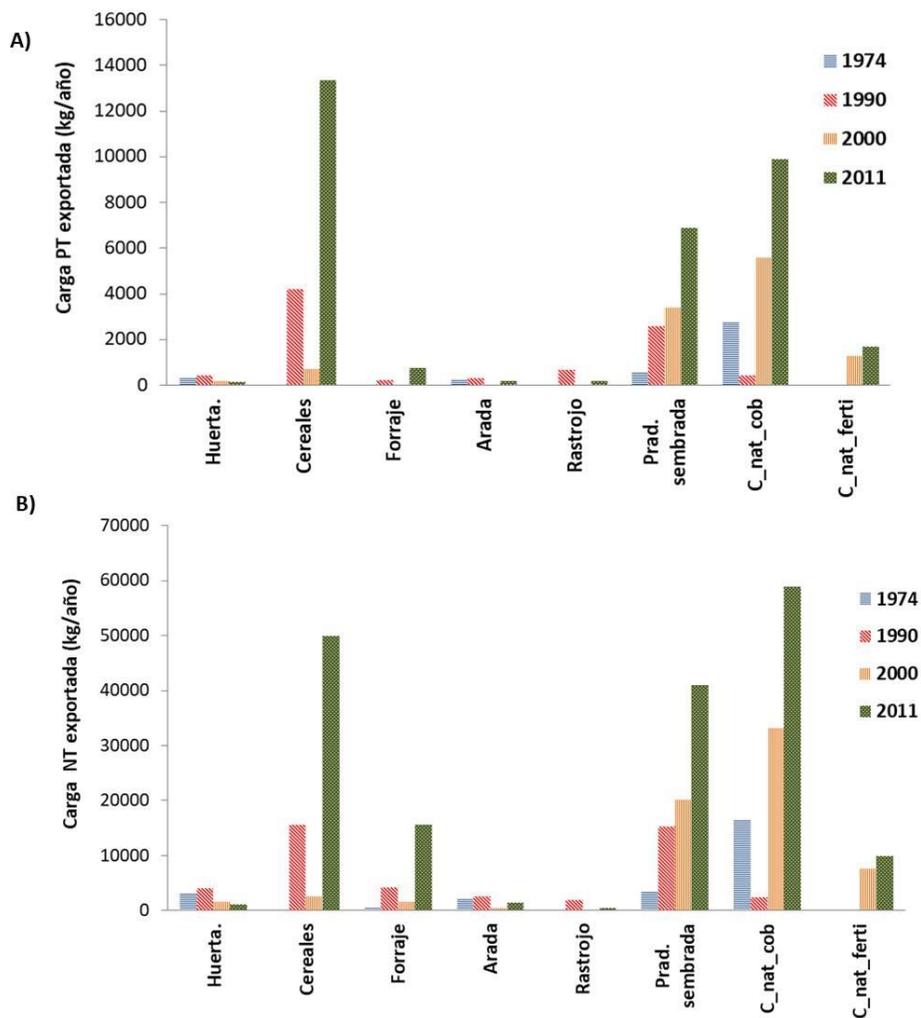


Figura 1.7. Contribución de los distintos tipos de usos agrícolas a la carga de nutrientes exportada por la cuenca a lo largo del tiempo A) carga exportada de fósforo (PT) y B) carga exportada de nitrógeno (NT). Huerta, Cereales, Forraje, tierra arada (Arada), rastrojo, pradera sembrada (Prad. sembrada), campo natural sembrado en cobertura (C_nat_cob), campo natural fertilizado (C_nat_ferti).

Los modelos GLM realizados con la concentración de PT y NT del agua como variable de respuesta, utilizando variables fisicoquímicas, precipitación acumulada y carga exportada por uso y cobertura del suelo, seleccionaron en el modelo óptimo a la salinidad y la carga de PT (en el caso del PT) y de NT (en el caso de NT) exportada por cultivos de cereales como variables explicativas. Ambos

factores fueron seleccionados de forma significativa, siendo el coeficiente negativo para la salinidad. En el caso de la concentración de NT en agua, el modelo seleccionó adicionalmente a la precipitación acumulada también con coeficiente negativo. En ambos modelos todos los coeficientes fueron altamente significativos (Tabla 1.2) aunque la varianza explicada fue baja en ambos casos, para el PT fue de 28% y en el caso del NT del 32%. Este análisis se realizó con los datos físico-químicos promediados por décadas que es la escala temporal con la que se cuenta con datos de carga de nutrientes exportada.

Tabla 1.2. Resultado del modelo lineal generalizado (GLM) para concentración de PT y NT en agua de la laguna, en función de variables fisicoquímicas, de precipitación acumulada y de carga exportada por tipos de usos de suelo. Se muestra el modelo de partida y el modelo seleccionado por pasos (step AIC: Akaike information criteria), los coeficientes de las variables explicativas que resultaron significativas y su nivel de significancia 0.0001 (***) , 0.001(**) , 0.01(*) y 0.05(.)

		Coficiente	AIC
Modelo inicial PT	GLM : PT ~ Temperatura del agua+salinidad+precipitación acumulada 5 días+Cereal+Forraje+Pradera sembrada+Campo mejorado+Campo natural+ Forestación+urbano		
Modelo PT seleccionado	GLM : PT ~ Salinidad + Cereal,	Salinidad=- 3.080*** Cereales= 0.003***	1105
Modelo inicial NT	GLM = NT ~ Temperatura del agua+salinidad+precipitación acumulada 5 días+Cereal+Forraje+Pradera sembrada+Campo mejorado+Campo natural+ Forestación+urbano		
Modelo NT seleccionado	GLM = NT ~ Salinidad + precipacum5 + Cereal	Salinidad=- 26.64*** Pr.acum =-12.48*** Cereales= 0.007***	1541

1.3.4 Variables meteorológicas

La temperatura del aire presentó un patrón estacional bien marcado con valores mínimos de mayo a setiembre (Fig.51.8 A). Se observó un máximo de temperatura en noviembre de 1999 (29.2 °C), muy por encima de los máximos de temperatura registrados, convirtiéndose en un valor extremo.

Este evento extremo en temperatura coincide con bajos valores de precipitaciones (9mm) que representan una anomalía negativa (-1.4), correspondiendo con un valor negativo (-1.5) del índice de El Niño Oscilación Sur (ONI) y un año La Niña. Tanto en las precipitaciones medias como en la anomalía de precipitaciones puede apreciarse un cambio en el régimen de precipitaciones a partir del año 2000, con una tendencia al aumento de la frecuencia e intensidad de los valores extremos de precipitaciones (valores amarillos y rojos) (Fig.1.8 B) con intensas anomalías positivas (Fig.1.8 C).

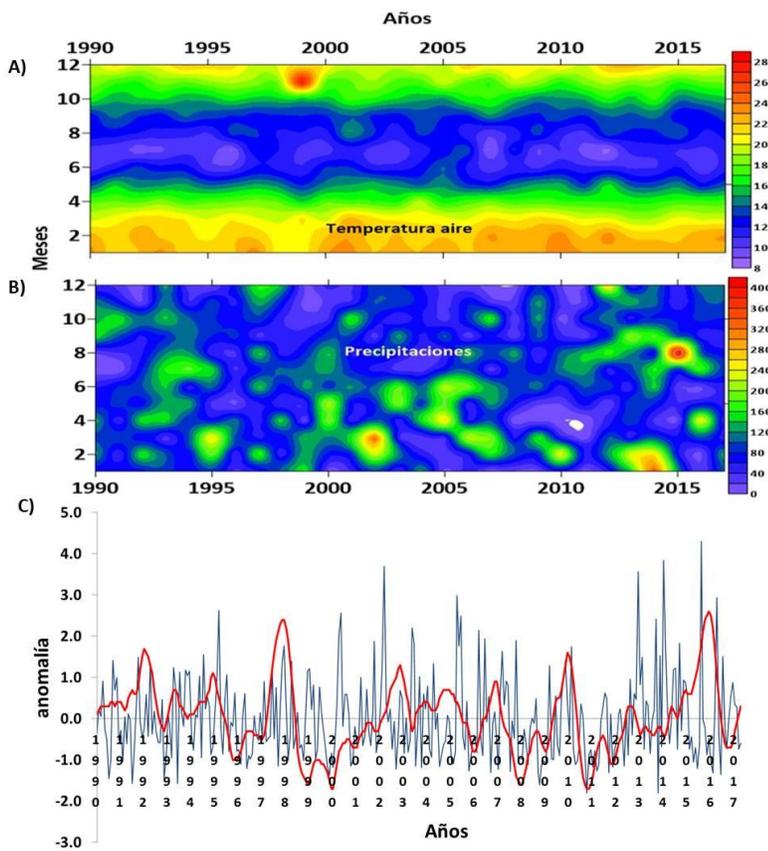


Figura 1.8. Variación temporal de la temperatura del aire (°C) (A) precipitaciones medias (mm) (B) y anomalía de precipitaciones (azul) y ONI (rojo) (C).

1.3.5 Relación entre las variables ambientales

Las variables ambientales (temperatura, salinidad, STS, PT, PRS, NT, NO₃, NO₂, NH₄, precipitación acumulada y ONI) permitieron explicar la distribución de los casos en el análisis de componentes principales (ACP), alcanzando el 56% de la varianza en los 3 primeros ejes. El primer eje explicó el 31.10 %, el segundo el 13.14 % y el tercero el 11.25%. La variable más importante en la formación del primer eje fue el PT (contribución positiva), seguido de la concentración del PRS (contribución positiva), seguidas en orden por NO₃, NO₂, NT y SST (todas contribución positiva), y con la relación N:P y la salinidad con contribución negativa (Fig.1.9). La variable más importante en la construcción del segundo eje fue el índice de El Niño Oscilación Sur (ONI) (contribución positiva), seguido por la concentración de NH₄, la salinidad y la temperatura (todos con contribución positiva) y la relación N:P con contribución negativa (Fig.1.9). Todas las formas de nutrientes mostraron el mismo comportamiento, estando correlacionados positivamente con los SST e inversamente con la salinidad. El amonio (NH₄) fue el único que mostró un comportamiento independiente estando más asociado a la temperatura. Los casos que se ubicaron en el cuadrante superior derecho corresponden a muestras de verano de 1997 y verano de 2015 que se registraron floraciones, lo que puede explicar la alta concentración de NH₄. El cuadrante inferior derecho corresponde a los muestreos de primavera 2005 e invierno 2016 caracterizadas por momentos de muy baja salinidad. En el cuadrante superior izquierdo se agruparon casos correspondientes a verano de 2016 y del AºValizas, caracterizados por alta salinidad y el cuadrante inferior izquierdo correspondió a muestreos de 2005 y 2006 con altos valores de N:P.

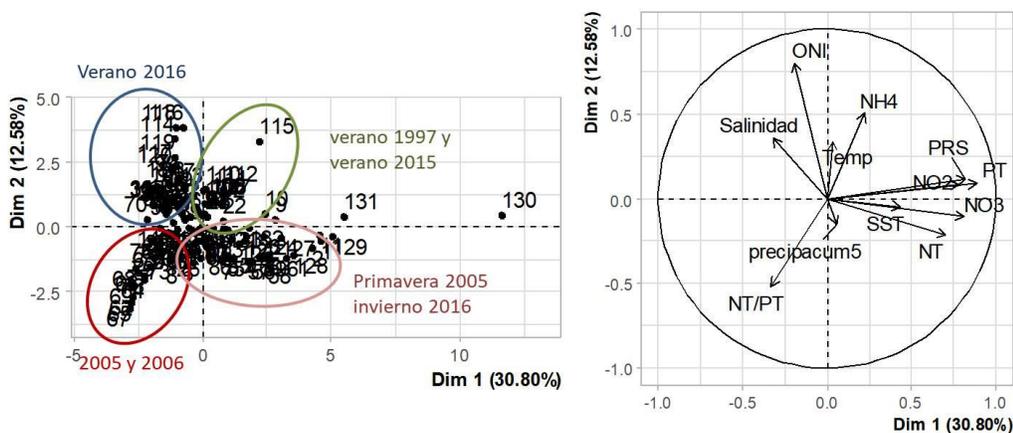


Figura 1.9. Diagrama de los dos primeros ejes del análisis de componentes principales (ACP) realizado entre las variables del agua Temperatura (Temp), salinidad, sólidos suspendidos totales (SST), fósforo total (PT), fósforo reactivo soluble (PRS), nitrógeno total (NT), nitrato (NO3), nitrito (NO2), amonio (NH4), relación N:P (NT/PT) y las variables meteorológicas precipitación acumulada 5 días (precipacum5) y el índice de El Niño Oscilación Sur (ONI), estandarizadas. A la izquierda se muestra el diagrama de los casos, los grupos de casos se engloban con distintos colores y se indica a cuales muestreos corresponden con texto del mismo color. A la derecha se muestra el gráfico de variables.

1.3.6 Conocimiento Ecológico Local

En el análisis de las entrevistas se generaron 34 códigos, de los cuales los más frecuentes fueron pesca (9), agricultura y mancha verde de floración (6), cambio del juncal (5) y olor, peces y camarón (4). Todos los entrevistados registraron cambios en la laguna, principalmente en la extensión del pajonal, cambios en la cantidad y tipo de peces y presencia de manchas verdes en el agua que generaron olor particular y mortandad de peces.

En base a las entrevistas fue posible construir una línea de tiempo donde se identificaron 3 períodos (Fig.1.10). El primer período fue reconocido en base a cambios en las condiciones físicas de la laguna y su zona de humedales. El segundo período fue identificado por acciones en su cuenca, lo más destacado por los entrevistados fue referente al pasaje de avionetas por la cuenca y construcción de canales en algunas zonas para drenaje. El tercer período identificado fue basado principalmente en la observación de cambios en el cuerpo de agua propiamente dicho con presencia de manchas verdes con olor particular y mortandades de peces. A su vez en la línea de

tiempo se agregó un período anterior a lo identificado por los actores locales, ya que la base de datos cuenta con registros previos con ocurrencia de floraciones de cianobacterias.

Primer período, evento de sequía y alta salinidad

El primer período se definió por una gran sequía y gran zafra de camarón, así lo indicaron 4 entrevistados *"El año 2000 es una marca porque estuvo muy muy seca la laguna, fue una gran zafra de camarón"* (Institución, varón, 30 años en el sitio) *"a partir de la zafra del 2000 hubo zafra todos los años"* (pescador residente, varón). También en este período se registró una disminución del pajonal *"acá había un juncal muy denso, ahora hay muy pocos juncos que se notan en todo el entorno a la laguna, o sea no es por un tema de gestión de ganado, el juncal retrocedió capaz que 50 m"* (Institución, varón) *"se terminó el junco y quedó campo, desde la boca de la laguna hacia el cerrito era todo juncal y eso se fue terminando, no sé si a causa de la contaminación o agua salada"* (pescador zafra, varón) *"había un extenso juncal que tenía por lo menos 80 m de ancho, un juncal denso, luego que hicieron el canal quedó campo inundable igual que este"* (productor, varón, 40 años en el sitio).

Segundo período, intensificación de usos de suelo

Este período tuvo como características el comienzo de actividades que implicaron fumigación y la limpieza de antiguos canales de drenaje del bañado del Chafalote. Cinco actores recuerdan el comienzo de la forestación en la cuenca con el pasaje de avionetas y mortandad de fauna:

"la forestación, mató y secó árboles de golpe, cuando se empezó la forestación hace 20 años yo veía los aviones fertilizando y mataba tatúes y mulitas" (poblador, varón) *"seguramente debe venir por el lado de la agricultura porque otra cosa que contamine la laguna no hay"* (operador turístico, varón).

En estas actividades de intensificación productiva varios mencionaron a propietarios como Braná y López Mena *"grandes canales de drenaje del agua allí para cultivos, que son los canales de Braná"* (Institución, mujer, 25 años en el sitio) *"cuando tuvo campo este aquí, López Mena, cuando la soja (2014) el fumigaba en pila pero ahí mataba pescado también, esas fumigaciones no son buenas para nada"* (operador turístico, mujer) *"ahí en el campo de Braná yo escuchaba pasar una avioneta todo el día, tirando fertilizante, donde hay ganado, es un fertilizante granulado que va para el campo"* (Institución, varón). *"los*

últimos canales del Chafalote son del 2005” (Institución, varón), “en el 2009 hicieron la limpieza de los canales de toda esa zona de pajonales del Oeste en la laguna” (Institución, mujer, 25 años en el sitio).

Tercer período, floraciones

Respecto a las floraciones conocidas como manchas verdes todos las recuerdan posteriores a la década del 2000 y relacionada a un tipo de circulación del agua, las manchas más marcadas las registraron a comienzos de la última década. Si bien alguno de los actores recordó haber visto en épocas anteriores todos reconocieron que fueron más frecuentes a partir del 2000 y recurrentes a partir del 2010 y de mayor magnitud.

“lo que he visto es eso verde que anda en el agua pero no es nuevo, hace muchos años lo veo, el tema es que antes se veía poco y ahora se ve mucho” (pescador, varón) “alguna mancha verde en el agua, es más cotidiano ahora, desde hace unos 7 años en forma notoria, de llegar y ver la mancha” (productor, varón) “fue del 2005 para adelante que se empezó a sentir ese olor y también ese color verde pintura que lo notas más recorriendo” (Institución, varón) “Previo al 2010 había floraciones más discretas pero no de la magnitud de la del 2009-2010” (Institución, mujer, 25 años en el sitio).

En esos momentos de mancha verde notoria mencionaron sentir un fuerte olor a gamexán (olor clásico de una sustancias llamadas geosminas que producen las cianobacterias) *“el olor ha cambiado, a veces hay un olor muy fuerte y alguna mancha verde en el agua, es más cotidiano ahora” (productor, varón), “en mayo del 2010 había un importantísimo olor a gamexán en la laguna y una mancha de algas verdes en la zona N” (Institución, mujer, 25 años en el sitio).*

También mencionan que los peces (lisas) tuvieran ese gusto en su carne y por eso fueron rechazadas por compradores *“previo a la mortandad del 2013 ya había habido un evento de mortandad en 2010 y un evento con alteraciones del sabor en 2009” (Institución, mujer).* Tres actores señalaron ver las lisas alimentándose directamente de la espuma de cianobacterias *“se alimenta la lisa, vos la ves comer a flor de agua y queda con olor a gamexán, eso se da desde hace años pero depende de la profundidad de la laguna y del calor que haya” (pescador, varón, más de 60 años en el lugar) “en el estómago de lisas donde se veía claramente que lo que habían comido era una masa de cianobacterias” (Institución, mujer) y muchos recuerdan casos de mortandad de lisas al mismo tiempo de ocurrencia de mancha. “Desfile de peces muertos bajando, lisas, estuvo la teoría de la falta de oxígeno pero dudo*

mucho que haya sido la mera falta de oxígeno, fue en esos años que había olor a gamexán” (Institución, varón), “una vez estaba verde y murió un cardumen de lisas” (operador turístico, varón, 40 años en el sitio).

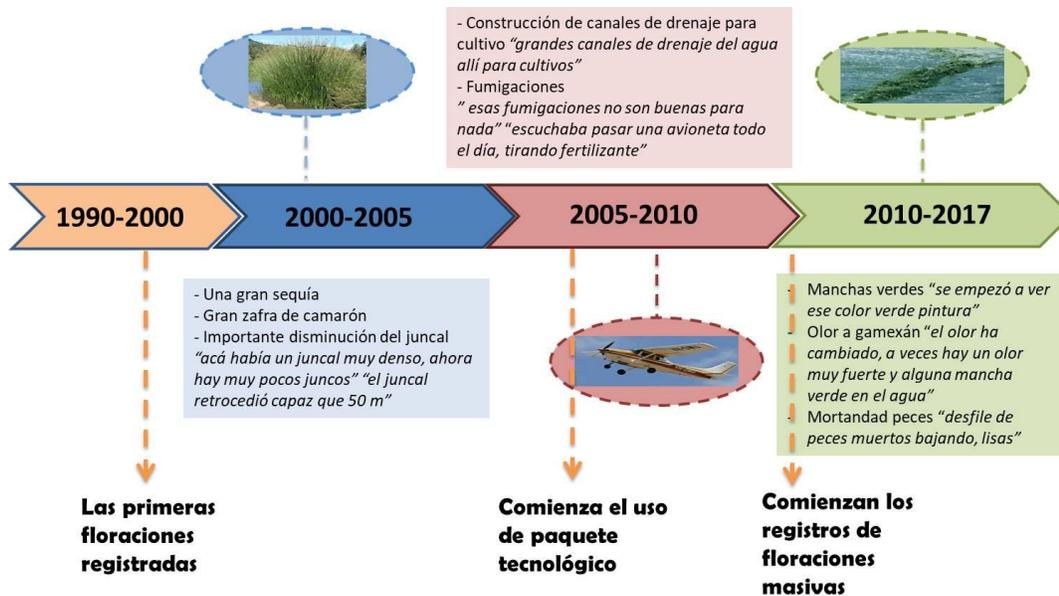


Figura 1.10 Línea de tiempo construida a partir de los hitos identificados por los actores locales y los obtenidos de la base de datos.

A los pescadores y productores se les preguntó si consideraban que los cambios observados tenían relación con sus actividades y si estaban dispuestos a tomar alguna medida para disminuir su impacto en la calidad de agua de la laguna. Los productores no consideraron tener impacto por lo cual no manejaron opciones para minimizarlo. Los pescadores estuvieron dispuestos a buscar otra forma de eliminar los desechos de la pesca que no sea dentro de la misma laguna para minimizar su impacto.

1.4. DISCUSION

El análisis de datos históricos y actuales en conjunción con el conocimiento local permitieron confirmar que la laguna mostró una tendencia creciente a la eutrofización, con valores de nutrientes más elevados en la última década. Ya en estudios previos de varias lagunas salobres la Laguna de Castillos fue la que presentó los mayores valores de PT y NT (Vidal 2008; Rodríguez-Gallego et al 2017) y esta tendencia continúa hasta la fecha (DINAMA, 2019). En todos los sitios la mediana de PT superó ampliamente el límite estándar de PT ($25 \mu\text{g.L}^{-1}$) para las aguas superficiales según la legislación uruguaya (Decreto 253/979), solo el 21 % de los casos estuvo por debajo de este límite y en el caso del NT más del 50% de los casos superó el límite recomendado por la Mesa Técnica del Agua (2015) de $500 \mu\text{g.L}^{-1}$. De igual modo continuó la tendencia de intensificación de los usos de suelo con un aumento en el área de la cuenca destinada a producción con mayor uso de fertilizantes, aumentando principalmente la forestación y la agricultura como fuera reportado por Rodríguez- Gallego et al. (2017). Tendencia que está ocurriendo en todo el Uruguay (Arbeleche et al. 2010; Hoffman et al. 2016; Aubriot et al. 2017; Gorgoglione et al. 2020). También la cercanía de los cultivos al cuerpo de agua aumentó, donde el borde de los cultivos se ha aproximado cada vez más al borde del espejo de agua, siguiendo la tendencia indicada por Rodríguez-Gallego et al. (2017). Asimismo el cambio en el régimen de precipitaciones con eventos más extremos, producto del cambio climático, aumenta la complejidad contribuyendo a una mayor llegada de nutrientes al cuerpo de agua.

1.4.1. Calidad de agua: patrones espaciales y temporales

Se observaron patrones espaciales y temporales en los indicadores de la calidad del agua aunque solo para la salinidad y los SST fueron significativos. Especialmente el Arroyo Valizas y el centro de la laguna fueron los sitios con valores más altos para la mayoría de las variables de calidad de agua (PT, PRS, NT, NID) y en el caso del NH_4 esas diferencias fueron significativas. La mayor salinidad en el arroyo es esperable ya que es el lugar de ingreso de agua marina a la laguna. Los altos valores en el punto central podrían estar relacionados al comportamiento del centro de la laguna como frente de turbidez. Según Kjerve (1994) el centro de las lagunas costeras se comporta como un

frente de turbidez y suele presentar valores más altos de SST, nutrientes y clorofila. En el Arroyo Valizas los valores más altos de las formas disueltas de nutrientes pueden presentar un sesgo ya que este sitio cuenta con menor número de datos de nutrientes disueltos. Sin embargo este sitio se ubica inmerso en un pequeño poblado sin saneamiento y su población permanente ha aumentado al presente. Se observó que todas las formas de nitrógeno aumentaron su concentración en abril que es el principal mes de la zafra de camarón, cuando la población en el asentamiento del puente Valizas se multiplica exponencialmente por lo cual podría estar asociado a desechos humanos y a residuos de la pesca. El nitrato es altamente soluble y principalmente aportado por agua subterránea (Pactnik et al. 2005), por lo cual su aporte puede ser permanente desde toda la cuenca. El fosfato aumentó sus valores en primavera-verano que también es un momento donde ese sitio ve aumentada su población debido a la pesca y turismo, pero al mismo tiempo es la época en que se fertilizan los cultivos estivales. En el Arroyo Valizas como se dijo anteriormente también se registró una alta concentración de amonio, presentando diferencias significativas con el resto de los sitios, este podría provenir de desechos urbanos ya que el amonio es aportado en gran medida por desechos animales y pozos negros (Xia et al. 2016) y en ese sitio se crían animales de granja (chanchos, gallinas, etc.) en predios muy cercanos al agua. En el Arroyo Valizas, además, una gran concentración de nutrientes es aportada por el procesamiento de la captura de la pesca en toda la laguna, generando una gran cantidad de desechos, a nivel mundial un gran porcentaje de la captura de las pesquerías artesanales es descartado y arrojado como desechos (Kumolu'-Johnson & Ndimele 2011). En el Arroyo Valizas la alta concentración de nutrientes disueltos también podría provenir del aporte de la cuenca, por ser el arroyo la salida de la laguna. Más aun considerando que en las cuencas con gran proporción de agricultura una importante cantidad de nutrientes, tanto fósforo como nitrógeno, son aportados durante grandes eventos de precipitaciones (Jarvie et al. 2006; Vanni et al. 2011) y es también en estos momentos en que gran cantidad de agua es descargada desde la laguna por el arroyo pudiendo arrastrar estos nutrientes. Los ríos y arroyos funcionan como fuentes importantes de contaminantes a nivel mundial (DeGeorges et al. 2010).

En el caso del nitrógeno, exceptuando el Arroyo Valizas, tanto el nitrógeno total como sus formas disueltas presentaron los valores más altos en Chafalote y Sur de la Laguna. Chafalote presentó

alto valores de NT pero bajos de NO_3 y NO_2 y muy baja concentración de SST y altos valores de Kd. Los altos valores de Kd pero bajos de SST indicarían un aporte principalmente de sustancias húmicas y no de sustancias particuladas. Las sustancias húmicas son una fuente importante de NOD que suele ser una proporción importante de NTD (Alberts & Tacáks 1999). Debido a que el Chafalote es un bolsón interior de la laguna al cual drena el agua del mayor humedal asociado es posible que el NT esté fuertemente asociado a materia orgánica disuelta.

1.4.2 Usos del suelo y exportación de nutrientes

En el análisis de usos de suelo se observa un gran aumento en la proporción de área de la cuenca destinada a agricultura y forestación principalmente y una disminución en el área de campo natural que es uno de los tipos de vegetación que puede favorecer la retención de nutrientes, principalmente nitrogenados como fue observado también por Lescano et al. (2017). La sustitución del uso de suelo tradicionalmente ganadero extensivo por cultivos forestales en las zonas altas comenzó en la década del 90 (DIEA 2013; Fernández 2011).

Por lo tanto se reemplazó el uso con menor aporte de nutrientes por usos de mayor aporte, en especial en el caso de la agricultura (Jeje 2006). La agricultura es la principal fuente de exceso de nitrógeno y fósforo a los cuerpos de agua (Foley et al. 2005; Espejo et al. 2012).

Se observó una disminución en la agricultura cerealera en la década del 2000 que coincide con la disminución observada en los valores de P y N en el agua. Esta disminución de la concentración de N y P coincidente con la disminución en el cultivo de cereales en la cuenca está en concordancia con lo encontrado por Aubriot et al (2017) respecto a la correlación entre la importación de fertilizantes y la producción nacional de soja, trigo y maíz, donde se produce una disminución en la importación de fertilizantes y fosfatados en el 2002 en respuesta a la caída de los precios internacionales de cereales y en su producción. A su vez esta relación entre la concentración de nutrientes en el agua y el área forrajera y cerealera sugiere que la principal fuente de nutrientes sería la agricultura y en particular este tipo de cultivos. A su vez los valores más altos de nutrientes en la laguna se registraron en la última década que coincide con el mayor desarrollo de este tipo de cultivo. El análisis de las cargas de nutrientes exportadas mostraron un aumento en la última década, principalmente de P y asociado a este tipo de cultivo, no solamente debido al aumento de

la superficie de los cultivos, sino también a que los cultivos que aumentan son los que tienen mayores coeficientes de exportación por unidad de superficie. El resultado del GLM, tanto para el PT como para el NT del agua, identificó al aporte generado por el cultivo de cereales como variable significativa, seleccionándolo entre todos los tipos de usos agrícolas.

El tipo de agricultura que se lleva a cabo actualmente, al menos en nuestro continente, representa una gran fuente de fósforo reactivo soluble (Sharpley 2015, Aubriot et al. 2017). La agricultura también aporta grandes concentraciones de amonio (Islam & Tanaka 2004), principalmente el cultivo de soja y maíz (Smith et al. 2008, Garzon-Garcia et al. 2017). A su vez dentro de los tipos de cultivos, el de soja y maíz se han identificado como los causantes de las mayores pérdidas de nutrientes por escorrentía (Ptacnik et al. 2005; Smith et al. 2008; Zhou et al. 2014). La fertilización asociada a la siembra directa enriquece el suelo más superficial, más susceptible a la erosión, pero no se incorpora el fósforo al suelo en mayor profundidad (Perdomo et al. 2015) y además en varias zonas de Uruguay se está aplicando más fertilizante del que es necesario para aumentar la productividad de los cultivos por lo cual ha aumentado muchísimo la concentración de fósforo libre en los últimos años (Barreto et al. 2017), esto podría estar pasando también en la cuenca de la laguna. La aplicación de P por encima de las tasas a las que puede ser removido por los cultivos puede transformarse en una fuente de P por escorrentía (Sharpley et al. 2001; McDowell & Sharpley 2001). También en el último período se observa una invasión del área de humedales para la agricultura de este tipo de cultivo cerealero por lo cual el perjuicio es doble no solo se hace un mayor aporte de nutrientes sino también se disminuye el área de la vegetación que puede amortiguar su aporte (Dodds & Oakes 2006). Los productores plantan en zonas inundables en épocas o años secos. Este acercamiento de los cultivos a los márgenes del cuerpo de agua también había sido registrado por Rodríguez Gallego et al. (2017) aunque sin cultivar las zonas inundables.

Diferencias en el suministro de N y P influyen la limitación por nutrientes (Vanni et al. 2011), la cual a su vez cumple un rol clave en determinar la estructura y función del ecosistema (Hayes et al. 2015; Dodds & Smith 2016). La mayoría de la literatura proviene del hemisferio norte donde la agricultura está basada en fertilización con nitrógeno y por eso en esas regiones la agricultura aporta gran cantidad de nitrógeno y mucho más nitrato que la forestación y que otros tipos de

usos (de Witt et al. 2005; Hayes et al. 2015) cambiando el aporte de nitrógeno orgánico disuelto (NOD) a nitrógeno inorgánico disuelto (NID) (Harris 2001).

En Uruguay al igual que en el hemisferio norte la agricultura aporta nitrógeno disuelto. Sin embargo, aquí los fertilizantes más utilizados son fosforados, porque los suelos en Uruguay históricamente se consideraron pobres en ese nutriente, por esto el nutriente más aportado por la agricultura es el fósforo, a su vez el principal cultivo en este momento es soja que es una fijadora de nitrógeno por lo cual solo es necesario aportarle fósforo. A esto se suma que el herbicida más utilizado a nivel nacional es el Glifosato (REDES 2013), el cual en su composición contiene fósforo, aumentando aún más la cantidad de fósforo aportada (Vera et al. 2012). La agricultura moderna realiza un gran aporte de fósforo reactivo soluble (Sharpley 2015), y en Uruguay está aumentando dicho aporte (Goyenola et al. 2015). En cuencas intensamente agrícolas se encontraron proporciones de PRS superiores al 80% (Goyenola et al. 2015; Barreto et al. 2017), en el presente estudio prácticamente en la mitad de los casos el PRS supera el 50% del PT y en muchos llega al 100% lo cual indicaría ser una cuenca principalmente agrícola según Aubriot et al. (2017).

Según Hayes et al. (2015) en las zonas forestadas, donde el aporte de nitrato es menor que en las zonas agrícolas, predominan las cianobacterias no fijadoras de nitrógeno porque su limitación sería por P. En el caso de Uruguay en las cuencas agrícolas, dado que el mayor aporte es de fósforo, el fitoplancton no estaría limitado por P sino por N y por eso predominarían las cianobacterias potencialmente fijadoras de N como es el caso de la Laguna de Castillos. Por otro lado, los valores decadales de clorofila mostraron la misma disminución que los nutrientes en la década de 2000 pero presentando un patrón más similar al del PRS indicando que la biomasa fitoplanctónica parecería responder principalmente a la concentración de este nutriente sugiriendo una limitación del crecimiento por P. En el caso de las lagunas costeras puede existir co-limitación de N y P (Odebrecht et al. 2005; Bonilla et al. 2006). La relación N:P, que en el 70% de los casos es mayor a 16, indicaría una limitación por P. Un valor cercano a 16:1 en esta relación (proporción Redfield) implica que ningún nutriente es limitante, por encima de ese valor el P es limitante y por debajo de ese valor el N es limitante (Tett et al. 1985; Correll 1998).

El análisis de componentes principales mostró que el primer eje está determinado por el PT y el PRS, seguido NO_3 , NO_2 , NT y SST y negativamente con la relación N:P y la salinidad. Esto indicaría la importancia de los nutrientes, fundamentalmente del fósforo, y cómo todas las formas de nutrientes se ven influenciados por la salinidad y los SST, a mayor salinidad disminuirían los nutrientes y a mayor SST aumentarían debido a la resuspensión de sedimentos por efecto del viento mayoritariamente. El NH_4 es importante en la definición del segundo eje, tiene un comportamiento independiente y está más asociado a la temperatura. Esta asociación del NH_4 con la temperatura puede deberse a que el NH_4 es producto de excreción y de la mineralización de materia orgánica, proceso que ocurre a mayor tasa a mayor temperatura. Los casos que se ubicaron en la zona de mayor concentración de PT, NT, PRS fueron precisamente los que presentaron floraciones (1997 y 2015) y de especies fijadoras de nitrógeno, estos casos también se relacionaron con altas concentraciones de amonio. Los casos pertenecientes a muestreos anteriores del 2006 se ubicaron a una menor concentración de nutrientes y los de los muestreos del 2015 en una zona de mayor concentración y los del 2016 a mayor proporción de N:P, siendo este último un año en el que no se registraron floraciones ni siquiera en verano.

Por lo tanto, según el ACP la salinidad y los SST jugarían un rol clave en la disponibilidad de nutrientes. A su vez la salinidad y los SST fueron las únicas variables que presentaron diferencias significativas entre sitios. También el resultado del GLM para la concentración de nutrientes establece a la salinidad como la variable principal tanto para el P como para el N y su coeficiente es negativo por lo cual al aumentar la salinidad disminuirían los nutrientes, resultado coincidente con el ACP. La salinidad está relacionada con las precipitaciones y el flujo de agua dulce a la laguna. Cuando hay escasas precipitaciones y la laguna no recibe tanta agua dulce aumenta su salinidad debido a que baja el nivel del agua y se favorece el ingreso marino, siempre que esté abierta la barra. A su vez, en estas condiciones el aporte de escorrentía de la cuenca se reduce y por ende la llegada de nutrientes sería menor. En el caso del N el GLM establece también a las precipitaciones acumuladas como variable significativa, esto podría indicar que la relación con la precipitación puede ser diferencial, donde a ciertos niveles de precipitación se promueve un aporte de nutrientes desde la cuenca, pero a valores mayores el volumen de agua recibido contribuye a diluir la concentración en la laguna. Un efecto similar fue registrado por Goyenola et al. (2019) para el

fósforo en arroyos de planicie. Estos resultados sugieren que se precisa entender mejor la hidrología del sistema, para entender cómo opera la circulación y tiempo de residencia del agua ante situaciones climáticas diferentes, entendiendo los mecanismos de ingreso de agua marina y de descarga de agua dulce al mar. Esto podría ayudar a comprender mejor el proceso de formación de floraciones, así como de su desaparición o lavado hacia la costa.

1.4.3. Condicionantes meteorológicas

En el análisis de las variables meteorológicas se observó las condiciones del evento la niña a fines de 1999 con alta temperatura y bajas precipitaciones. En los datos de precipitaciones pudo observarse un cambio en el régimen a partir de la década del 2000 en las precipitaciones y en las anomalías de precipitaciones, comenzando a ser más frecuentes y más intensas a partir de ese momento. En las cuencas agrícolas durante condiciones típicas de escurrimiento, el transporte de nitrógeno y fósforo ocurre por escorrentía superficial y por aguas subsuperficiales. La mayoría del transporte del P total ocurre escorrentía superficial durante eventos de tormenta y lo mismo ocurre con el N total, por lo tanto las precipitaciones influyen la cantidad de N y P que serán aportadas (Jarvie et al. 2006; Michalak et al. 2013; Zhou et al. 2014). Cuanto más intensos son los eventos de precipitaciones, más capacidad de lavado de la cuenca y más nutrientes llegan al cuerpo de agua (Jeppesen et al. 2009). Por otro lado en períodos de sequías, disminuye el drenaje de la cuenca y aumenta el tiempo de residencia del agua por lo cual se favorece el proceso de desnitrificación (Hayes et al. 2015), eliminando parte de ese N a la atmósfera. En conclusión, las precipitaciones no solo aportarían más cantidad de nutrientes sino que los aportan en formas biodisponibles para ser utilizados por el fitoplancton.

1.4.5. La percepción de los actores sociales sobre los cambios en la calidad del agua de la laguna

En general la mayoría de los entrevistados se mostró más optimista en cuanto a la calidad de agua de la laguna de lo que se podría concluir en base a indicadores ambientales. Esto parece ser un resultado frecuente cuando se trata de la percepción de los pobladores locales sobre la calidad de agua de un cuerpo aledaño (Audouit et al. 2017), sobre todo cuando hacen uso de él. Al reconocer

el estado ambiental del cuerpo de agua pueden condenar su principal fuente de ingresos. Suele generarse un dilema en reconocer el nivel de degradación ambiental para las propias personas que viven de, y al mismo tiempo en, un entorno degradado (Santos 2014). En general hay un interés local en minimizar el impacto de las floraciones de cianobacterias, ya sea por preservar los valores propios o para prevenir la limitación al acceso de sus recursos (Backer et al. 2010). La presencia de floraciones de cianobacterias puede afectar adversamente a las comunidades que viven de los cuerpos de agua locales para el turismo, pesca, o puede restringir el acceso de la comunidad a las áreas de recreación. Las respuestas individuales ante esto pueden estar sesgadas por visiones personales sobre los riesgos y beneficios, como por ejemplo obtención de dinero vs enfermedad, asociados con la exposición a estos problemas ambientales (Backer et al. 2010). Por ejemplo los pescadores fueron los más optimistas en cuanto a la calidad de agua, o los que minimizaron los cambios ocurridos en ella, ya que serían los más afectados económicamente por esta problemática porque se verían impedidos de comercializar los productos de la pesca. A su vez los pescadores son los que viven más cercanos a, y en contacto con, el cuerpo de agua por lo cual pueden identificar más el deterioro pero con menor capacidad de cambiar su medio de vida. Sin embargo, todos los actores consultados coincidieron (los pescadores y los no pescadores) en que hay una disminución en la cantidad de peces a nivel general en la laguna. Esto podría estar reflejando un cambio en la calidad del agua que como consecuencia genera una disminución en los peces, aunque no puede discriminarse de problemas en el manejo de la pesca. En concordancia, los pescadores estuvieron de acuerdo en generar acciones de su parte para mejorar la calidad del agua. A su vez varios actores mencionaron la construcción y rehabilitación de canales de drenaje del bañado del Chafalote como un hecho con efecto negativo en la calidad de agua. La construcción de canales genera una gran remoción de sedimento, esta remoción de sedimento puede generar un gran aporte de nutrientes (Zhou et al. 2014) por lo menos en ese momento, o también en este caso puede contribuir a remover gradualmente reservorios de nutrientes orgánicos originalmente inmovilizados en la vegetación, restos vegetales y sedimentos dentro del humedal. En las muestras de agua del Chafalote el aporte de nitrógeno total fue elevado, mientras que los sólidos suspendidos y el nitrógeno inorgánico fueron en general bajos, sugiriendo un aporte de formas asociadas a materia orgánica disuelta, explicando en parte el color té del agua. Este aporte de

nutrientes, tanto puntual como gradual, pudo haber favorecido el desarrollo de las floraciones, ya que los nutrientes pueden mantenerse en el cuerpo de agua por largos períodos. A su vez los canales se realizaron en la zona Norte y Noroeste, que es el sitio por el cual han comenzado las floraciones de la última década (ver capítulo siguiente), reafirmando esta hipótesis. Si bien la construcción de canales para drenaje de los campos datan de la década del cuarenta (Fernández 2011), estos estaban colmatados y posiblemente fueran poco funcionales, pero el proceso de limpieza realizado de forma ilegal en 2005 podría haber reactivado la circulación y drenaje de agua desde los mismos hacia la laguna. Este aporte de nutrientes, asociado a cambios en condiciones climáticas, podría haber disparado los eventos de floraciones.

El mismo evento registrado en el año 2000 en las condiciones meteorológicas fue mencionado por los actores locales que hacen referencia a una importante sequía y gran zafra de camarón, mostrando coincidencia entre los distintos tipos de fuentes de datos. Lamentablemente no se cuenta con monitoreo de calidad del agua en esos eventos. Para los actores locales este evento fue un hito importante que podría haber alterado la dinámica de la laguna, causando por ejemplo la desaparición de una parte importante del cinturón de juncos tal vez por un incremento importante de la salinidad del agua entre otras causas. La muerte de esta vegetación podría haber constituido un aporte adicional de nutrientes al agua. Una revisión de la calidad de agua debe considerar los cambios en el régimen hidrológico del cuerpo de agua (Whitehead et al. 2009), por lo que se requieren esfuerzos adicionales para realizar mediciones que permitan modelar la hidrología del sistema.

1.5. CONCLUSIONES

Se evidenció un cambio en los usos de suelo con una tendencia creciente al aumento de la superficie de usos agrícolas más intensivos. Esto habría provocado una mayor exportación y aporte de nutrientes al cuerpo de agua, resultando en un aumento en la eutrofización. Estos cambios en la cuenca y a su vez en el cuerpo de agua fueron evidenciados también por los actores locales cumpliéndose con las predicciones asociadas a las hipótesis de esta tesis. A su vez el cambio en el régimen de precipitaciones producto del cambio climático habría favorecido aún más este proceso

por provocar un mayor aporte de nutrientes desde la cuenca en menor tiempo. De mantenerse estas tendencias en la cuenca, la calidad del agua se verá aún más comprometida progresivamente, con la consecuente pérdida de biodiversidad y de servicios ecosistémicos de un ecosistema tan importante para la conservación y para poblaciones locales vulnerables.

CAPITULO 2

COMUNIDAD DE FITOPLANCTON Y FLORACIONES DE CIANOBACTERIAS

Resumen

El cambio climático, causante del aumento de temperatura y del cambio en el régimen de precipitaciones, junto con la eutrofización son los principales agentes de cambios en los ecosistemas acuáticos, alterando la composición de la comunidad fitoplanctónica, disminuyendo su diversidad y favoreciendo el incremento de las floraciones de cianobacterias. En la Laguna de Castillos se evaluaron cambios en la comunidad de fitoplancton comparando dos períodos distanciados diez años entre sí. Utilizando distintas aproximaciones estadísticas (GLM, GAM, CART) se buscó determinar cuáles variables influyen en la distribución de su biomasa, el porcentaje de cianobacterias y la ocurrencia de floraciones. La comunidad de fitoplancton mostró una disminución de la diversidad a lo largo del tiempo, con un aumento en la abundancia de cianobacterias y en la frecuencia de floraciones. Durante los períodos de floraciones tanto la temperatura del agua como las precipitaciones presentaron valores superiores y significativamente distintos a los períodos sin floración. La distribución de la biomasa fitoplanctónica (estimada como clorofila *a*) fue explicada principalmente por la concentración de fósforo total, y su interacción con la temperatura del agua, donde a partir de los 26 °C aumenta la biomasa independientemente de la concentración de fósforo total. El porcentaje del biovolumen de cianobacterias respecto al biovolumen total de la comunidad también mostró estar condicionado principalmente por la temperatura del agua (25°C), por la concentración de fósforo total, la salinidad y las precipitaciones acumuladas en 5 días. La ocurrencia de floraciones densas se explicó mayormente por las precipitaciones acumuladas en 5 días, con una relación positiva. Los árboles de regresión (CART) para todas las variables de repuesta utilizadas (clorofila *a*, biovolumen de cianobacterias y presencia-ausencia de floraciones) fueron mayores con temperatura superior a 25°, una concentración de fósforo total mayor a 200 µg/L y asociadas a precipitaciones moderadas. Las proyecciones del clima de la región prevén un aumento de la temperatura y de la frecuencia de los eventos de precipitaciones extremas, por lo cual habría una tendencia al aumento de floraciones. Debido a que mitigar los cambios globales es difícil, será fundamental tomar medidas drásticas a nivel local especialmente en el control de la concentración de nutrientes (fósforo principalmente) que llega al cuerpo de agua para prevenir las floraciones. Algunas alternativas localmente aplicables pueden ser el establecimiento de zonas buffer, regeneración de humedales y compostaje de desechos pesqueros.

2.1. INTRODUCCIÓN

El fitoplancton es considerado un buen indicador ambiental, son organismos con ciclo de vida corto que exhiben rápidas respuestas comunitarias a cambios ambientales (Bonilla & Conde 2000; Reynolds 2006; Paerl et al. 2007; Ptacnik et al. 2008). Los organismos del fitoplancton son regulados tanto por procesos físico-químicos (bottom-up) como por interacciones tróficas (top-down) (Aboim et al. 2020). El fitoplancton resulta particularmente interesante en los estudios de evaluación de calidad de agua (Marchetto et al. 2009) ya que la biomasa fitoplanctónica y la estructura de la comunidad responden a cambios en la calidad del agua y a su vez influyen en la calidad de agua (Katsiapi et al. 2016).

2.1.1. Fitoplancton de lagunas costeras

Las lagunas costeras se caracterizan por ser ambientes someros, mayormente cerrados, con influencia variable del viento, olas y corrientes, respecto a los típicos estuarios dominados por ríos (Kennish & Paerl 2011). Estas condiciones promueven diferencias en la disponibilidad y calidad de nutrientes a lo largo del año, afectando a la comunidad de fitoplancton residente generando diferencias fundamentales en los tipos de floraciones algales, en comparación con otros estuarios. Las lagunas costeras a menudo presentan floraciones de picoplancton (<2 μm) durante largos períodos de tiempo. Las diatomeas suelen ser uno de los grupos principales en estos ambientes cuando no hay floraciones presentes (Gilbert et al 2011). El picoplancton, además de su pequeño tamaño, tiene características fisiológicas que los hacen más efectivos competitivamente cuando las concentraciones de nutrientes son sostenidamente bajas y producto de la regeneración en el propio sistema. Esto difiere de los estuarios típicos, que tienden a tener pulsos estacionales de nutrientes externos, donde las floraciones estacionales de diatomeas son más frecuentes (Gilbert et al 2011). En nuestra región las lagunas costeras suelen comportarse como estuarios dominados por ríos, sobre todo en ciertos momentos del año, ya que todas reciben aportes de afluentes que pueden ser de caudal muy elevado en algunos momentos. Por ejemplo, en la Laguna de los Patos el nano y picoplancton son los principales contribuyentes cuando las concentraciones de clorofila son menores a $5 \mu\text{g L}^{-1}$, valores que en primavera suelen aumentar desde 10 a $70 \mu\text{g L}^{-1}$ debido

principalmente al aporte de diatomeas eurihalinas costeras (Odebrecht et al 2008). En las lagunas costeras de Uruguay el componente picoplanctónico también representa una alta proporción en determinados momentos (Bonilla et al. 2006; Vidal et al. 2007), y en la Laguna de Castillos en particular su aporte por momentos puede ser de más del 90%, principalmente de picoeucariotas y especialmente en la zona norte de la laguna, y el resto del tiempo hay una dominancia de diatomeas (Vidal 2008). En general en las lagunas costeras, por ser ambientes someros, la biomasa de microalgas bentónicas es muy alta y muchas veces superior a la planctónica (Gilbert et al. 2011). Sobre todo, en las zonas donde la acción del viento produce resuspensión de diatomeas (*Surirella* spp., *Bacillaria paxillifer* y *Cylindrotheca closterium*) el aporte de estas microalgas bentónicas suele ser superior (Odebrecht et al. 2008).

La salinidad determina la composición específica del fitoplancton, ya que puede representar un estrés osmótico para las células (Day et al., 1989). La estructura del nano-microfitoplancton está determinada principalmente por la hidrodinámica y la influencia marina, durante períodos de mayor influencia marina dominan diatomeas y dinoflagelados, mientras que en condiciones oligohalinas dominan flagelados como Criptofitas, Prasinofitas y Euglenofitas (Bonilla et al. 2005). En la Laguna de los Patos los períodos de agua dulce favorecen el crecimiento de cianobacterias cocoides y filamentosas, incluyendo géneros con especies potencialmente tóxicas como *Microcystis* (Rosa et al. 2005; Yunes et al. 2009) y lo mismo ocurre en la Laguna de Castillos donde se ha detectado la presencia de cianobacterias tolerantes a bajas salinidades (*Chroococcus limneticus*, *Anabaena* spp., *Microcystis* spp.) (Bonilla & Conde 2000) y en una ocasión una floración de *Nodularia baltica - spumigena* (Pérez et al. 1999).

2.1.2. Floraciones de cianobacterias

Las floraciones de cianobacterias tóxicas son una de las principales amenazas que sufren los ecosistemas acuáticos como reservorios de agua potable e irrigación, para pesca, recreación y abrevadero (Chorus & Bartram 1999; Paerl & Paul 2012). Las floraciones son una de las principales consecuencias de la eutrofización (Paerl et al. 2011) y se han ido exacerbando en los últimos años a nivel global (Huisman et al. 2018, Paerl et al. 2020).

Las cianobacterias son los organismos fotoautótrofos más antiguos del planeta, proliferaron durante el Precámbrico (3.5 miles de millones de años) e “inventaron” la fotosíntesis oxigénica dando un paso cuantitativo para la biósfera oxigenada que hoy conocemos (Schopf 2000; Paerl 2017). Han experimentado una gran variedad de cambios climáticos extremos a escalas de tiempo geológicas incluido eras de hielo, períodos de calor extremo, desecación, vulcanismo, alterada radiación solar, etc. lo que les ha permitido desarrollar una gran variedad de estrategias ecofisiológicas permitiéndoles explotar una gran variedad de ambientes y modificaciones antropogénicas como el enriquecimiento de nutrientes y alteraciones hidrológicas de los ecosistemas (Paerl & Otten 2013). La clave del éxito de las cianobacterias son las numerosas adaptaciones a condiciones climáticas extremas, incluyendo la formación de células de resistencia tolerantes al calor y a la desecación como los acinetes, presencia de cápsulas fotoprotectoras y un amplio abanico de pigmentos fotoprotectores, la habilidad de regular la flotación para ajustar y optimizar su posición en la columna de agua en respuesta a la irradiación y la concentración de nutrientes (Paerl 2017). También han desarrollado una amplia variedad de adaptaciones fisiológicas a condiciones de limitación de nutrientes, incluyendo la habilidad de fijar nitrógeno atmosférico, secuestrar hierro por quelación, almacenar fósforo, nitrógeno y otros nutrientes esenciales y producir distintos metabolitos (Paerl et al. 2014). Muchos géneros de cianobacterias también se benefician por formar largos filamentos o colonias las cuales reducen la depredación por zooplancton e interfieren con la capacidad de filtración de bivalvos. Cuando están fisiológicamente estresadas bajo condiciones de escasez de nutrientes ellas pueden incrementar el tamaño de la colonia y reducir la presión de herbivoría (Paerl & Otten 2013). Desde la revolución industrial la abundancia de cianobacterias se ha incrementado desproporcionadamente frente a otros grupos de fitoplancton y este aumento se ha visto acelerado desde mediados del siglo 20 (Huisman et al. 2018). El cambio climático y la eutrofización son los principales agentes de cambios en los ecosistemas acuáticos, alterando la composición de la comunidad fitoplanctónica, disminuyendo su diversidad y obviamente favoreciendo el incremento de las floraciones algales nocivas (Paerl et al. 2011; Kosten et al. 2012; Ryan et al. 2017). Se predice que el cambio climático aumente las floraciones de cianobacterias nocivas debido a un aumento en la temperatura del

agua (Kosten et al. 2012) y un cambio en el régimen de precipitaciones (Paerl & Paul 2012, Paerl et al. 2020). El aumento de la temperatura del agua favorece a las cianobacterias en varios sentidos, les ofrece una ventaja competitiva frente a otros componentes del fitoplancton porque estas, como procariotas que son, en general tienen sus máximas tasas de crecimiento a temperaturas más elevadas que otros componentes eucariotas del fitoplancton como las diatomeas y las clorofitas (Butterwick et al. 2005; Paerl & Huisman 2008). A su vez el calentamiento de las capas superficiales del agua también genera una mayor estratificación de la columna de agua que beneficia a las cianobacterias por tener mecanismos para regular su posición dentro de la columna de agua.

2.1.3. Efectos de las floraciones

Las floraciones de cianobacterias son consideradas nocivas desde una perspectiva ambiental, porque causan pérdida de calidad del agua y de hábitat, disminuyen la claridad del agua y no permiten el crecimiento de macrófitas produciendo efectos negativos en el hábitat de invertebrados y peces (Jeppesen et al. 2007). También producen metabolitos que generan olor y sabor, los cuales interfieren con la función recreativa de los cuerpos de agua y en su uso para potabilización. Además muchas cianobacterias pueden producir una variedad de cianotoxinas que causan enfermedades hepáticas, digestivas, endócrinas y neurológicas cuando son ingeridas por aves, mamíferos y humanos (Carmichael & Boyer 2016; Huisman et al. 2018). Todas estas toxinas son termoestables por lo cual no pueden eliminarse ni con el hervor ni con la cocción. Los casos de intoxicación de animales han sido reportados desde hace muchos años (Francis 1878).

La exposición humana más probable es por contacto en aguas recreacionales cuando hay floraciones presentes, la intoxicación en humanos puede producir desde náuseas/vómitos, irritación de la piel (Pilotto et al. 1997, Backer et al. 2010; Otten & Paerl 2015) hasta enfermedad como gastroenteritis y pneumonias (Gianuzzi et al. 2011) o hepatoenteritis (Falconer 1983; Vidal et al. 2017). El caso más severo de intoxicación humana ocurrió en Caruaru (Brasil) en 1996 donde murieron 52 pacientes de diálisis por falla hepática debido a contaminación con cianotoxinas del agua usada para dializar (Pouria et al. 1998; Azevedo et al. 2002). Estas toxinas tienen potencial

carcinogénico (Zegura et al. 2011) por lo cual exposiciones crónicas a estas pueden producir cáncer de hígado (Drobac et al. 2013), cáncer de colon (Zhou et al. 2002) y hasta en algunos casos producir la muerte (Chorus 2012; Svircev et al. 2017).

2.1.4. Condiciones hidrológicas que afectan la formación de floraciones

La respuesta de las cianobacterias a los estresores antropogénicos no es idéntica en todos los sitios. El crecimiento y proliferación parece estar gatillado por diferentes umbrales de las variables predictoras dependiendo de las condiciones espaciales, hidrológicas, climáticas, etc. (Mellios et al. 2020).

Las precipitaciones y la variabilidad en la salinidad en las lagunas costeras son factores ambientales importantes en la modulación de las floraciones, ya que modifican la intensidad del proceso de eutrofización (Paerl & Huisman 2008, Yunes 2009, Cabrera et al. 2013, Kruk et al. 2021). 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, Martínez de la Escalera et al. 2017; Kruk et al. 2017). Por otro lado en cuatro lagunas costeras de Uruguay la concentración de nutrientes en agua y sedimento se relacionó inversamente con la salinidad (Rodríguez-Gallego et al. 2017). Cuando la salinidad es elevada o presenta una alta variabilidad, las cianobacterias disminuyen su tasa de crecimiento o incluso mueren por estrés osmótico (Cabrera 2015; Martínez de la Escalera et al. 2017; Kruk et al. 2017). Generalmente la salinidad se relaciona negativamente con las precipitaciones en los estuarios y lagunas costeras. Durante períodos de bajas precipitaciones el nivel de agua disminuye, promoviendo un proceso de concentración de los nutrientes y aumenta el tiempo de residencia, permitiendo que la abundancia de organismos del fitoplancton aumente y se acumule su biomasa (Nagy 2006; Cabrera 2015). Por el contrario, el aumento de las precipitaciones provoca aumento de los caudales y un alto recambio del agua, aumentando la tasa de lavado y la pérdida de células (Paerl et al. 2007; Odebrecht et al. 2008), disminuyendo la probabilidad de que se desarrollen floraciones. Las precipitaciones explicaron gran parte de la variabilidad del biovolumen de cianobacterias en sistemas lénticos y lóticos del país (Haakonsson et al. 2017).

2.1.5. Predicción de floraciones nocivas

La alerta temprana del momento, lugar y magnitud de las floraciones nocivas es de gran valor para un adecuado manejo y prevención de los daños que pueden ocasionar (Kruk et al. 2015; Davidson et al. 2016). Los modelos predictivos permiten desarrollar estrategias de reducción de la frecuencia y severidad de las floraciones para reducir su impacto (Cha et al. 2014). Sin embargo el desarrollo de floraciones de cianobacterias y sus cianotoxinas es difícil de predecir con precisión (Oliver et al. 2012) con el conocimiento e información disponible hasta ahora. La naturaleza de las células productoras de la toxinas, la localización específica de la floración y su duración es difícil de caracterizar y esto hace muy difícil su manejo (Roy-Lachapelle et al. 2017). La predicción de la biomasa y abundancia de cianobacterias ha recaído tradicionalmente en métodos tales como regresión lineal y no lineal (Downing et al. 2001; Kosten et al. 2012; Persaud et al. 2015) o modelos aditivos (Beaulieu et al. 2013). Aunque las condiciones que favorecen a las cianobacterias son bien conocidas, las respuestas integradas a sus múltiples factores controladores son muy complejas (Hudnell 2008; Mellios et al. 2020) y los métodos convencionales basados en relaciones lineales tienen limitada capacidad predictiva para las floraciones (Peretyatko et al. 2010). Los árboles de clasificación y regresión que están diseñados para datos complejos y relaciones no lineales resultaron ser una herramienta efectiva en la evaluación del riesgo de floraciones (Peretyatko et al. 2012; Ghaffar & Stevenson, 2016) y a su vez permiten identificar los principales factores controladores y los umbrales de estos factores a los cuales se disparan las floraciones, ayudando en la implementación de medidas de manejo tempranas (Kruk & Segura 2012). Las técnicas de aprendizaje automático pueden proveer una alternativa útil para predecir el riesgo de floración en base a variables explicativas de fácil medición y de bajo costo (Crisci et al. 2017; Segura et al. 2017; Bourel & Segura 2018; Alcántara 2019; Mellios et al. 2020). Recientemente también se han utilizado modelos basados en estadística bayesiana para predecir el biovolumen de cianobacterias, mostrando buen potencial para ser utilizados como herramienta útil en sistemas de alerta temprana y en estrategias de manejo (Haakonsson et al. 2020).

En este marco **el objetivo** de este capítulo es analizar los cambios en la estructura y biomasa de fitoplancton y modelar la ocurrencia de floraciones de cianobacterias en la Laguna de Castillos. Los objetivos específicos son: a) Determinar la composición, biomasa total y el biovolumen del fitoplancton en diferentes zonas de la laguna y en diferentes períodos de tiempo. b) Determinar cuáles son las variables abióticas que mejor explican la distribución de la biomasa total fitoplanctónica, la mayor abundancia de cianobacterias y la ocurrencia de floraciones.

2.2. METODOLOGÍA

2.2.1. Recopilación de la información existente

Se recopiló la información generada previamente por proyectos de investigación y desarrollo de tesis respecto a la composición, abundancia y biomasa de fitoplancton en la Laguna de Castillos. Para esto se consultaron las bases de datos de la Sección Limnología de la Facultad de Ciencias, del Polo de Desarrollo Universitario (PDU) “Ecología Funcional de Sistemas Acuáticos” y de la Dirección Nacional de Recursos Acuáticos (DINARA)(Anexo I), principalmente para obtener todos los registros existentes de eventos de floraciones. Los datos previos sobre la composición de la comunidad de fitoplancton, con datos de abundancia y biovolumen discriminado por taxa corresponden a una tesis de maestría desarrollada en el período 2005-2006, donde se tomaron muestras en tres puntos de la laguna (norte, sur y punto cercano a Chafalote) (Vidal 2008). Además, se obtuvo información de dos sitios de muestreo (puntos norte y sur de la laguna) de primavera de 2014, obtenidas en un muestreo realizado por DINARA. El resto de los datos obtenidos son exclusivamente de presencia de floraciones, detectadas visualmente principalmente en el sur de la laguna o en el Arroyo Valizas (a la altura del puente de la ruta 10) y en los cuales sólo se conoce la especie causante pero no hay datos de abundancia, ni de biovolumen. Para el caso de estos datos de presencia de floraciones se consideró que la abundancia relativa de cianobacterias era superior al 80 % y el biovolumen relativo superior al 60%, en base al porcentaje que estas variables representaron en los casos que se tiene toda la información. Los datos de biomasa fitoplanctónica (estimada como clorofila *a*) se disponen desde 1996 (N=135) y presenta mayor número de datos

disponibles que para la comunidad fitoplanctónica (N=57), porque clorofila *a* es una variable generalmente estimada en todos los proyectos en los que se evalúa la calidad de agua.

2.2.2. Datos meteorológicos

Se utilizaron datos de precipitaciones acumuladas diarias de la estación pluviométrica de 19 de Abril desde 1970 hasta 2017 (N=10218). Los datos desde 1970 a 1990 corresponden a medias mensuales (N=236) y de 1990 hasta 2017 de precipitaciones diarias (N=9982). Se calculó la anomalía de precipitaciones mediante el cálculo de la climatología estandarizada, esta se estima calculando la media para cada mes (para todos los años del período considerado) y dividiéndola por su desvío estándar. La anomalía es la diferencia de cada dato respecto a esa climatología, positiva cuando está por encima o negativa cuando está por debajo. También se calculó la precipitación acumulada a 5 días y a 15 días previos a la fecha del muestreo.

2.2.3. Muestreos

Se realizaron muestreos estacionales (Febrero = verano, Mayo = otoño, Agosto = invierno y Noviembre= primavera) en tres puntos de la laguna: 1) en la naciente del arroyo Valizas en la laguna (mayor influencia marina), 2) centro de la laguna y 3) norte de la laguna (influencia límnic) durante 2015 y 2016. En el verano de ambos años se sumó un punto en el bolsón del Chafalote, incluyendo el monitoreo anual de las lagunas costeras realizado por el PDU “Ecología Funcional de Sistemas Acuáticos” del CURE. Se midieron *in situ* variables físico-químicas como temperatura del agua, salinidad, pH y turbidez del agua (Horiba®U52), la profundidad del disco de Secchi y la profundidad de la columna agua. Se obtuvieron muestras de agua subsuperficial para análisis de nutrientes, clorofila *a* y composición y abundancia de fitoplancton (riqueza, morfología y biovolumen). Se obtuvieron muestras cualitativas (para identificación de especies) mediante arrastres con redes de 25 y 100 μm donde la concentración de la muestra generada por la red permite la detección temprana de especies capaces de producir floraciones (Kruk et al. 2015, Segura et al. 2017) y se fijaron con formaldehído neutralizado al 4% de concentración final. Las muestras para análisis cuantitativo de fitoplancton (fracción de nano y microplancton) fueron

fijadas con Lugol ácido (Thronsen 1978) y contadas por método de sedimentación (Utermöhl 1958) (sedimentación en cámara de conteo de un volumen conocido de muestra). El conteo se realizó por recorrido de transecta cubriendo toda la cámara en los casos de poca abundancia o por conteo de campos al azar hasta al alcanzar 100 individuos del organismo más abundante en el caso de mayor densidad total de organismos (Venrick, 1978; Villafañe & Reid, 1995). Las abundancias fueron expresadas en organismos por litro. Se estimó el biovolumen específico (μm^3) de las diferentes especies de fitoplancton presentes por medición de las dimensiones de los organismos correspondientes a diferentes formas geométricas (Hillebrand et al. 1999; Sun & Liu 2003). Se utilizaron los promedios de las medidas de los organismos realizadas durante el análisis (~10 mediciones por taxa en cada muestra). Cuando no se pudo realizar las mediciones para algún taxa, se utilizó el biovolumen específico para la especie en base a la bibliografía (Olenina et al. 2006). El biovolumen específico se multiplicó por la abundancia por litro encontrada de ese organismo en cada muestra, calculándose el biovolumen por litro de los organismos. El biovolumen refleja una medida más exacta que las abundancias respecto a la contribución de determinado grupo, debido al amplio rango de tamaños de los organismos (células, colonias o filamentos) el conteo (abundancia) puede generar un sesgo en la determinación del taxón dominante (Hillebrand et al. 1999).

2.2.4. Análisis de datos

La información de fitoplancton se organizó de diferentes formas (serie actual y serie histórica) para relacionarlas con las variables ambientales (i.e, temperatura del agua, salinidad, sólidos suspendidos totales, concentración de las distintas formas de nutrientes, relación N:P y precipitación acumulada). Estas formas de organización incluyeron: 1) presencia o no de floraciones potencialmente nocivas (N=135), 2) abundancia y biovolumen totales, por grupos taxonómicos (clases) y por taxa en valores absolutos y relativos, y estimación de índices de diversidad (N=57) y 3) biomasa estimada como clorofila *a* (donde se utiliza una base de datos más amplia que abarca todos los proyectos anteriores) (N=103).

Para definir la presencia o no de floraciones se consideró floración cuando las abundancias fueron

mayores a 1×10^6 organismos/litro y a su vez se incluyen datos de floraciones en los cuales se sabe que hubo floración y la especie causante, pero no se sabe su abundancia y biovolumen. En esos casos las floraciones se registraron de manera visual (mancha verde) y se tomó una muestra para corroborar la especie pero no se determinó su abundancia ni biovolumen. Para describir la distribución espacial y temporal de la abundancia y biovolumen de los diferentes grupos de fitoplancton se realizaron gráficos de barras y de cajas. Para esto se eliminaron las clases taxonómicas que no alcanzaron al menos una vez un biovolumen mínimo del 10% del biovolumen total. Se testearon diferencias significativas en la media y la varianza de estas variables para los distintos sitios de muestreo mediante test de Cociente de Verosimilitudes de Fisher (LRT) (Zuur et al 2008) con el paquete estadístico “nlme” (Pinheiro et al. 2016). En base a dicha información se calcularon los índices de diversidad de Shannon (H) y de Simpson (D) para cada muestreo en base a taxas para ver la tendencia temporal. El índice de Simpson (D) toma valores entre 0 y 1 siendo 1 la menor diversidad, por eso generalmente se utiliza el índice de diversidad de Simpson (1-D) de modo que sea más intuitivo el valor.

Se analizaron las condiciones ambientales (temperatura, salinidad, SST, clorofila *a*, PT, PRS, NT, NID, NT: PT) presentes con presencia o no de floraciones, mediante test de Kruskal Wallis. Para identificar las variables ambientales que más contribuyen a explicar a la comunidad de fitoplancton (mayor presencia de cianobacterias, la distribución de la clorofila *a* y la presencia de floraciones de cianobacterias), así como para predecir la ocurrencia de floraciones se realizaron diferentes modelos estadísticos seleccionados en función de las características de cada variable de respuesta, los que se esquematizan en la Fig.2.1 y se describen a continuación. Para todos los GLM para variables de respuesta continuas se verificó se cumpliera con los supuestos de distribución normal y homocedasticidad de los residuos y se utilizó la función link “identity”.

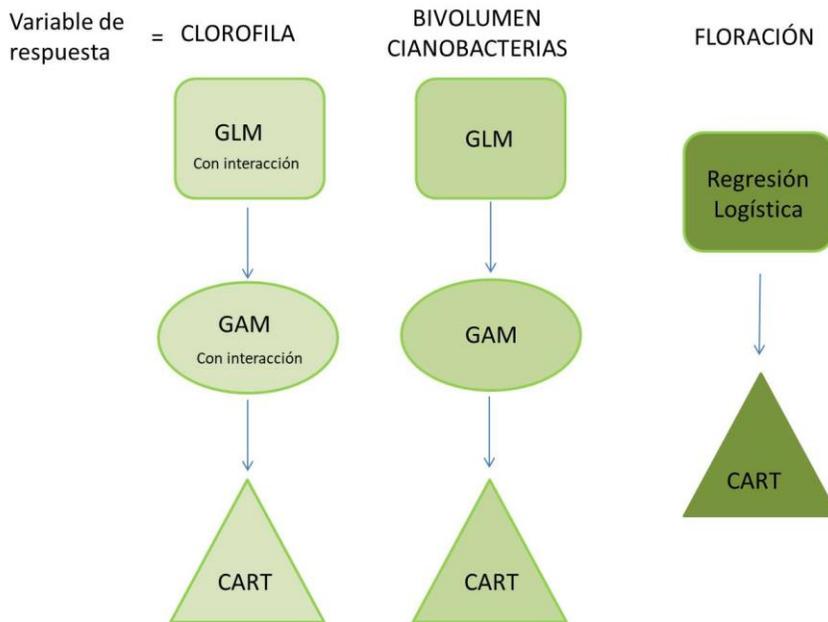


Figura 2.1. Esquema de la modelación realizada para cada variable de respuesta (Clorofila a, Biovolumen relativo de cianobacterias y Floración) para identificar las variables ambientales que más contribuyen a explicar a la comunidad de fitoplancton. GLM (Generalized Linear Model) GAM (Generalized Additive Model) CART (Classification And Regression Trees)

Predicción de clorofila a y proporción de biovolumen de cianobacterias. Esto se realizó con dos aproximaciones diferentes. En primer lugar se ajustaron modelos lineales generalizados (GLM) con el paquete estadístico “MASS” (Venables & Ripley 2002), partiendo de un modelo inicial que contenía todas las posibles variables explicativas que tenían datos coincidentes con los datos de clorofila (Cloa): temperatura, salinidad, fósforo total (PT), nitrógeno total (NT) y precipitación acumulada a 5 días. No se utilizaron las formas disueltas de nutrientes porque no en todos los casos se determinaron los nutrientes disueltos, lo mismo sucede con los sólidos suspendidos totales. Los datos de precipitaciones que se utilizaron en el modelo fueron los de precipitación acumulada a 5 días porque de todas las variables de precipitaciones testeadas (precipitación media mensual, precipitación acumulada a 5 y 15 días y anomalía de precipitaciones), la precipitación acumulada a 5 días fue la única cuya regresión con clorofila fue significativa. Para el caso de la Cloa,

el PT y el NT se transformó la variable con logaritmo en base 10 por no cumplir con el supuesto de normalidad. El modelo inicial del cual se partió fue:

$$GLM: \log_{10}(\text{Clorofila}) \sim \text{Temperatura} + \text{Salinidad} + \log_{10}(\text{PT}) + \log_{10}(\text{NT}) + \text{precip}_{\text{acum}5}$$

A este modelo de partida se le aplicó el método de selección de variables por pasos (step AIC) según el criterio de información de Akaike (AIC; Burnham & Anderson 2002). Como por este método se seleccionó al PT como variable más significativa se corrió nuevamente un modelo incluyendo el efecto combinado de esta variable (PT) con el resto de las variables consideradas (temperatura, salinidad, y precipitación acumulada) para evaluar si existía una interacción del PT con estas variables. Una vez obtenido el modelo óptimo se utilizó el método Lindemann, Merenda and Gold (Img; 1980) (paquete “relaimp”; Grömping 2006) para calcular la importancia relativa de los predictores. Esta aproximación se basa en un R^2 secuencial pero removiendo la dependencia en el ordenamiento que sesga la regresión paso a paso y considera tanto la influencia directa como indirecta de cada variable (Grömping 2006).

Adicionalmente, se realizaron Modelos Aditivos Generalizados (GAM; Hastie & Tibshirani 1986) con el paquete estadístico “mgcv” (Wood 2019) el cual asume que el efecto de cada predictor en la variable de respuesta puede ser descrito por funciones suavizadas (smooth functions) y no en términos de relaciones paramétricas. En este caso se utilizaron las funciones suavizadas “s” correspondiente a una “Thin plate regression splines” que son suavizadores de bajo rango que utiliza por defecto el paquete mgcv. En el GAM para la concentración de clorofila *a* se utilizaron exactamente el mismo set de datos que el utilizado en el GLM para comparar ambos modelos por AIC y elegido los de menor valor (más parsimonioso) (Burnham & Anderson, 2002). En el modelo GAM inicial se incluyeron las mismas variables que en el GLM pero en el caso del GAM al no existir función de selección por pasos (step) el modelo óptimo se obtuvo quitando de a una las variables explicativas y comparando el AIC. Es decir que al sacar una variable se observa si el AIC aumenta, en cuyo caso la variable es retenida dado que es importante para explicar la variable dependiente, en el caso contrario la variable explicativa se remueve, y así sucesivamente con todas las variables.

Luego en el GAM también se incluyó el efecto combinado del PT y el resto de las variables.

Para ambos modelos se realizó la estimación honesta del error por el método de muestra de prueba (Crisci et al. 2012; James et al. 2013). Para ello, la muestra se dividió aleatoriamente en 2/3 (muestra de entrenamiento) y 1/3 (muestra de prueba); con la muestra de entrenamiento se ajustó el modelo y luego con la muestra de prueba se evaluó su desempeño mediante el cálculo del error.

Para la proporción de biovolumen de cianobacterias los procedimientos fueron los mismos que los empleados para clorofila, utilizando las mismas variables explicativas y los mismos paquetes estadísticos. En este caso la interacción entre las variables explicativas no mejoraba el ajuste por lo cual no fueron incluidas. También en este caso se realizó la estimación honesta del error por el método de muestra de prueba

Predicción de presencia de floraciones

A la variable categórica de presencia de floraciones (0 no floración y 1 floración)_se le ajustó un modelo de regresión logística (MRL) (Hosmer & Lemeshow 2000) utilizando GLM con la función de link "logit". En este caso se utilizaron únicamente las variables meteorológicas porque la mayoría de los datos de floraciones son registros visuales y no se cuenta con datos medidos *in situ* ni de nutrientes. Se incluyeron la temperatura del aire, las precipitaciones (acumuladas 5 días, acumulada 15 días y anomalía de precipitaciones) y el índice del Niño Oscilación Sur (ONI) como variables explicativas. Para este modelo también se aplicó el método paso a paso (step AIC) para seleccionar el modelo más parsimonioso y explicativo y también se calculó el R^2 de Nagelkerke (Nagelkerke 1991) y se realizó la estimación honesta del error por el método de muestra de prueba.

Finalmente, para predecir la ocurrencia de floraciones de cianobacterias en base a umbrales de las variables ambientales disponibles se utilizaron técnicas de aprendizaje automático como los árboles de clasificación y regresión CART (Breiman et al. 1984; De'ath & Fabricius 2000). Esto se

realizó para clorofila, biovolumen relativo de cianobacterias y para presencia y ausencia de floraciones de cianobacterias. En estos análisis la partición recursiva de la variable de respuesta se realiza mediante una regla binaria sobre la variable explicativa, la cual para variables continuas es de la forma $x < s$, donde s es un valor umbral sobre la variable x elegido de manera de minimizar la impureza de los nodos hijos (Crisci et al. 2012).

Para clorofila y para el biovolumen relativo de cianobacterias se realizaron árboles de regresión, con el paquete “rpart” (“Recursive Partitioning and Regression Trees”, Therneau et al. 2015), en ambos casos utilizando un amplio set de variables ambientales (temperatura, salinidad, precipitación acumulada, PT, PO₄, NT, NO₃, NO₂, NH₄, la relación N:P y STS). Luego de construido el árbol más largo se utilizó la regla de poda para evitar sobreajuste, la poda se realizó minimizando el error por validación cruzada (De’ath & Fabricius 2000).

Para la variable de respuesta floración (1) y no floración (0) se realizó un CART de clasificación, con las mismas variables meteorológicas utilizadas en la regresión logística como variables explicativas (temperatura del aire, precipitación acumulada 5 y 15 días, anomalía de precipitación y ONI). Como criterio para seleccionar la mejor partición binaria en cada nodo, se utilizó el índice de Gini. Valores pequeños de Gini indican que los nodos contienen principalmente observaciones de una única clase (James et al. 2013). Este procedimiento continúa hasta que particiones adicionales no logran reducir más el índice de Gini según un criterio prefijado ($\alpha = 0,01$) por defecto en la librería “rpart”, obteniéndose así el árbol máximo. Para todos los modelos se realizó la estimación honesta del error por el método de muestra de prueba (Crisci et al. 2012; James et al. 2013). Para todos estos análisis se utilizó el software estadístico R (3.4.2) (R Development Core Team, 2017).

2.3. RESULTADOS

2.3.1. Comunidad de fitoplancton

La composición y abundancia de la comunidad fitoplanctónica se describe a partir de muestreos estacionales realizados en 2005 y 2006 (primer período) y luego 2015 y 2016 (segundo período). La comunidad de fitoplancton (nano y micro fitoplancton) estuvo representada por 68 taxa repartidos

en 10 clases: Cyanophyceae (11), Bacillariophyceae (32), Dinophyceae (7), Zygnematomyceae (3), Chlorophyceae (3), Euglenophyceae (3), Cryptophyceae (3), Prasinophyceae (3), Crysophyceae (1) y Synurophyceae (1), a estas se le suma también *Mesodinium rubrum* el cual es un ciliado autótrofo por lo cual se incluye dentro de la comunidad fitoplanctónica (Tabla 2.1). Las diatomeas (Bacillariophyceae) fueron el grupo dominante en abundancia con mayor número de taxa presentes durante ambos períodos analizados. Durante el primer período analizado compartieron la dominancia en abundancia con criptofitas, mientras que en el segundo período dominaron durante menor proporción del tiempo y compartieron la dominancia con criptofitas y cianobacterias (Fig.2.2). Si bien los grupos presentes en el 2015-2016 fueron los mismos que en el 2005-2006 (exceptuando grupos que probablemente no fueran considerados en ese entonces como zygnemataceas y *Mesodinium rubrum*) cambió la proporción de los grupos presentes y la representatividad de cada uno de ellos. Se observó una disminución en la equitatividad en la distribución de las abundancias entre grupos, respecto a lo observado 10 años antes, con un aumento en la ocurrencia y abundancia de ciertos grupos, en particular de cianobacterias. Las abundancias de la mayoría de los grupos en general disminuyeron en el segundo período, donde hay momentos de muy altos valores de abundancia (floraciones) de cianobacterias, que superan en varios órdenes de magnitud todos los valores de abundancia encontrados 10 años antes. Se registraron floraciones de *Dolichospermum circinale*, *D. planctonicum* y *Microcystis novacekii* en el verano de 2015.

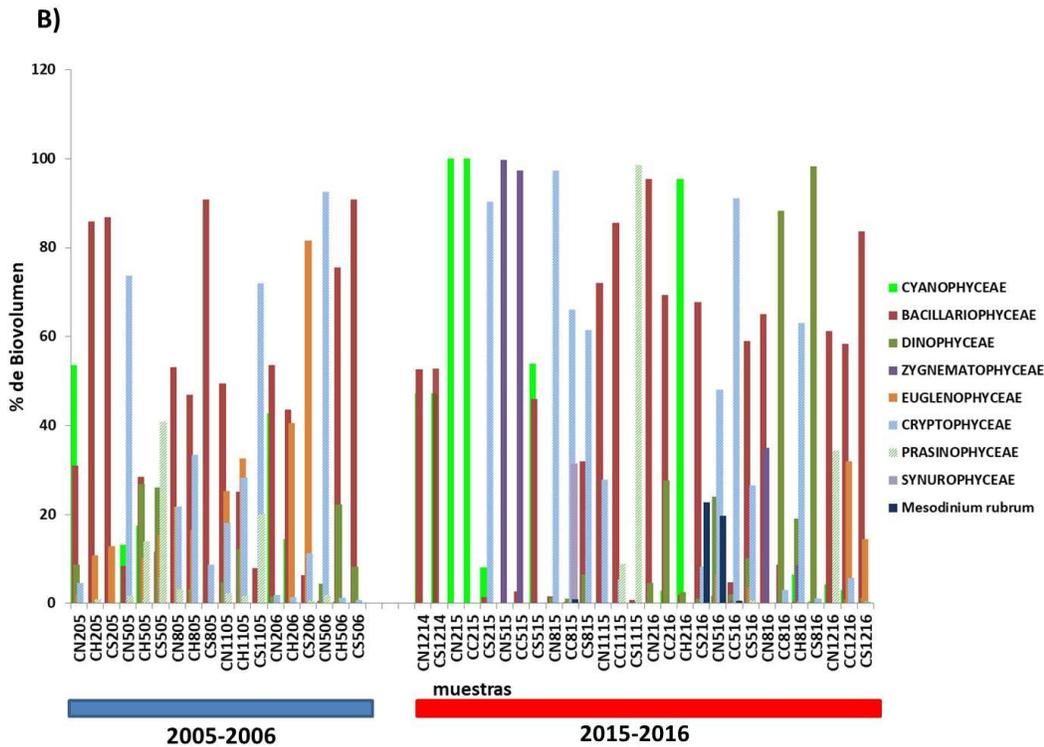
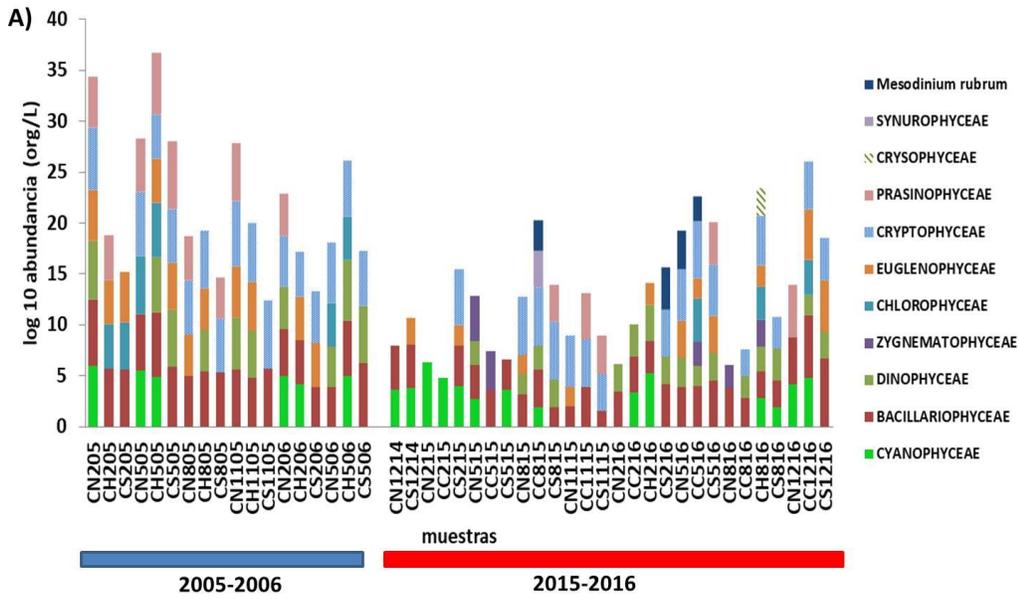
Respecto al biovolumen, también se observa una disminución en la equitatividad en el segundo período, con una dominancia absoluta de cianobacterias en determinados momentos (verano de 2015) y de zygnemataceas en otros (otoño 2015), mientras que en el período 2005-2006 no hubo ningún grupo que tuviera la dominancia del 100% (Fig.2.2). La riqueza de especies se mantuvo dentro del mismo rango pero hay una disminución de la diversidad (Fig.2.2). La máxima riqueza fue 15 taxa en ambos períodos y la mínima 3. En el 2015-2016 los valores de riqueza en general fueron más bajos y se observaron más instancias con riqueza mínima (Fig.2.2). El índice de Shannon presentó valores entre 0,01 y 2,3 y el índice de Simpson entre 0 y 1. En general el período 2015-2016 presentó menores valores de diversidad que 10 años atrás, con una alta proporción de valores de Shannon inferiores a 1 y de Simpson (1-D) iguales a 0 (Fig.2.2), indicando una baja

diversidad con dominancia de pocas especies. En el último período analizado el invierno fue el que mostró los valores más altos de diversidad a diferencia del período anterior donde esto ocurrió en verano. En general la zona norte de la laguna fue el sitio que presentó menor diversidad, seguido en algunas ocasiones por Chafalote.

Tabla 2.1. Composición y biovolumen del nano-microfitoplancton encontrado en el período 2015-2016. Se indica para cada taxa la clase taxonómica a la cual pertenece y el biovolumen específico.

Grupo Taxonómico	Taxa	Volumen individual medio por taxa (μm^3)	
CYANOPHYCEAE	<i>Aphanizomenon</i> sp.	1559	
	Chroococcal	135	
	<i>Dolichospermum circinale</i>	5577	
	<i>Dolichospermum planctonicum</i>	6384	
	<i>Dolichospermum</i> cf. <i>viguieri</i>	3781	
	<i>Microcystis novacekii</i>	49033	
	<i>Merismopedia</i> sp.	370	
	<i>Merismopedia tenuisima</i>	188	
	<i>Nodularia</i> cf. <i>spumigena</i>	5888	
	Nostocal	2574	
	<i>Pseudanabaena</i> sp	2560	
	BACILLARIOPHYCEAE	<i>Aulacoseira granulata</i>	8286
		<i>Achnanthes</i> sp.	281
		<i>Bacillaria paxillifer</i>	4176
<i>Cerataulina pelagica</i>		16036	
<i>Coscinodiscopsis jonesianus</i>		354844	
<i>Cocconeis</i> sp,		1466	
<i>Cyclotella</i> sp.		170.5	
<i>Cylindrotheca closterium</i>		847	
<i>Chaetoceros decipiens</i>		2324	
<i>Chaetoceros subtilis</i>		119	
<i>Entomoneis</i> sp		130026	
<i>Gomphonema</i> sp		2200	
<i>Gyrosigma</i> sp		62180	
<i>Melosira moniliformis</i>		8280	
<i>Navicula</i> sp.1		604	
<i>Naicula</i> sp.2		108	
<i>Neidium</i> sp.		350	
<i>Nitzschia</i> sp.		410	
<i>Nitzschia</i> cf <i>compressa</i>		583	
<i>Nitzschia</i> cf <i>lorenziana</i>		626	
<i>Nitzschia</i> cf <i>sigmoidea</i>		364	
<i>Nitzschia spathulatta</i>		582	

	<i>Pinnularia</i> sp.	12956
	<i>Pleurosira laevis</i>	37088
	<i>Podosira stelligera</i>	1401
	<i>Pseudonitzschia c seriata</i>	3224
	<i>Skeletonema</i> sp.	250
	<i>Surirella</i> sp.	934406
	<i>Synedra</i> sp.	1252
	<i>Tabellaria</i> sp.	4102
	<i>Terpsinoe musica</i>	49335
	<i>Thalassiosira</i> sp.	6695
DINOPHYCEAE	<i>Heterocapsa triquetra</i>	1479,6
	<i>Prorocentrum cordatum</i>	1268
	<i>Peridinium</i> sp	38151
	<i>Peridinium quinquecorne</i>	5133
	<i>Protoperidinium</i> sp	21018
	<i>Scrippsiella acuminata</i>	7579
	<i>Tripos muellieri</i>	51148
ZYGNEMATOPHYCEAE	<i>Spirogyra</i> sp	146811
	<i>Gonatozygon</i> sp	76100
	<i>Closterium</i> sp	5529
CHLOROPHYCEAE	<i>Scenedesmus cf quadricauda</i>	333
	<i>Monoraphidium</i> sp.	63
	cf <i>Westella</i> sp.	86
EUGLENOPHYCEAE	<i>Euglena</i> sp	5977
	<i>Eutreptiella</i> sp	1510
	<i>Phacus</i> sp	6079
CRYPTOPHYCEAE	<i>Cryptomonas</i> sp1	448
	<i>Cryptomonas</i> sp2	2710
	<i>Teleaulax</i> sp	546
PRASINOPHYCEAE	<i>Pyramimonas</i> sp	132
	<i>Nephroselmis</i> sp	61
	cf <i>Tetraselmis</i> sp	160
CRYSOPHYCEAE	<i>Dinobryon</i> sp	671
SYNUROPHYCEAE	<i>Synura</i> sp	28425
LITOSTOMATEA	<i>Mesodinium rubrum</i>	3611



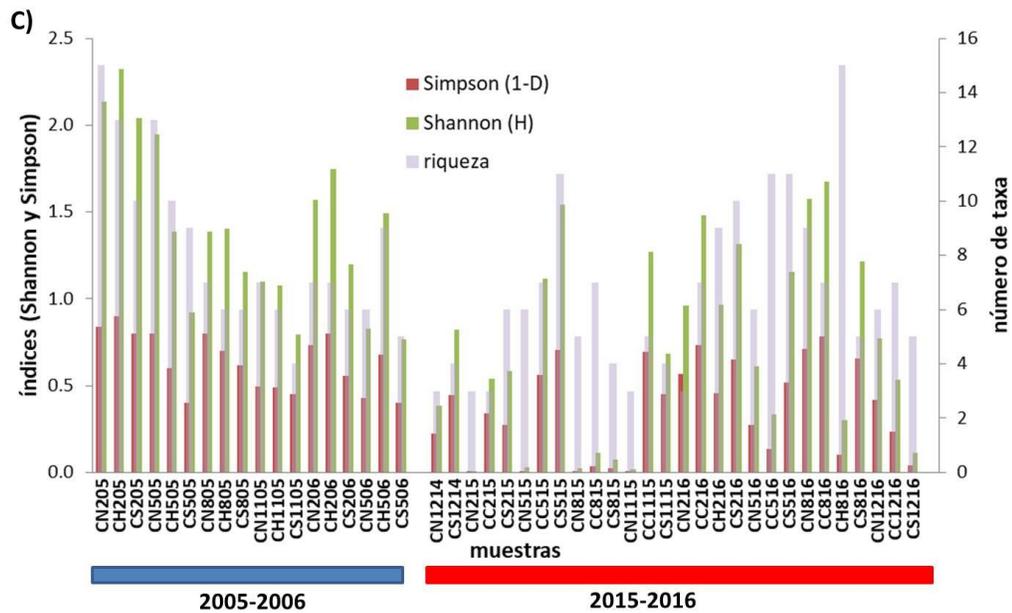


Figura 2.2. A) Abundancia (organismos/litro) en logaritmo de las distintas clases de fitoplancton (B) Biovolumen relativo (%) de las distintas clases de fitoplancton y C) Riqueza y diversidad (índices de Shannon y Simpson) de especies, durante los dos períodos de muestreo de la comunidad fitoplanctónica. La barra azul indica el período de muestreo correspondiente a los años 2005 y 2006 y la barra roja el período de muestreo correspondiente a esta tesis (2015 y 2016). Los códigos corresponden al sitio y fecha de muestreo; CN (Castillos Norte) CH (Chafalote) CC (Castillos Centro) CS (Castillos Sur) y mes y año de muestreo.

Al comparar la abundancia por sitios de muestreo, agrupando ambos períodos de tiempo analizados, se observa que el sitio norte es el que presentó los valores más altos de abundancia y el sitio central es el que tuvo los menores valores (Fig.2.3), lo mismo ocurre para el biovolumen. En el caso de la abundancia no se encontraron diferencias significativas entre sitios, pero sí se encontraron diferencias en biovolumen por sitio (LRT, $p=0.04$). Respecto a la riqueza los mayores valores los presentó el sitio Chafalote (Fig.2.3), pero las diferencias no fueron significativas entre sitios.

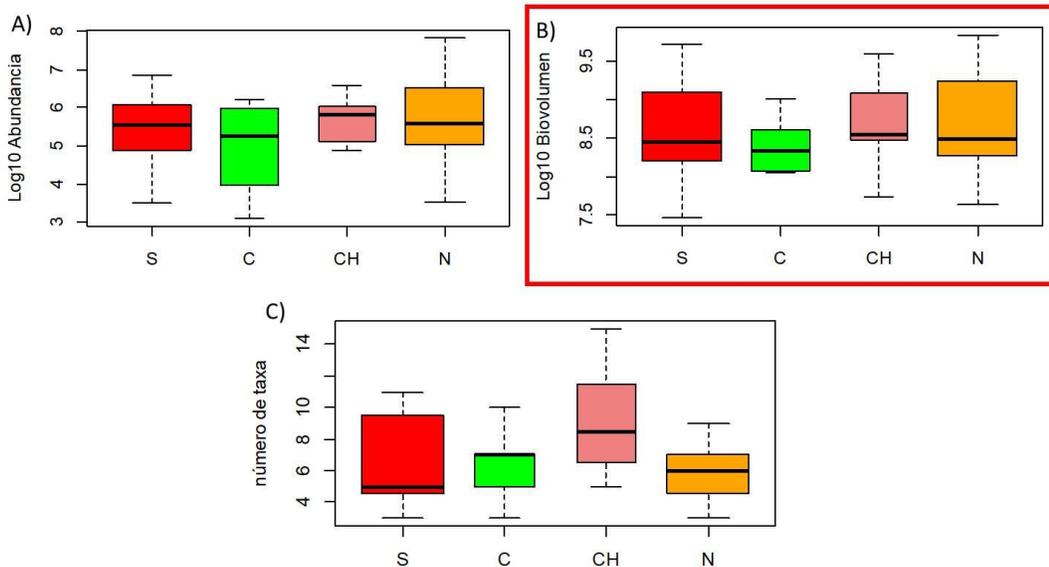


Figura 2.3. Diagramas de cajas para (A) Abundancia (logaritmo) total de fitoplancton (organismos. L^{-1}) por sitio de muestreo, (B) Biovolumen (logaritmo) de fitoplancton ($\mu m^3 \cdot L^{-1}$) por sitio de muestreo y (C) Riqueza de especies de fitoplancton por sitio de muestreo. Se muestran los datos para ambos períodos de tiempo agrupados. Centro de la laguna (C), Chafalote (CH), norte de la laguna (N) y sur de la laguna (S). Se muestra la mediana (línea central de la caja), límite superior de las cajas percentil 75 e inferior percentil 25, líneas verticales por encima de la caja percentil 90 y por debajo percentil 10, respectivamente. Los anchos de las cajas son proporcionales a las raíces cuadradas del número de observaciones en los grupos. Se indica con un marco rojo las variable que presentó diferencias significativas entre sitios (LRT; $p < 0.05$).

Si comparamos la abundancia total por años (para los años que hay datos de taxonomía), ésta muestra una tendencia a disminuir y presentó diferencias significativas entre años (LRT: $p = 0.013$). El biovolumen muestra la misma tendencia y también presenta diferencias significativas entre años (LRT; $p = 0.02$) (Fig.2.4). La riqueza en cambio no presentó diferencias significativas entre años y el valor mínimo se encontró en el año 2014 y 2015 (Fig.2.4), que fueron los años que presentaron floraciones.

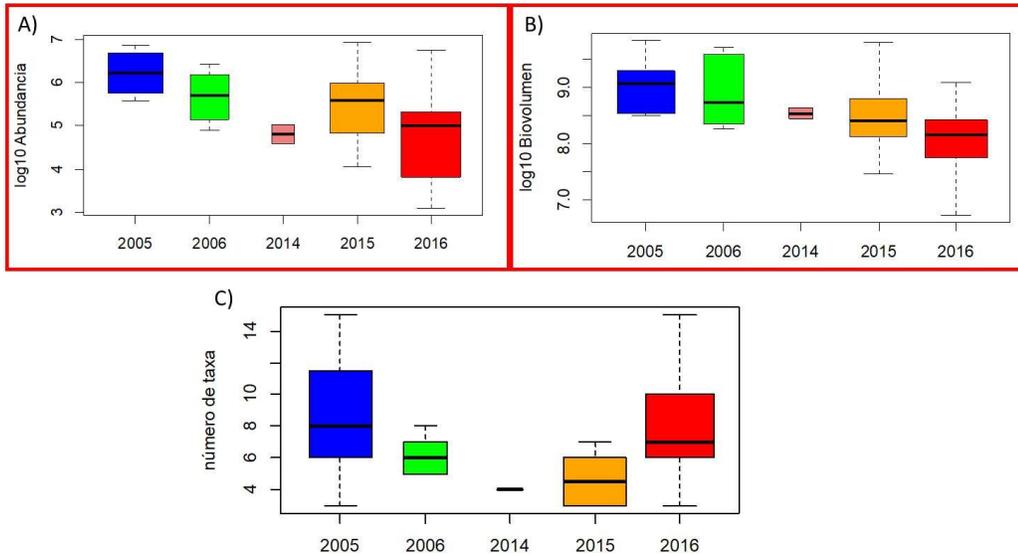


Figura 2.4. Diagramas de cajas para (A) la abundancia (en logaritmo) total de fitoplancton (organismos. L^{-1}) por año, (B) Biovolumen (logaritmo) de fitoplancton ($\mu m^3. L^{-1}$) por año y (C) Riqueza de especies de fitoplancton por año. Se muestra la mediana (línea central de la caja), límite superior de las cajas percentil 75 e inferior percentil 25, líneas verticales por encima de la caja percentil 90 y por debajo percentil 10, respectivamente. Los anchos de las cajas son proporcionales a las raíces cuadradas del número de observaciones en los grupos. Se indica con un asterisco rojo las variable que presentaron diferencias significativas entre años (LRT; $p < 0.05$).

2.3.2. Biomasa fitoplanctónica estimada como clorofila a

La distribución espacial de clorofila a mostró diferencias significativas entre sitios (LRT; $p=0.02$) siendo el Arroyo Valizas el sitio que mostró los valores más altos y Chafalote los menores (Fig.2.5). Los valores en general fueron bajos ($8.9 \pm 23 \mu g.L^{-1}$) cuando no hubieron floraciones, presentando un máximo de $159 \mu g.L^{-1}$ en el Arroyo Valizas coincidiendo con una floración. Exceptuando el Arroyo Valizas, el cual presentó valores altos, todos los otros sitios presentaron valores por debajo del límite considerado eutrófico (Lamparelli 2004) (Fig.2.5 A).

Los valores de clorofila no presentaron diferencias significativas entre años ($p=0.1$), aunque el año 2014 presentó valores muy superiores al resto. La mayoría de los años presentaron valores por

debajo del límite considerado eutrófico (Lamparelli 2004), exceptuando los años 1997, 2004 y 2014 (Fig.2.5 B) cuando ocurrieron floraciones de cianobacterias.

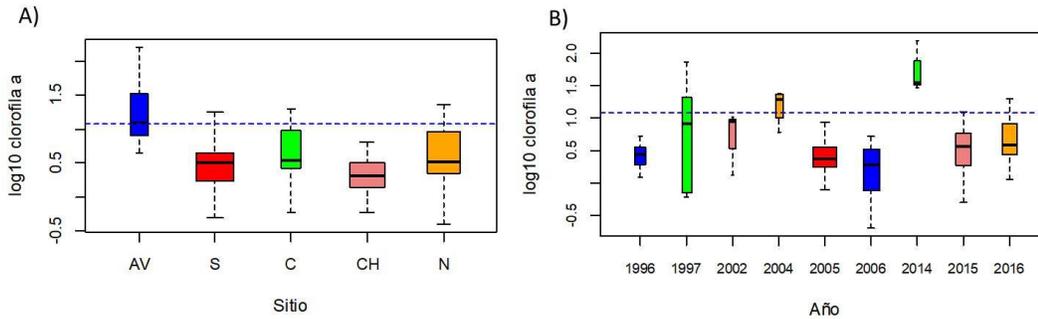


Figura 2.5. Diagramas de cajas para clorofila *a* logaritmo en base 10 ($\mu\text{g.L}^{-1}$) (A) por sitio de muestreo, Arroyo Valizas (AV), centro de la laguna (C), Chafalote (CH), norte de la laguna (N) y sur de la laguna (S). (B) por año. Se muestra la mediana (línea central de la caja), límite superior de las cajas percentil 75 e inferior percentil 25, líneas verticales por encima de la caja percentil 90 y por debajo percentil 10, respectivamente. Los anchos de las cajas son proporcionales a las raíces cuadradas del número de observaciones en los grupos. La línea azul punteada indica el nivel considerado eutrófico (Lamparelli 2004). El logaritmo de clorofila mostró diferencias significativas entre sitios (LRT; $p < 0.05$).

2.3.3. Floraciones

Las primeras floraciones registradas datan del 1990 (Pérez et al, 1999) y enero de 1997 correspondiendo a la especie *Nodularia spumigena*. La floración de 1990 no está incluida en el presente análisis ya que no se cuenta con la información detallada de la misma. Posteriormente en mayo de 2010 se registró una floración de *Dolichospermum planctonicum*, la cual vuelve a desarrollarse desde enero hasta abril de 2013. En el año 2014 se registraron floraciones durante todo el año, comenzando en verano con *Dolichospermum planctonicum*, luego en otoño *D. planctonicum* y *D. circinale*, en junio *D. circinale* y *Microcystis novacekii* y en primavera *D. planctonicum* y *D. circinale*. En verano de 2015 se volvió a registrar floraciones de estas últimas tres especies, *D.planctonicum*, *D.circinale* y *M.novacekii* de forma simultánea pero en distintos sitios, en el norte *M. novacekii* en el centro *D. planctonicum* y *D. circinale* y en el sur *D. circinale*.

Al comparar las variables ambientales en los momentos que ocurrieron floraciones y los períodos sin floración se encontraron diferencias significativas en la temperatura del agua, las precipitaciones acumuladas en 5 días previos y la concentración de clorofila *a* (Tabla 2.2), presentando todas ellas valores más altos durante los períodos que ocurrieron floraciones (Fig.2.6). Si bien las otras variables ambientales no presentaron diferencias significativas, es relevante destacar que el valor medio de la salinidad fue levemente menor durante las floraciones, mientras que la concentración de nutrientes totales fue casi el doble durante las floraciones, el fósforo reactivo soluble fue casi la mitad y el NID y SS fueron muy similares en ambas situaciones.

Tabla 2.2. Valores medios y desvío estándar (DE) de las variables ambientales durante los períodos con floración y sin floración. Temperatura (°C), salinidad, sólidos suspendidos totales (STS; µg/L), Clorofila *a* (µg.L⁻¹), fósforo total (PT; µg.L⁻¹), fósforo reactivo soluble (PO₄; µg.L⁻¹), Nitrógeno total (NT; µg.L⁻¹), Nitrógeno inorgánico disuelto (NID; µg.L⁻¹), Relación N:P (NT/PT) y precipitación acumulada en 5 días (mm). Se indica con asterisco las variables que presentaron diferencias significativas (p<0.05) mediante el test de Kruskal-Wallis.

	FLORACIÓN		SIN FLORACIÓN		K-W
	Media	DE	Media	DE	
Temperatura (°C)	21.9	5.5	19.3	4.3	* p<0.05
Salinidad	3.1	3.4	5.0	7.3	
STS (µg.L ⁻¹)	29.7	25.0	37.7	43.8	
Clorofila <i>a</i> (µg.L ⁻¹)	54.0	65.6	5.0	6.0	* p<0.05
PT (µg.L ⁻¹)	115.9	97.4	68.3	56.8	
PO ₄ (µg.L ⁻¹)	12.3	17.4	27.9	26.4	
NT (µg.L ⁻¹)	1058.9	659.0	684.7	533.1	
NID (µg.L ⁻¹)	75.2	65.2	64.0	87.5	
NT/PT	24.6	9.7	42.3	70.8	
Precip-ac 5(mm)	19.7	31.3	9.3	13.5	* p<0.05

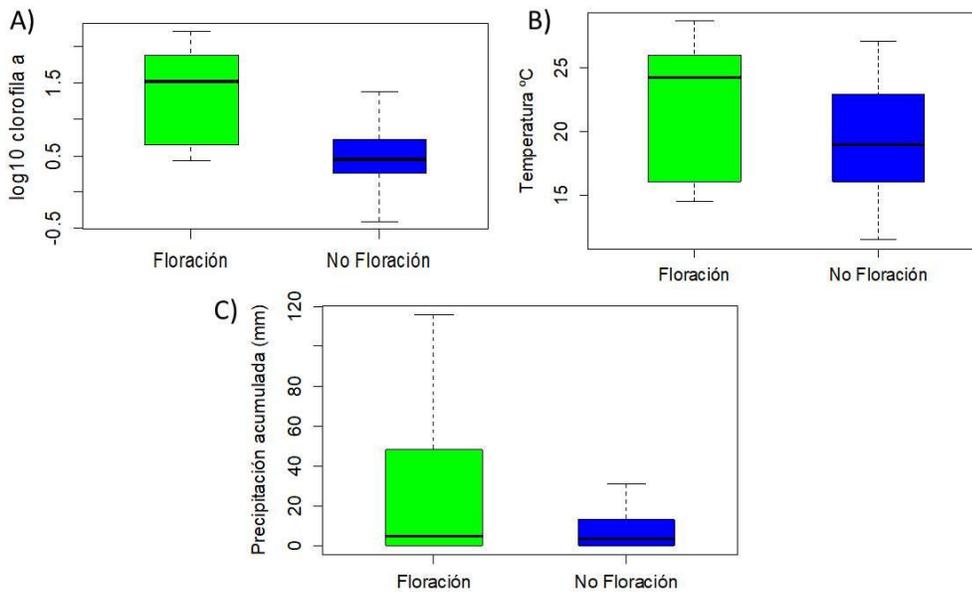


Figura 2.6. Diagramas de cajas para A) clorofila *a* (logaritmo en base 10; µg/L) con floración y sin floración, (B) Temperatura del agua (°C) en momentos de floración y sin floración y C) precipitación acumulada 5 días en momentos de floración y sin floración. Se muestra la mediana (línea central de la caja), límite superior de las cajas percentil 75 e inferior percentil 25, líneas verticales por encima de la caja percentil 90 y por debajo percentil 10, respectivamente.

Analizando temporalmente la ocurrencia de floraciones desde los primeros registros (1990; Pérez et al. 1999) en relación a variables ambientales vemos que las floraciones de cianobacterias ocurrieron generalmente cuando existieron anomalías positivas de precipitación y valores positivos del índice del Niño Oscilación Sur (ONI) (Fig.2.7). La frecuencia de floraciones aumentó principalmente en las últimas décadas cuando estas anomalías de precipitación fueron más frecuentes e intensas. En la década de 1990 se registraron las dos primeras floraciones, que correspondieron a *Nodularia spumigena*, luego pasaron varios años sin registros de floraciones y comenzaron a ser registradas nuevamente en la década del 2010, pero causadas por especies del

género *Dolichospermum* y de manera más frecuente, con una ocurrencia de varios años consecutivos en el último período (Fig.2.7).

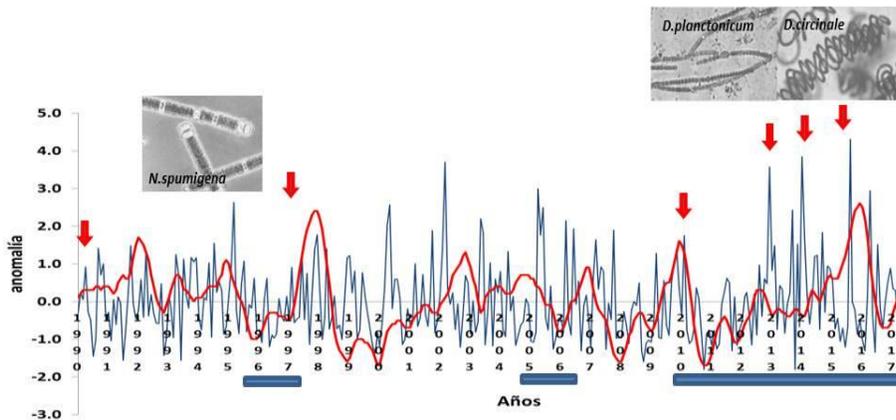


Figura 2.7. Serie temporal de anomalía de precipitación (línea azul) y el índice de la oscilación del Niño Oscilación Sur (ONI por su sigla en inglés) (línea roja). Los picos por encima del cero son anomalías positivas y por debajo del cero anomalías negativas, cuánto más alejadas del cero más fuerte es la anomalía. Flechas rojas indican los años de ocurrencia de floraciones y las barras azules indican los períodos en lo que se realizaron muestreos en la Laguna de Castillos. En las fotos se muestran las especies responsables de las floraciones para cada período

2.3.4. Variables ambientales que explican la abundancia y floraciones de fitoplancton

Se obtuvieron modelos GLM y GAM significativos para explicar la variabilidad de la clorofila a y el biovolumen del fitoplancton a partir de las variables ambientales disponibles. La proporción de la variación total explicada fue moderada y seleccionaron en general pocas variables donde el PT aparece como el factor ambiental más relevante, seguido de la temperatura del agua. El análisis GLM para clorofila (n=135) seleccionó un modelo final que retuvo únicamente dos variables explicativas, temperatura del agua y PT, alcanzando una varianza explicada de 36.7 % (Tabla 2.3). La importancia relativa de los predictores (lmg) indicó que el logaritmo₁₀ PT tiene mayor importancia que la temperatura del agua en la varianza explicada por el modelo. Cuando a este modelo se le incluyó el efecto de la interacción de ambas variables (temperatura y PT) mejoró muchísimo su ajuste, llegando a un porcentaje de varianza explicada del 52.4 % y un valor menor

de AIC (Tabla 2.3). La interacción precipitación y PT no fue significativa, por lo que fue descartado en la selección por pasos.

Tabla 2.3. Modelos ajustados para la variable de respuesta clorofila a empleando GLM (Generalized linear model) y GAM (Generalized additive models). Para cada caso se muestra el modelo de partida y el modelo óptimo seleccionado. Se presentan las variables explicativas que resultaron significativas y su nivel de significancia <0.0001 (***) , 0.001(**), 0.01(*) y 0.05(.), los coeficientes estimados para esas variables explicativas, la varianza explicada (R^2), el AIC y el error medio con su desvío estándar. La $s()$ es la función suave utilizada en el GAM que en este caso fue una "Thin plate regression spline".

	Variables significativas	Coficiente	R^2	AIC	Error
Clorofila					
GLM	<u>Modelo Inicial:</u> GLM= log10 (Cloa) ~ Temperatura+ Salinidad+ log10 (PT)+log10 (NT)+precipacum 5 <u>Modelo seleccionado por step AIC:</u> GLM = log10 (Cloa) ~ Temperatura + log10 (PT) <u>Modelo Inicial con interacción:</u> GLM= log10 (Cloa) ~ Temperatura+ Salinidad+ log10 (PT)+log10 (NT)+precipacum5+ Temperatura *Xlog10 (PT)+Salinidad*log10(PT)+precipacum5*log10 (PT) <u>Modelo seleccionado por step AIC:</u> GLM = log10 (Cloa) ~ Temperatura + log10 (PT)+Temperatura: log10 (PT)				
	Temp ** log10(PT) ***	0.025 0.564	0.36	95.7	0.40±0.03
	Temp *** log10(PT) *** Temp : log10(PT)***	-0.173 -1.68 0.1143	0.52	72.0	0.34±0.03
	<u>Modelo Inicial:</u> GAM= log10 (Cloa) ~ s(Temp)+ s(Salinidad)+ s(log10 (PT))+s(log10 (NT))+s(precipacum5) + s(Temp, log10 (PT)) + s(Salinidad, log10 (PT))+ s(precipacum5, log10 (PT)) <u>Modelo óptimo seleccionado:</u> GAM = log10 (Cloa) ~ s(Temp) + s(log10(PT)) + s(precipacum5) + s(Temp, log10(PT))				
GAM	slog10(PT) *** sTemp : log10(PT)*** sprecipacum5 *	1.000 12.0 1.94	0.61	61.3	0.26±0.02
Biovolumen cianobacterias					
GLM	<u>Modelo Inicial:</u> GLM= CIANOBiovol ~ Temp+ Salinidad+ PT+ NT+precipacum5 <u>Modelo óptimo seleccionado por step AIC:</u> GLM = CIANOBiovol ~ Temp + Salinidad+ PT				
	Temp *** Salinidad * PT*	3.36 -3.32 -30.5	0.35	403.9	3.29 ± 2.86
	<u>Modelo Inicial:</u> GAM= CIANOBiovol ~ s(Temp)+s(Salinidad)+ s(PT)+ s(NT)+s(precipacum5) <u>Modelo óptimo seleccionado:</u> GAM= CYANOBiovol ~ s(Temp) + s(PT) + s(Salinidad) + s(precipacum5)				
GAM	s(Temp) *** s (PT) *	2.74 5.12	0.52	391.4	2.10±1.80

	s(Salinidad)**	1.00			
	s(precipacum5) *	2.20			
Floraciones					
GLM	Modelo Inicial: GLM= Floración ~ Temperatura del aire+ precipacum5 + precipacum15 + anomprecip +ONI				
	Modelo seleccionado por step AIC: GLM = Floración ~ precipacum5+ precipacum15 + ONI				
	precipacum5 *	0.06	0.28	52.4	0.44 ± 0.05

En el caso del GAM, se partió de un modelo con las mismas variables que el modelo lineal y con el mismo set de datos, y se obtuvo un modelo significativo para PT, la interacción de la temperatura y PT, y las precipitaciones acumuladas en 5 días, todas con una contribución positiva y una varianza explicada de 38.9%. El logaritmo de la concentración de fósforo total fue la variable más relevante en el porcentaje de varianza explicada, seguida de la interacción de PT con temperatura. La devianza explicada por este modelo fue de 69.2%.

La varianza total explicada por el GAM fue mayor que la explicada por el GLM y tanto el AIC como el error del GAM fueron menores que los correspondientes al modelo lineal (tabla 2.3). El resultado del GAM (Fig.2.8) muestra que la clorofila a no tiene una relación completamente lineal con sus predictores. La clorofila a aumenta con la temperatura, sin embargo tiene un aumento más pronunciado a partir de los 26 °C. Para el caso del PT, a medida que aumenta el logaritmo de PT aumenta linealmente la clorofila pero con baja pendiente. La mayoría de los datos están concentrados entre los valores 1.2 y 2.2 del logaritmo₁₀ de PT. Para el caso de la precipitación el comportamiento es más oscilante, con aumentos y descensos en la respuesta a medida que aumentan los valores de precipitación acumulada, siendo más marcado el ascenso a partir de los 30 mm aproximadamente. La interacción entre PT y temperatura muestra que a temperatura menor a 18° C para cualquier valor de concentración de PT la respuesta de la clorofila a es la misma y con valores bajos, entre los 18 y los 26° C aproximadamente distintos valores de PT producen distintos valores de clorofila, es cuando incidiría el PT en la respuesta, pero a partir de los 26° C no importa la concentración de PT que los valores de clorofila siempre son altos (Fig.2.8).

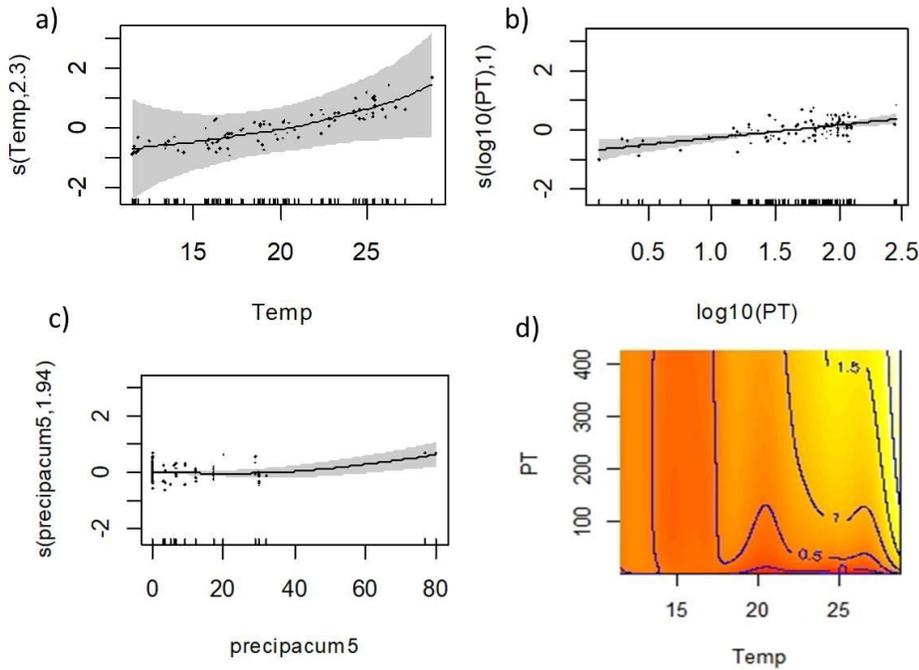


Figura 2.8. Resultado del modelo aditivo generalizado (GAM) mostrando la relación (línea sólida) entre la concentración de clorofila *a* (y cada variable predictora a) temperatura b) logaritmo de la concentración de fósforo total c) precipitación acumulada a 5 días. La *s()* indica la función suavizada (thin plate regression spline). La zona sombreada indica el doble del error estándar de la curva estimada y las marcas en el eje *x* indican el rango de valores en el cual las variables fueron medidas. d) Muestra visualmente la interacción Temperatura-fósforo total. Las isolíneas indican la concentración de clorofila y la escala de colores va del rojo (bajos valores de clorofila) al amarillo (altos valores de clorofila).

Los modelos obtenidos con GLM y GAM para la variabilidad del porcentaje de biovolumen de cianobacterias como variable de respuesta ($n=86$) obtuvieron resultados similares a los obtenidos con clorofila, donde en general a las variables explicativas previamente seleccionadas se les agregó la salinidad (tabla 2.3). Estos modelos partieron del mismo modelo con las mismas variables explicativas que para clorofila y seleccionaron el mismo set de variables pero incluyendo también la salinidad, y en el caso del GAM la precipitación acumulada a 5 días. Ambos explicaron una

proporción moderada de la varianza total. El modelo óptimo de GLM seleccionó a la temperatura (la de mayor significancia), seguida por la salinidad con un efecto negativo y finalmente a la concentración de PT también con un efecto negativo. También la importancia relativa de los predictores (Img) define a la Temperatura como el predictor más importante seguido de la salinidad y luego de la PT. Este modelo explicó un 35.3% de la varianza.

El GAM para el porcentaje de biovolumen obtuvo un modelo óptimo que incluyó a la temperatura del agua, el PT, la salinidad y la precipitación acumulada en 5 días, todas con un efecto positivo (Tabla 2.3), explicando el 52% de la varianza y la devianza explicada fue del 65%.

El resultado del GAM (Fig.2.9) mostró que la relación del biovolumen con sus predictores no es lineal. La respuesta con la temperatura muestra una tendencia a permanecer estable a bajos valores de temperatura y a aumentar de forma marcada el biovolumen a partir de los 25 °C. Para el caso del PT la respuesta del porcentaje de biovolumen fue bastante más sinuosa, con altos valores de biovolumen a valores bajos, medios y altos de PT, aunque con una suave tendencia a disminuir. Para la salinidad hay una clara tendencia descendente a medida que aumentan los valores de salinidad. Debido a que la mayoría de los datos son a bajos valores de salinidad, el intervalo de confianza aumenta a valores altos de la misma. Para el caso de la precipitación, si bien se observa un descenso del porcentaje de biovolumen al inicio de la curva, éste aumenta a partir de los 30 mm aproximadamente, aumentando el intervalo de confianza en el extremo final debido al bajo número de datos con precipitaciones acumuladas elevadas.

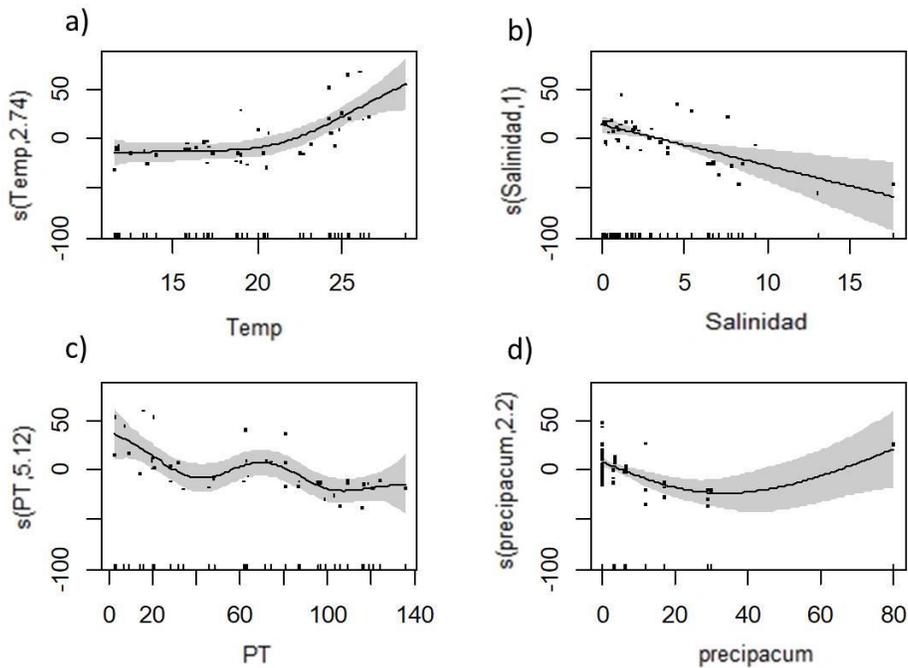


Figura 2.9. Resultado del GAM mostrando la relación (línea sólida) entre el porcentaje de biovolumen de cianobacterias y cada variable predictora. a) temperatura, b) salinidad, c) PT y d) precipitación acumulada 5 días. La $s()$ indica la función suavizada (“thin plate regression spline”). La zona sombreada indica el doble del error estándar de la curva estimada y las marcas en el eje x indican el rango de valores en el cual las variables fueron medidas.

Al comparar los errores de los modelos GLM y GAM tanto para la variable clorofila como para el porcentaje de biovolumen de cianobacterias observamos que el GAM presentó los menores errores medios (Fig.2.10), aunque en el caso del biovolumen la diferencia en el error medio del GLM fue mucho menor. A su vez los GAM fueron los modelos que presentaron el menor AIC por lo cual finalmente se seleccionaron los GAM en ambos casos como los mejores modelos.

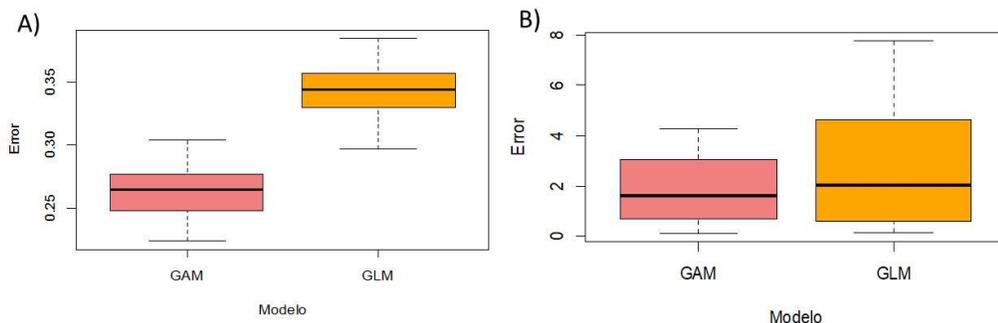


Figura 2.10. Diagrama de cajas de los errores medios estimados por muestra de prueba para los modelos GLM y GAM. A) para clorofila y B) para porcentaje de biovolumen de cianobacterias. Se muestra la mediana (línea central de la caja), límite superior de las cajas percentil 75 e inferior percentil 25, líneas verticales por encima de la caja percentil 90 y por debajo percentil 10, respectivamente.

La regresión logística para la variable floración de cianobacterias seleccionó por pasos el modelo que contiene la precipitación acumulada a 5 días, la precipitación acumulada a 15 días y el índice de El Niño (ONI), siendo significativa solo la precipitación acumulada a 5 días (Tabla 2.3)

Los árboles de regresión (CART), que permiten predecir la ocurrencia de floraciones en base a valores umbrales de variables explicativas, tanto para la clorofila a como para el porcentaje de biovolumen de cianobacterias seleccionó a la temperatura como primer variable en la división dicotómica (Fig.2.11). En ambos casos buscando el mínimo costo-complejidad se decidió por el árbol con menor error + SE. En ambos casos de todo el set de variables consideradas el CART seleccionó las mismas variables seleccionadas por los GAM para cada variable de respuesta. Para clorofila se generó un árbol con 3 divisiones y 4 nodos terminales, con una primera división en una temperatura umbral de 27 °C por encima de la cual se alcanzan valores de clorofila de 80 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (correspondientes a floraciones). La siguiente variable considerada para seguir generando los nodos, a temperaturas menores a dicho umbral, fue el PT cuyo valor umbral fue de 205 $\mu\text{g.L}^{-1}$. A valores superiores de PT los valores de clorofila serían de 46 $\mu\text{g.L}^{-1}$, también correspondientes a floración. La siguiente división en el árbol es en base a los valores de precipitación acumulada a 5 días, cuyo valor umbral es 55 mm. A valores superiores a 55 mm de precipitación acumulada en 5

días los valores de clorofila serían de $24.4 \mu\text{g.L}^{-1}$, que si bien no representan floraciones son valores elevados. El nodo terminal con mayor número de casos es el de menor concentración de clorofila, $4.8 \mu\text{g.L}^{-1}$. En resumen, si la temperatura del agua es mayor a $27 \text{ }^{\circ}\text{C}$ hay elevada probabilidad de que ocurran floraciones, si la temperatura no alcanza dicho valor pero el PT supera los $205 \mu\text{g.L}^{-1}$ también existe elevado riesgo de que ocurran floraciones, y finalmente aunque no se alcancen los umbrales antes descritos pero si la precipitación acumulada en 5 días supera los 55 mm la clorofila del agua puede alcanzar valores elevadas, aunque no alcance a desarrollar floraciones. Este árbol presentó un error medio de 1.03 ± 1.00 .

Para el porcentaje de biovolumen de cianobacterias se generó un árbol de 4 divisiones y 5 nodos terminales y el umbral de temperatura establecido fue de 25°C , por encima del cual el biovolumen de cianobacterias es superior al 52 %. La siguiente variable en la partición es la precipitación acumulada a 5 días con un valor umbral de 18 mm, esto indica que con temperaturas menores a $25 \text{ }^{\circ}\text{C}$ y precipitaciones por encima de 18 mm el biovolumen de cianobacterias alcanza el 34%. La tercera variable considerada, la cual define las 2 últimas particiones, es la salinidad, valores superiores a 2.1 pero menores a 5.9 resultan en un biovolumen de 32%. Este árbol presentó un error medio de 30.7 ± 4.00 .

El árbol de clasificación para el caso de las floraciones generó un árbol de 4 divisiones y 5 nodos terminales y consideró a la precipitación acumulada a 5 días como variable principal en la división, cuyo valor umbral de 32 mm divide los casos de floración con menores valores y sin floración con mayores valores de ese umbral (Fig.2.11 C). La siguiente variable en la partición es el ONI, el cual define 2 particiones con valores menores a 0.75 y menores a -0.2 donde no hay floración. La última variable en definir la última partición es la anomalía de precipitaciones para lo cual a valores mayores a -0.2 de ONI y valores de anomalía de precipitación de -0.4 se producen floraciones de cianobacterias.

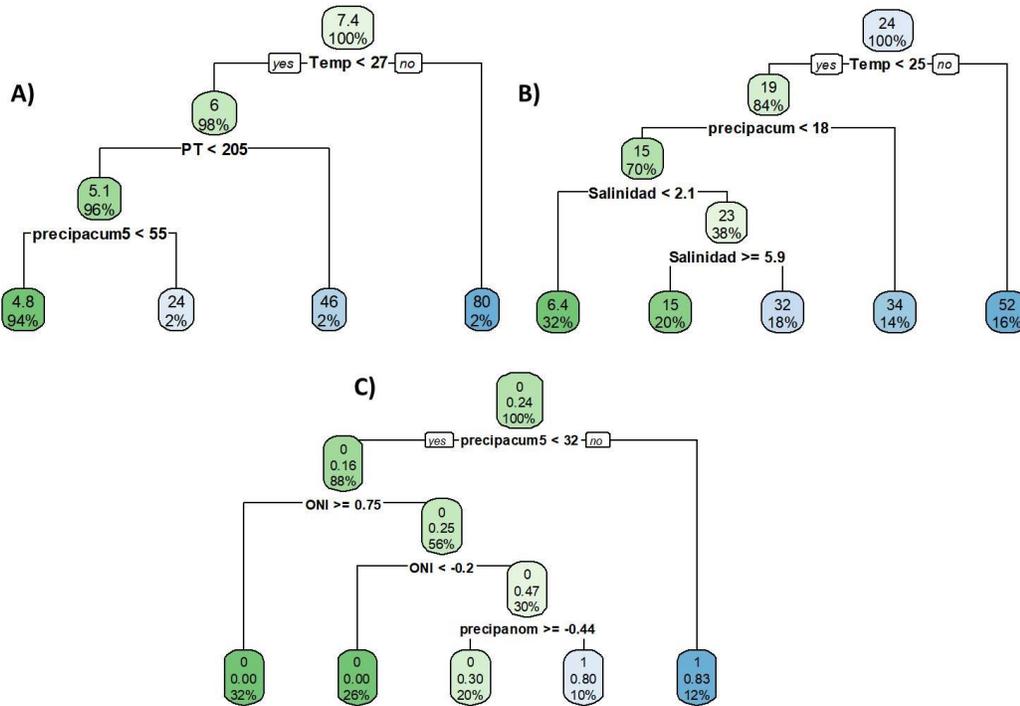


Figura 2.11. Diagrama de árboles (CART) generados para las variables de respuesta A) clorofila a ($\mu\text{g/L}^{-1}$), B) porcentaje de biovolumen de cianobacterias (μm^3) y C) presencia de floraciones de cianobacterias (unidad). Los dos primeros árboles son de regresión (variable cuantitativa) y el tercero de clasificación (variable categórica). Los nodos terminales u hojas en azul oscuro son las que nos interesa predecir y el verde oscuro son los menos problemáticos (de no floración) que es la mayoría de los casos. En los árboles de regresión dentro de cada nodo se muestra el valor predicho y el porcentaje de observaciones en el nodo. En el árbol de clasificación en cada nodo se muestra la clase predicha, la probabilidad de esa clase predicha y el porcentaje de observaciones en el nodo.

2.4. DISCUSIÓN

Los resultados obtenidos mostraron que hubo un cambio en la comunidad de fitoplancton en el lapso de 10 años con una disminución de la diversidad y aumento de la biomasa de cianobacterias, con una mayor frecuencia de floraciones. Además, se observó coincidencia entre todas las aproximaciones estadísticas y modelos desarrollados sustentando a los mismos mecanismos y a las mismas variables como principales moduladores, identificando la concentración de nutrientes, principalmente PT, la temperatura y la precipitación acumulada, seguida de la salinidad. Estos resultados permiten aceptar las predicciones en base a la hipótesis realizada en este capítulo.

2.4.1. Comunidad de fitoplancton

La comunidad de fitoplancton, en el rango de tamaño de nano a microfitoplancton, presentó una dominancia de diatomeas como suele ocurrir en general en las lagunas costeras (Gilbert et al. 2011), incluidas las lagunas costeras de Uruguay (Bonilla et al. 2006), alternando en algunos periodos su dominancia con las criptofitas como se ha encontrado en estudios previos (Bonilla et al. 2005; Vidal et al. 2007; Vidal 2008). Las variables ambientales como precipitaciones, conductividad, turbidez, temperatura, son señalados por la bibliografía como relevantes en determinar la estructura de la comunidad de fitoplancton (Paerl et al. 2007; Aboim et al. 2020). Sin embargo, uno de los factores ambientales más importante en controlar la composición y abundancia del fitoplancton es la disponibilidad de nutrientes (Vollenweider 1989). El aporte de nutrientes desde la cuenca y su aumento en los cuerpos de agua produce un aumento en la abundancia del fitoplancton y disminución de su diversidad, promoviendo el crecimiento de determinadas especies (Cloern 2001; Paerl et al. 2002; Bužančić et al. 2016; Er et al. 2018). Los resultados de esta tesis muestran que el aumento de la concentración de nutrientes observado en la Laguna de Castillos en los últimos años (capítulo 1) estuvo asociado a cambios en la comunidad de fitoplancton incluyendo el aumento de la biomasa total, la proporción de cianobacterias y la presencia de floraciones, observándose coincidencia entre todas las aproximaciones estadísticas y modelos desarrollados. Estos resultados siguen el patrón esperado en procesos de eutrofización antrópica generando una disminución en la diversidad y el aumento en la abundancia de ciertos

grupos como cianobacterias (Paerl et al. 2001; Paerl et al. 2011) y zygnemataceas (Timoshkin et al. 2015).

2.4.2. Floraciones

A lo largo de estos años de estudio en la Laguna de Castillos se han registrado floraciones de cianobacterias relevantes, las que pueden discriminarse en dos períodos. Un primer período en la década del 90 dominada por *Nodularia spumigena* y un segundo período actual dominada por las *Dolichospermum planctonicum* y *D. circinale* las que a su vez han generado floraciones más frecuentes, severas y duraderas que las precedentes.

Los géneros de cianobacterias dominantes que han producido floración tanto en el período pasado (1996-2006) (*Nodularia*) como en el actual (*Dolichospermum*) son ambos Nostocales filamentosas fijadoras de nitrógeno. Esto indicaría que el nitrógeno no sería un nutriente limitante para su crecimiento, sino que están siendo reguladas principalmente por la concentración de fósforo. Esto fue reforzado por los resultados obtenidos por los modelos explicativos y predictivos de los descriptores de la comunidad fitoplanctónica analizada, donde el nutriente seleccionado fue en todos los casos la concentración de fósforo total, pero no el nitrógeno.

Como adaptación de ambos géneros (*Nodularia* y *Dolichospermum*) a las condiciones de la Laguna de Castillos, se destaca su capacidad de tolerar eventos de mezcla de la columna de agua, ya que poseen vesículas de gas que le permiten regular su flotabilidad en la columna de agua y volver a su posición luego de cortos períodos de turbulencia y alta relación superficie volumen que les permiten desarrollarse en condiciones de luz limitante para otras especies. Si bien ambos géneros estarían adaptados a ambientes con bajas condiciones de luz y alto estado trófico (Kruk & Segura 2012), *Nodularia* tiene mayor afinidad por la luz que *Dolichospermum* y suele ubicarse a exposición solar plena (Eigemann et al. 2018). El cambio en la dominancia de *Nodularia* por *Dolichospermum* podría indicar que la laguna tenía agua más transparente algunas décadas atrás, sobre todo en el bolsón del Chafalote que es donde principalmente se registraron las floraciones de *N. spumigena*. También el bolsón del Chafalote es una zona de aguas más calmas y esto permite una mayor permanencia en la superficie a exposición lumínica alta. Es posible que el mantenimiento (no

autorizado) de antiguos canales de drenaje del Chafalote realizados a comienzos de la década del 2000 hayan generado algún cambio en la hidrología de este bolsón, cambiando el tiempo de residencia del agua y aportando nutrientes no solo de los predios agropecuarios, sino también de la carga interna retenida en sedimentos y biomasa del humedal alterado.

Tanto *Nodularia* como *Dolichospermum* poseen un ciclo de vida que incluye la formación de acinetes para sobrellevar los períodos desfavorables (e.g. invierno), en el caso de *Dolichospermum* los acinetes juegan un rol clave en su ciclo de vida y en la dinámica de su floración, ya que actúan como un “banco de semillas” para el siguiente período favorable (Suikkanen et al. 2010). Por otro lado *Nodularia* es oportunista y *Dolichospermum* generalista, cambios en las condiciones ambientales relacionadas al cambio climático favorecerían comunidades dominadas por generalistas (Bertos-Fortis et al. 2016), explicando la dominancia actual de *Dolichospermum*. *Dolichospermum* también tiene una mayor tasa de crecimiento a mayor temperatura, por lo cual también se vería favorecida por el cambio climático. *Nodularia* por el contrario presenta mayor respuesta a cambios en la disponibilidad de luz que a la temperatura (Eigemann et al. 2018).

En los últimos años las especies causantes de floración en la Laguna de Castillos fueron principalmente *Dolichospermum planctonicum* y *D. circinale*, si bien son del mismo género poseen diferente forma. Los filamentos de *D. planctonicum* se unen en forma de haces mientras que *D. circinale* forma madejas con sus filamentos enrollados. Esto hace que presenten diferencias desde el punto de vista de sus adaptaciones y agrupación dentro de grupos funcionales basados en morfología (Kruk et al. 2010). En la mayor parte de las floraciones *D. planctonicum* fue la especie dominante, pero en algunos momentos o sitios hubo dominancia de *D. circinale*. En los momentos en que se encontró *Microcystis novaceckii* esta coincidió con *D. circinale*, ambas forman colonias morfológicamente similares. *M. novaceckii* y *D. circinale* toleran condiciones de mayor turbulencia y menor luz que *D. planctonicum*, que suele hacer floraciones superficiales en aguas más quietas y de mayor exposición lumínica.

Dolichospermum y *Microcystis* son de los géneros de cianobacterias tóxicas más comúnmente encontrados a nivel mundial (Huisman 2018; Aguilera et al. 2018) y también son los géneros más comúnmente encontrados en los cuerpos de agua dulce de Uruguay (Ferrari et al. 2011, O’Farrell

et al. 2012; Bonilla et al. 2015, Haakonsson et al. 2017). Estos géneros suelen sucederse una a otra durante floraciones nocivas (Chia et al. 2018; Shan et al. 2019), *Dolichospermum* domina en condiciones de baja concentración de nitrógeno y *Microcystis* en condiciones de bajo fósforo, durante las cuales las sustancias alelopáticas causan la supresión completa de la fijación de nitrógeno de *Dolichospermum* (Chia et al. 2018).

Los taxa filamentosos son más comunes productores de compuestos que generan olor y mal sabor (geosmina y 2-metilisborneol) en suministros de agua potable (Shan et al. 2019), por lo cual pueden presentar más problemas que *Microcystis*. Además son potenciales productoras de más tipos de toxinas, incluidas la saxitoxina, que se acumula en moluscos (Li et al. 2016).

Variables moduladoras de las floraciones

En todos los casos, con todas las variables de respuesta utilizadas (clorofila a, porcentaje de biovolumen de cianobacterias y floración) las variables explicativas seleccionadas como importantes fueron en general las mismas, observándose algunas variaciones en la importancia relativa de cada una de ellas. En todos los modelos, las variables seleccionadas como importantes fueron la temperatura, la concentración de fósforo total, las precipitaciones acumuladas a 5 días y en algún caso la salinidad, la cual tiene en general una relación inversa con las precipitaciones. Las cianobacterias dominantes en la laguna son fijadoras por lo que se supone que es el P lo que regula su crecimiento, eso explicaría por qué solo el PT y no el NT es seleccionado por los modelos. Los nutrientes totales resultan ser buenos predictores de la biomasa de cianobacterias (Beaulieu et al. 2013) por lo cual su uso puede ser mejor que el uso de las formas disueltas de los nutrientes que son mucho más variables y dependientes de la dinámica de captación por el fitoplancton (Kruk & Segura 2012). El resultado de los árboles de regresión para el biovolumen de cianobacterias establece a la temperatura como la principal variable en determinar el aumento en el porcentaje relativo de cianobacterias en la comunidad, lo que también fue reportado por Kosten et al. (2012). Tanto el GAM como el CART para biovolumen de cianobacterias muestran una temperatura umbral de 25°C para que aumente el biovolumen de cianobacterias, este resultado es coincidente con la temperatura óptima para las cianobacterias, las cuales tienen su máxima tasa de crecimiento a los

25 °C (Paerl et al. 2011). Las altas temperaturas favorecen a los géneros formadores de floraciones, ya que están bien adaptados a condiciones cálidas con máximas tasas de crecimiento a temperaturas a menudo mayores de 25 °C (Paerl & Huisman 2008; Paerl et al. 2011; Paerl 2017, Segura et al. 2018). Asimismo, parecería coincidir que los años que hubo floración (1997, 2010, 2013, 2014 y 2015) fueron años de mayor temperatura del aire (capítulo 1). Si bien el porcentaje de cianobacterias en la comunidad de fitoplancton aumentó con la temperatura, la biomasa total de la comunidad (clorofila *a*) mostró mayor relación con la concentración de PT y la interacción de este con la temperatura, coincidiendo con los resultados obtenidos por Bonilla et al. (2015) para sistemas lénticos de Uruguay. El aumento de nutrientes y la temperatura se consideran los principales factores causantes del incremento de cianobacterias (Paerl & Huisman 2008; Conley et al. 2009; Paerl et al. 2011; Kosten et al. 2012, Sathicq et al. 2014; Bonilla et al. 2015; Paerl et al. 2020). Las cianobacterias tienen varias adaptaciones ecofisiológicas que le permiten dominar los sistemas acuáticos bajo condiciones más cálidas y ricas en nutrientes, sin embargo cuál de estos forzantes es más importante depende de las especies de cianobacterias y del estado trófico del cuerpo de agua (Rigosi et al. 2014). En los cuerpos de agua oligotróficos son más importantes los nutrientes y en los mesotróficos la temperatura y en los eutróficos la interacción entre ellas (Rigosi et al. 2014). La temperatura puede seleccionar a las cianobacterias ya que como procariontes su tasa de crecimiento óptima es a relativamente altas temperaturas (Paerl & Paul 2012), pero otros grupos también presentan tasas similares y existen diferencias entre grupos de cianobacterias (Segura et al. 2018) y el CART para biomasa total establece un umbral de temperatura más elevado (27°C). Liu et al. (2019) encontraron que la temperatura es la principal forzante de las floraciones a una escala diaria pero a una escala mensual los nutrientes parecen ser más importantes que la temperatura, por lo cual los forzantes actúan a distintas escalas temporales. También las precipitaciones acumuladas son importantes en determinar el biovolumen de cianobacterias y junto con la temperatura juegan un rol clave en su variabilidad (Haakonsson et al. 2017). Por otro lado la importancia relativa de los factores ambientales en influenciar las floraciones puede ser sitio específica (Rigosi et al. 2014) y en algunos casos ser más importantes los nutrientes (Beaulieu et al. 2013) y en otros la temperatura. En este estudio los nutrientes resultaron ser más importantes que la temperatura para explicar la variabilidad en la concentración de la clorofila *a*, lo

cual era esperable ya que la biomasa total de fitoplancton (clorofila *a*) suele responder a la concentración de nutrientes y por eso la clorofila *a* es un indicador de eutrofización comúnmente utilizado (Bužančić et al. 2016). La concentración de PT y su interacción con la temperatura fueron las principales variables determinando la biomasa total de fitoplancton. La Laguna de Castillos es un cuerpo de agua que se está eutrofizando y en los cuerpos de agua eutróficos la interacción entre nutrientes y temperatura es más importante que cada efecto por separado (Rigosi et al. 2014). En un escenario de cambio climático donde ambas variables van a ir en aumento su acción sinérgica es de esperar sea aún más importante. Sin embargo, no siempre la misma variable es la más importante determinando la clorofila *a* (biomasa total de la comunidad) que la abundancia de cianobacterias, la principal variable en determinar la biomasa total de la comunidad puede no ser importante en determinar solo las cianobacterias. En los CART para el biovolumen de cianobacterias el PT no fue seleccionado como variable importante, un resultado similar fue encontrado por Kruk & Segura (2012) trabajando con grupos funcionales basados en morfología para el grupo III, que es al que pertenece *Dolichospermum* la cianobacteria dominante en la Laguna de Castillos. Incluso en el GLM para biovolumen el PT se relacionó negativamente con el biovolumen de cianobacterias, diferente a lo esperable, esto podría explicarse por una disminución del P a medida que aumentan las cianobacterias debido a su capacidad de almacenamiento intracelular de P (Aubriot et al. 2011; Aubriot & Bonilla 2012). O'Farrell et al. (2012) también encontraron un efecto negativo del P en las cianobacterias. En Segura et al. (2017) tampoco aparecen los nutrientes como variables explicativas ya que en todo el gradiente los nutrientes se encuentran en exceso.

Shan et al. (2019) también observan que la distribución de clorofila *a* es explicada por la temperatura y nutrientes pero los nutrientes no tienen ese mismo rol en la distribución de cianobacterias. También Mantzouki et al. (2018) encontraron a la temperatura como el principal modulador de la distribución de cianotoxinas en una escala continental y no a la concentración de nutrientes. La capacidad de almacenamiento de nutrientes y la capacidad de respuesta frente a condiciones fluctuantes de nutrientes y cambios en la relación N:P que poseen las cianobacterias (Aubriot & Bonilla 2018) y más aún las filamentosas (Amaral et al. 2014) puede hacerlas

“independientes” de las concentraciones de nutrientes y por eso la concentración de nutrientes no ser seleccionada en los modelos de biovolumen relativo de cianobacterias o de floraciones. No todos los taxones de cianobacterias responden del mismo modo, para *Dolichospermum* la variable más influyente es la concentración de nutrientes y para *Microcystis* la temperatura (Rigosi et al. 2014). Haakonsson et al. 2017 tampoco encontraron una relación significativa entre biovolumen de *Dolichospermum* y temperatura en sistemas lénticos sugiriendo una menor influencia de la temperatura que para *Microcystis*. En el caso de la Laguna de Castillos esto no se cumple ya que el género de cianobacteria dominante es *Dolichospermum* y se encontró que la principal variable determinando su biovolumen fue la temperatura, coincidiendo con O’Farrell et al. (2012) que registraron una relación positiva de *Dolichospermum* con la temperatura para Salto Grande.

En la Laguna de Castillos la precipitación acumulada a 5 días resultó ser mejor predictor que la precipitación acumulada a mayor cantidad de días, sin embargo en la laguna del Sauce la acumulada a 30 días fue el mejor predictor (Crisci et al. 2017). El impacto de los patrones de precipitaciones es muy complejo y fuertemente dependiente de la dinámica específica de cada sitio y de la especie de cianobacteria dominante (Reichwaldt & Ghadouani 2012)

Para el caso de las grandes floraciones visibles registradas desde 1990 a 2016, tanto la regresión logística como el CART establecen a las precipitaciones como la principal variable determinante. Sin embargo, es importante destacar que variables ambientales como nutrientes y salinidad no fueron incluidas por falta de información. Este resultado coincide a grandes rasgos con lo observado en la ocurrencia de floraciones en los momentos de anomalía de precipitaciones y valores positivos del índice de El Niño. Aboim et al. (2020) para un río neotropical también encontraron que en los períodos de precipitaciones el grupo favorecido son las cianobacterias. La descarga de agua dulce controla el transporte y el tiempo de residencia y como tal aporta nutrientes y simultáneamente influencia la acumulación y transporte de biomasa (Paerl et al. 2007; Reichwaldt & Ghadouani 2012). Odebrecht et al (2008) establecen que hay un nivel medio de precipitaciones para alcanzar altos valores de biomasa, precipitaciones demasiado abundantes producen un lavado de células fuera del cuerpo de agua y escasas precipitaciones favorecen la influencia marina y shock osmótico. En concordancia con esto el CART para biovolumen de

cianobacterias establece un umbral de salinidad por encima del cual habría muy bajo porcentaje de cianobacterias.

Los CART son una herramienta eficiente para la evaluación de riesgo de floración y permiten la identificación de los principales factores moduladores y de sus valores a partir de los cuales aumenta el riesgo de floración (Peretyatko et al. 2012). En este caso permitieron establecer un valor umbral de temperatura de 25°C, una concentración de PT de 205 µg/L y precipitaciones acumuladas en 5 días de 32 mm a partir de los cuales aumenta el riesgo de floración. Para evitar las floraciones será necesario mantener estas variables por debajo de esos valores, lo que es posible únicamente para la concentración de PT en agua, ya que las otras variables dependen del clima.

El establecer niveles límites de nutrientes es un desafío porque el cambio climático altera las relaciones nutrientes-crecimiento, también como el crecimiento potencial basado en temperatura, flujo de agua y tiempo de residencia. Todos estos factores actuando sinérgicamente pueden producir distintos escenarios de floración o no floración como fue observado en este estudio. Un escenario de altas concentraciones de PT pero con muy fuertes lluvias producirá un lavado de la laguna que no permite el desarrollo de floraciones. Lo mismo sucede si hay muy escasas precipitaciones y la laguna tiene elevados valores de salinidad que no permiten el crecimiento de cianobacterias, para lo cual se requiere que la barra del Arroyo Valizas esté abierta al mar. La combinación más problemática es altas concentraciones de nutrientes, altas temperaturas y moderadas precipitaciones que permiten el crecimiento de cianobacterias y desarrollo de altas biomásas, en esos casos hay que reducir al mínimo posible la concentración de nutrientes. Por lo tanto la magnitud de la reducción de nutrientes tiene que ser sitio específico e ir ajustando de acuerdo a los cambios en las condiciones climáticas porque una misma concentración de nutrientes no tiene el mismo efecto a distintas condiciones de temperatura y de lluvias. Un escenario poco frecuente, pero que debe ser considerado, es uno de baja precipitación y salinidad ocasionado para un período de barra cerrada del Arroyo Valizas, que impida el ingreso de agua

marina. Si bien, no es frecuente es un escenario potencial, donde las floraciones podrían llegar a ser severas.

En el CART para floración no fue incluida la concentración de fósforo por lo cual no fue considerada como una de las variables importantes en la división del árbol y no se establecieron umbrales de esta variable, pero Cabrera (2015) estableció un umbral de 25-45 μL^{-1} de PRS para floraciones de cianobacterias en la Laguna de Rocha, mediante una modelación hidrodinámica con un modelo de calidad del agua acoplado. Este umbral podría ser menor para la Laguna de Castillos, ya que esta tiene una menor conexión con el mar y menor variabilidad de su salinidad, lo cual la vuelve más vulnerable a las floraciones.

La baja proporción N:P favorece las floraciones de cianobacterias fijadoras de nitrógeno (Hayes et al. 2015) y en la laguna la menor proporción de N:P fueron encontrados en la estación N que es donde comenzaron en general las floraciones de *Dolichospermum* (fijadora de nitrógeno). En general relaciones N:P mayores a 15 aminoran la dominancia de cianobacterias (Paerl et al. 2014) Las cianobacterias fijadoras tienen una relación celular N:P mayor que el fitoplancton no fijador (Klausmeier et al. 2004).

Para Uruguay se prevé un aumento en las precipitaciones y sobre todo un aumento en los eventos extremos, tanto de lluvia como de sequías (Vale & Pires 2017), resultando en el aumento de pulsos de nutrientes debido a escorrentía y lavado abrupto de cuencas (Whitehead et al. 2009). Esto sumado a la tendencia de aumento de temperatura seguramente agudizará cada vez más la problemática de floraciones de cianobacterias en la Laguna de Castillos.

2.5. CONCLUSIONES

La comunidad de fitoplancton mostró cambios en su estructura en respuesta al creciente aumento de nutrientes, presentando una disminución de la diversidad y un aumento en las floraciones de cianobacterias. La temperatura, concentración de fósforo total y precipitación acumulada a 5 días fueron las principales variables en determinar la biomasa, biovolumen de cianobacterias y ocurrencia de floraciones. Los géneros de cianobacterias que causaron floraciones, *Nodularia* y *Dolichospermum*, fueron ambas fijadoras de nitrógeno explicando la mayor asociación con el

fósforo en controlar su crecimiento y expansión de las floraciones. Temperaturas mayores a 25°C y concentraciones de fósforo total mayores de 200 µg/L resultan ser valores umbrales clave en determinar el aumento de las cianobacterias y la ocurrencia de floraciones. Con el cambio climático se prevé un aumento de temperatura y aumento de los eventos de precipitaciones por lo cual hay que ser especialmente riguroso en el control de la concentración de nutrientes que llegan al cuerpo de agua, principalmente con el fósforo, dado que es la única variable para la cual podemos tener incidencia a través de acciones concretas en predios productivos.

DISCUSIÓN GENERAL

Los resultados obtenidos en esta tesis permitieron evaluar las hipótesis planteadas y confirmar sus predicciones. En cuanto a los usos de suelo en la cuenca de la Laguna se registró una disminución de la superficie correspondiente a campo natural y un aumento de la superficie destinada a usos de suelo intensivo, principalmente agricultura y forestación. Estos estuvieron asociados a un aumento en la concentración de nutrientes en el cuerpo de agua de la laguna y a la abundancia de fitoplancton. Asimismo en el análisis temporal de las variables meteorológicas se encontraron cambios en el régimen de precipitaciones con una mayor frecuencia de anomalías positivas (valores por encima del promedio), esto también contribuiría a aumentar la exportación de nutrientes desde la cuenca y en especial desde los usos agrícolas con menos cobertura del suelo hacia el cuerpo de agua. También, asociado a esto, se registró un cambio en la comunidad de fitoplancton en el lapso de 10 años con una disminución de la diversidad y aumento de la biomasa de cianobacterias, con una mayor frecuencia de floraciones. Además se observó coincidencia entre todas las aproximaciones estadísticas y modelos desarrollados apuntando a similares mecanismos y variables como principales moduladores de estos cambios. Todos los modelos establecieron la temperatura del agua, la concentración de PT y la precipitación acumulada a 5 días como los moduladores de la biomasa total, el porcentaje de cianobacterias, mientras que para las floraciones la variable determinante fue la precipitación acumulada a 5 días debido a la ausencia de información suficiente para testear la influencia de la temperatura y el fósforo total. El conocimiento local confirmó también estos resultados aportando a describir la línea de tiempo, llenando vacíos de información y brindando elementos importantes para la selección de posibles acciones efectivas y consensuadas.

Los usos de suelo que más aumentaron su superficie fueron la forestación y la agricultura. La forestación aumentó en la cuenca alta, por lo cual su aporte está más alejado del cuerpo de agua, además de que presenta coeficientes de exportación bastante menores a los de la agricultura, por ende estaría siendo menos significativo. Por el contrario, la agricultura se ubica muy cercana al cuerpo de agua, mantiene períodos de tiempo prolongados con suelos descubiertos o con baja cobertura del suelo y emplea fertilizantes en mayor cantidad y en formas más solubles, por lo que presenta los mayores coeficientes de exportación. La intensificación de la agricultura no solo

produce enriquecimiento de nutrientes, sino que puede imponer una variedad de estresores a los cuerpos de agua, como ser aumentar el *input* de contaminantes químicos, de sedimentos finos e incrementar la intensidad y frecuencia de disturbios vía eventos erosivos (Qu 2019), los que se pueden agudizar debido al aumento de eventos extremos de precipitaciones causados por el cambio climático. En este caso la carga de nutrientes aportada por la cuenca, tanto de nitrógeno como de fósforo, estuvo asociada principalmente a cultivos cerealeros. Por otro lado, la fertilización asociada a la siembra directa enriquece el suelo más superficial, más susceptible a la erosión, donde el fósforo no se incorpora al suelo en mayor profundidad (Suñer et al. 2007; Perdomo et al. 2015), utilizando a su vez fertilizantes más solubles que los empleados en algunas pasturas y campo natural. Esto sumado a que se podría estar aplicando más fertilizante del que es necesario, como ocurre en varios sitios del país (Barreto et al. 2017). La aplicación de P por encima de las tasas a las que puede ser removido por los cultivos puede transformarse en una fuente de P por escorrentía (McDowell y Sharpley, 2001). A esto se suma que los cultivos de secano no están cumpliendo con la normativa establecida de rotación, como fue verificado durante las salidas de campo de esta tesis, y están quedando suelos desnudos durante largos períodos de tiempo, lo que fomenta aún más la exportación de nutrientes mediante escorrentía superficial, en una cuenca donde las pendientes en algunos cultivos son moderadas a altas. Los suelos con poca cobertura que se dan en los comienzos de los cultivos son más susceptibles a la erosión provocada por la lluvia arrastrando aún más cantidad de nutrientes (Zhou et al. 2014). Por lo cual la época en la que se dan eventos fuertes de precipitaciones, si hay cultivo o no, también influenciará la exportación de nutrientes. Por todos estos factores los fuertes eventos de precipitaciones que se prevé aumenten en Uruguay parecen ser un factor importante en el aporte de nutrientes en esta laguna y se espera que aumenten en el futuro. Esto fue sustentado además por los resultados de modelación que identificaron la carga anual exportada por los cultivos cerealeros y a la salinidad en forma inversa como las principales causantes del aumento de la concentración de NT y PT en la laguna, donde la salinidad está generalmente asociada de forma negativa con la precipitación en las lagunas costeras (Rodríguez-Gallego et al. 2017). Asimismo, los modelos CART empleados para explicar la variabilidad del fitoplancton identificaron a las precipitaciones acumuladas como una de

las principales variables moduladoras de las floraciones, apoyando la hipótesis de que la escorrentía proveniente de la cuenca aumenta el aporte de nutrientes.

Otro factor que podría afectar el proceso de eutrofización de la laguna es el proceso de intercambio de agua entre la laguna y el mar, a través del Arroyo Valizas. El cauce del arroyo Valizas parece mostrar una tendencia al ensanchamiento, que podría responder a un incremento del caudal del Arroyo Valizas debido al aumento de las precipitaciones en la cuenca, debido a la reducción de la infiltración causada por cambios en el uso del Suelo (Céspedes et al. 2009; Fernández 2011) y al aumento de la frecuencia de barcas de transporte de turistas (Rodríguez-Gallego 1998). Debido a la compleja relación entre ancho y profundidad en cauces de agua y dada la relevancia que tiene el Arroyo Valizas como sitio de descarga del agua de la laguna al mar, y a la vez para el ingreso de agua marina que contribuye a reducir las floraciones de cianobacterias, parece un aspecto relevante a analizar en estudios futuros, dado que un mayor ensanchamiento podría estar dificultando el ingreso de agua marina, debido a una menor profundidad del cauce. En este sentido, debe considerarse además la apertura artificial que se realiza de vez en cuando de la barra del arroyo, la cual no tiene evaluaciones ni estudios a nivel nacional, pero puede tener efectos relevantes como ha sido indicado para Laguna de Rocha (Rodríguez-Gallego et al. 2015).

A nivel global se predice que el cambio climático aumentará las floraciones de cianobacterias debido a un aumento en la concentración de nutrientes vía grandes eventos de precipitaciones, mayores y más estables períodos de estratificación térmica y un aumento en la temperatura media del agua, todos factores que favorecen el crecimiento de cianobacterias frente a otros grupos de fitoplancton (Paerl & Huisman 2009, Paerl & Paul 2012; Paerl & Otten 2013). Todos estos factores, exceptuando la estratificación térmica, están ocurriendo en la Laguna de Castillos. A su vez los cuerpos de agua semi-cerrados como las lagunas costeras son considerados “hotspots” de cambio climático, aumentando su vulnerabilidad (Newton et al. 2014) por lo cual estos efectos podrían verse acelerados. Los modelos indican como factor principal en el desarrollo de floraciones a la precipitación acumulada, con un umbral de 32 mm por encima del cual hay alta probabilidad de ocurrencia de floraciones. Para Uruguay se prevé un aumento en las precipitaciones y sobre todo un aumento en los eventos extremos (Vale & Pires 2017) tanto de precipitaciones como de

sequías, este aumento de eventos extremos resultará en el aumento del pulsos de nutrientes debido a esorrentía y lavado abrupto de cuencas (Whitehead et al. 2009), por lo cual la tendencia es a que empore la situación actual. Por otro lado la frecuencia de eventos extremos puede ser tan alta que el sistema no tenga el tiempo suficiente para recuperarse y pierda la capacidad de recuperación cambiando a otro estado (Paerl et al. 2020), donde la dominancia de cianobacterias pueda ser permanente.

El efecto del “legado de fósforo” y “carga interna” producto de la acumulación de los nutrientes tanto en suelo de la cuenca como en los sedimentos de la laguna, puede perpetuar las condiciones de alta carga de nutrientes en el agua por decenas de años, incluso luego de haber removido las fuentes externas de nutrientes en la cuenca (Carpenter 2005; Aubriot & Bonilla 2018). Esto hace que los tiempos de recuperación de los cuerpos de agua sean más lentos de lo esperado y las medidas de mitigación tengan que ser más severas (Hamilton, 2012; Jarvie, et al. 2013; Sharpley et al., 2013; Haygarth et al. 2014; Aubriot et al. 2017). Aun aplicando medidas de recuperación puede que no se vean mejorías en la calidad de agua porque hay altos niveles del P lábil en suelo y sedimentos y su disminución puede ser costosa e insuficiente (Barreto et al. 2017).

Los resultados de esta tesis muestran la necesidad de implementar medidas de gestión buscando evitar el aumento de las floraciones de cianobacterias y el proceso de eutrofización en general. De las variables que modulan la abundancia de cianobacterias y las floraciones, únicamente se pude tener influencia en la reducción del aporte de nutrientes al cuerpo de agua, en especial de fósforo, ya que no podemos modificar ni las precipitaciones ni la temperatura del agua. Las medidas a aplicar dependerán de si trata de una cuenca de acumulación, en la que habrá que concentrar las medidas en disminuir la carga o si es una cuenca de exportación en la que habrá que concentrarse en impedir el transporte de P (Haygarth et al. 2014). Las medidas pueden no ser las mismas para todas las épocas del año y hay que tener particular atención en la época estival (de mayor temperatura) y en época de precipitaciones y deberá concentrarse en las actividades que constituyen las mayores fuentes de nutrientes.

En este sentido, en futuros planes de manejo del área protegida y de manejo integrado de recursos hídricos se deberá realizar una búsqueda activa para mejorar y mantener la calidad del agua de la

laguna. Para esto será imprescindible mantener ecosistemas naturales bajo usos productivos que permitan mantener el servicio ecosistémico de prevención de la eutrofización sensu Nin et al. (2016), a la vez que los usos agrícolas incorporen prácticas que eviten la exportación de nutrientes. Lescano et al. (2017) y Ruibal (2016) discuten algunas medidas viables para la Laguna de Rocha, que pueden ser aplicables en esta laguna también. Si bien la agricultura es la fuente más importante de nutrientes, el aporte urbano debido a la ausencia de sistemas adecuados de tratamiento de las aguas del saneamiento y la producción ganadera y forestal, que por su extensión constituyen fuentes relevantes de nutrientes pese a sus bajos coeficientes de exportación, deberán implementar medidas para minimizar o evitar el aporte a los cursos de agua (Rodríguez-Gallego et al. 2017). Muchas de estas medidas de buenas prácticas no solo reducen el aporte de fósforo sino que constituyen adaptaciones frente al cambio climático, y en muchos casos mejoran la eficiencia de la producción agropecuaria con bajo costo de implementación, favoreciendo un círculo virtuoso de beneficios múltiples.

Sin embargo, otras prácticas no analizadas en esta tesis, como el manejo de las pesquerías y de los desechos de la pesca, son factores que pueden estar contribuyendo a acentuar la problemática y deberían ser consideradas en futuros estudios. Las pesquerías pueden cambiar la estructura trófica de la laguna, favoreciendo a especies que pueden promover la liberación de nutrientes desde el sedimento o disminuir las que ejercen presión sobre el fitoplancton (Walsh et al. 2011; Dantas et al. 2019). Estos aspectos son poco explorados en lagunas costeras y no han sido considerados en las lagunas salobres de nuestro país, pero están ampliamente documentados para lagos someros de agua dulce. El descarte de la pesca (Kumolu et al. 2011), es una fuente importante de nutrientes que vuelve rápidamente al agua en formas fácilmente asimilables por el fitoplancton, por lo que cambios en la forma de manejar estos desechos podrían ser una contribución relevante, donde incluso podrían mejorar el ingreso de los pescadores a través del compostaje, para lo que hay antecedentes en la costa de Rocha (e.g. Abono de mar). Incluso en la consulta a pescadores ellos manifestaron estar dispuestos a cambios en la práctica de su actividad para mejorar la condición de la laguna y una de las opciones manejadas fue el compostaje de los residuos de la pesca.

Los marcos conceptuales de manejo adaptativo brindan opciones para los sistemas socio-ecológicos, apoyando con conocimiento científico a los tomadores de decisión para el desarrollo sostenible de los ecosistemas. Estos son particularmente útiles en sistemas complejos como la laguna donde se desarrollan distintas actividades y existen usos conflictivos (El Mahrhad et al. 2020). El enfoque DPSIR (Drivers, Pressure, Status, Impact, Response) se realizó de manera de esclarecer las relaciones entre las actividades antropogénicas realizadas y los impactos que estas producen en la calidad de agua de la laguna y buscar posibles soluciones. El DPSIR permitió una identificación bastante clara de las presiones y los subsecuentes impactos del estado de la calidad del agua de la laguna. El Forzante (Driver) es la economía global que ejerce una Presión (Pressure) a través del cambio en los usos de suelo y usos del agua, que producen cambio en el Estado (State) de la calidad del agua (concentración de PT, clorofila a, floraciones), generando un Impacto (Impact) en los servicios ecosistémicos (prevención de la eutrofización (*sensu* Nin et al. 2016), mantenimiento de la calidad del agua, producción pesquera, atractivo turístico, etc.). Esto promueve una respuesta (Response) que debe generar ajustes a nivel de la presión (ajustes en los usos de suelo) como la implementación de buenas prácticas de manejo agrícola y ganadero, saneamiento adecuado, o incluso podría llegar a producir ajustes a nivel del forzante (cambio en la economía) como ser la utilización de incentivos a prácticas productivas de menor exportación de nutrientes, sanciones por incumplimiento de normativas existentes, entre otras (Fig.7.1). Estos ajustes a su vez van generando cambios en el estado que se busca mejorar, disminuyendo los impactos que se busca evitar. De esta manera se puede ir ajustando sucesivamente y generando un manejo adaptativo de acuerdo a las mediciones realizadas en el estado (PT, clorofila, floraciones).



Figura 3. Modelo DPSIR aplicado para la problemática a gestionar.

En este caso, donde lo que buscamos es mejorar el estado de la calidad de agua y disminuir el riesgo de las floraciones, como se dijo anteriormente lo que podemos intervenir es en la concentración de nutrientes en la laguna, a partir de la disminución en el aporte desde la cuenca. Es importante poder controlar la concentración de nutrientes disponibles en la cuenca y pasibles de ser exportados fundamentalmente por escorrentía superficial generada por las precipitaciones, principalmente del fósforo que es el que aparece como nutriente crítico. En este sentido, se deberá explorar la batería de alternativas de buenas prácticas agropecuarias, para disminuir el aporte de nutrientes. Algunos ejemplos son el mantenimiento de zonas buffer con vegetación natural, la exclusión o minimización del acceso del ganado a los cursos de agua, mantener distancias seguras entre los cultivos y los cursos de agua, evitar la agricultura en zonas inundables, establecer cultivos trampa en sitios con altos valores de nutrientes y riesgo de transporte superficial estos, controlar y evitar el drenaje de humedales, entre otras medidas directas (ver Ruibal 2016). Asimismo, incentivar a los productores en el buen manejo del campo natural, mostrando alternativas de producción ganadera en campos inundables como las experiencias de manejo y utilización de "varges" (humedales) en el norte de Rocha (Barilani & Rodríguez 2011), conservando los humedales. Asimismo sería recomendable incentivar las prácticas agroecológicas, como puentes verdes, evitar el suelo desnudo, fomentar el uso de *mulch* (mantillo) y otras medidas que contribuyan a conservar la fertilidad del suelo sin agregado de fertilizantes y minimicen el uso de fitosanitarios

Tabla 1. Posibles medidas de manejo

Alternativas de manejo o acciones	Objetivo	Aplicación
Aplicar buenas prácticas agrícolas (Sharpley 2006)	No contribuir a aumentar la cantidad de nutrientes	En toda la cuenca
Conservar humedales	Retener nutrientes	Si es posible, mantener los que están y generar nuevos en zonas donde fueron removidos

Saneamiento terciario	Remover nutrientes antes del vertido	En las tres localidades (Castillos, 19 de abril, Puente Valizas)
Manejo de pesca y sus residuos	No tirar los residuos de pesca en el cuerpo de agua.	Acopiar y compostar en un lugar lejos del cuerpo de agua. Puede ser transportado al mismo sitio de "abono de mar" o generar un emprendimiento local similar

La instalación de saneamiento con un tratamiento terciario que remueva los nutrientes antes de verter el agua a los cursos de agua, es una tarea ineludible, así como promover otros sistemas de tratamiento que aseguren la remoción de nutrientes del agua de descarga, en las tres localidades de la cuenca. El manejo adecuado de la pesca y los desechos de la misma deben ser analizados y considerados también.

Las entrevistas a los actores locales muestran que se requiere mucho trabajo de informar, evaluar alternativas e involucrarlos en procesos de discusión y toma de decisiones. Hay diferentes grados de compromiso de los actores locales que dependen de sus intereses y de su percepción de la urgencia de los problemas relacionados al agua. A su vez el compromiso de los actores locales en torno al agua posee complicaciones adicionales porque tiene múltiples usos y además las cuencas hidrográficas a menudo cruzan los límites de gobernanza. Los sistemas acuáticos por lo tanto tienden a tener actores operando a escalas espaciales múltiples y con variado grado de conocimiento y de empoderamiento (Smyth et al. 2020). En general, los diferentes tipos de actores entrevistados no parecen identificar responsabilidad en la problemática de la eutrofización, donde particularmente los productores rurales entienden que no deben modificar sus actividades ya que no ven la relación de su actividad con la problemática. Inclusive los pescadores parecen no identificar la situación de la calidad del agua como grave, cuando ya ha habido episodios de mortandad de peces asociadas a las floraciones, aspectos que pueden trasladarse rápidamente a la salud humana de los pescadores y de los consumidores.

Se observó una percepción directa de las mortandades de peces sin embargo no se evidenció una asociación directa de éstas con las floraciones. Si bien los pescadores por ser los más afectados minimizan su impacto, también son los que se muestran más dispuestos a colaborar con posibles

soluciones/mitigaciones de su impacto. La paradoja de los pescadores podría establecerse a partir del dilema que si denuncian efectivamente el estado ambiental del cuerpo de agua del cual obtienen sus recursos, condenan su principal fuente de ingresos. Por otro lado, esa misma acción los pondría en contra de la mayor parte de sus colegas y vecinos. Ese es el dilema que genera el conocimiento sobre el nivel de degradación ambiental para las propias personas que viven de y, al mismo tiempo, en un entorno degradado (Santos 2014).

La falta de percepción en los actores locales sobre la relevancia de una buena calidad de agua, puede ser entendida como una baja percepción de riesgo, lo cual tiene implicancias importantes para la planificación de la gestión del problema. En este sentido será importante, generar instancias informativas de los actores sociales involucrados, para luego implementar medidas tendientes a mitigar la problemática. Todas las medidas a tomar idealmente deberían ser consensuadas con los actores locales de manera de tener mayor éxito en su aplicación. Es importante destacar, que de no seguir estas recomendaciones, las medidas a implementar podrán ser consideradas imposiciones y ser fuertemente rechazadas por los productores y pescadores, generando incluso situaciones más complejas de manejar. Es fundamental lograr el compromiso de los actores locales pero un compromiso fallido puede incrementar el conflicto y por lo tanto el éxito de las medidas planteadas en la actualidad y a su vez impactar en la disponibilidad para participar en futuras instancias. En este sentido, tal vez la mayor recomendación sea iniciar un proceso de participación e información lo más pronto posible, con personal idóneo para conducir procesos de este tipo, que sea sostenido en el tiempo y que se integre lo más posible a instancias participativas como la futura Comisión Asesora Específica del Área Protegida y de la Comisión de Cuenca de las lagunas costeras salobres creada en 2019. Esto como primera medida. Deberían ser consideradas las instituciones que trabajan en el área como DINARA y actual ministerio de ambiente (ahora la laguna ya es un área protegida). Un actor clave que habría que considerar y no fue considerado en esta tesis es OSE por ejemplo y también podría incluirse productores cerealeros y forestales que están en la cuenca alta de la laguna.

BIBLIOGRAFÍA

- Aboim, I. L., D. F. Gomes, & P. O. Mafalda Junior. 2020. Phytoplankton response to water quality seasonality in a Brazilian neotropical river. *Environmental Monitoring and Assessment*, 192 (70):1-16.
- Abreu P. C., C. Odebrecht & A. González. 1994. Particulate and dissolved phytoplankton production of the Patos Lagoon estuary, southern Brazil: comparison of methods and influencing factors. *Journal of Plankton Research* 16: 737-735.
- Abreu, P. C., M. Bergesch, L. Proença, C.A.E. Garcia & C. Odebrecht. 2010. Short- and Long-Term Chlorophyll a Variability in the Shallow Microtidal Patos Lagoon Estuary, Southern Brazil. *Estuaries and Coasts* 33: 554–569
- Aguilera, A., Haakonsson, S., Martin, M. V., Salerno, G. L., & Echenique, R. O. 2018. Bloom-forming cyanobacteria and cyanotoxins in Argentina: A growing health and environmental concern. *Limnologia* 69: 103–114.
- Alberts, J. J., & M. Takács. 1999. Importance of humic substances for carbon and nitrogen transport into southeastern United States estuaries. *Organic Geochemistry*, 30(6), 385–395.
- Albuquerque, U.P., LV. Fernandez Cruz da Cunha, R. Farias Paiva de Lucena & RR. Nóbrega Alves. 2014. *Methods and Techniques in Ethnobiology and Ethnoecology*. Springer New York 480 pp
- Alvareda, E., C. Lucas, M. Paradiso, A. Piperno, P. Gamazo, V. Erasun, ... F.T. de Mello. 2020. Water quality evaluation of two urban streams in Northwest Uruguay: are national regulations for urban stream quality sufficient? *Environmental Monitoring and Assessment*, 192(11).
- Amaral V, Bonilla S, Aubriot L (2014) Growth optimization of the invasive cyanobacterium *Cylindrospermopsis raci borskii* in response to phosphate fluctuations. *European Journal of Phycology* 49:134–141
- Anguiano-Cuevas JR, A. Olivos-Ortiz, O. Cervantes, I. Azuz-Adeath, N. Ramírez-Alvarez & MC Rivera-Rodríguez. 2015. Evaluation of trophic state in the Palo Verde estuary (Colima, México), action to regulating agricultural activities. *Journal of Integrated Coastal Zone Management* 15(4): 507-522
- Arbeletche, P., O. Ernst & E. Hoffman. 2010. La agricultura en Uruguay y su evolución En: García Prechac, F. et al (eds) *Intensificación agrícola: oportunidades y amenazas para un país productivo y natural*. CSIC – FAGRO-UDELAR. Uruguay: 13-28
- Armitage, D. R., R. Plummer, F. Berkes, R.I. Arthur, A.T. Charles, I.J. Davidson-Hunt & E.K. Wollenberg. 2009. Adaptive co-management for social-ecological complexity. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7(2), 95–102.

- Aubriot, L., D. Conde, S. Bonilla & R. Sommaruga. 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., Bonilla, S., & Falkner, G. (2011). Adaptive phosphate uptake behaviour of phytoplankton to environmental phosphate fluctuations. *FEMS Microbiology Ecology* 77(1): 1–16.
- Aubriot, L., & S. Bonilla. 2012. Rapid regulation of phosphate uptake in freshwater cyanobacterial blooms. *Aquatic Microbial Ecology* 67(3): 251–263.
- Aubriot, L., & S. Bonilla. 2018. Regulation of phosphate uptake reveals cyanobacterial bloom resilience to shifting N:P ratios. *Freshwater Biology* 63(3): 318–329.
- Aubriot, L., L. Delbene, S. Haakonsson, A. Somma, F. Hirsch & S. Bonilla. 2017. Evolución de la eutrofización en el Río Santa Lucía : influencia de la intensificación productiva y perspectivas. *INNOTEC* 14(14); 7–16.
- Audouit, C., V. Pasqualini, R. de Wit, H. Flanquart, P. Deboudt & C. Rufin Soler. 2019. Comparing social representation of water quality in coastal lagoons with normative use of ecological indicators. *Marine Policy* 101:137-146
- Azevedo, S.M., W.W. Carmichael, E.M. Jochimsen, K.L. Rinehart, S. Lau, G.R. Shaw & G.K. Eaglesham. 2002. Human intoxication by microcystins during renal dialysis treatment in Caruaru – Brazil, *Toxicology* 181–182: 441–446
- Backer, L.C. SV. Mcneel, T. Barber, B. Kirkpatrick, C. Williams, M. Irvin, Y. Zhou, T.B. Johnson, K. Nierenberg, M. Aubel, R. Leprell, A. Chapman, A. Foss, S. Corum, V.R. Hill, S.M. Kieszak, Y. Cheng. 2010. Recreational exposure to microcystins during algal blooms in two California lakes. *Toxicon* 55(5):909-921
- Bartlett, M. S. 1951. The effect of standardization on a Chi-square approximation in factor analysis. *Biometrika* 38(3/4): 337-344
- Badylak, S. & E. J. Philips. 2004. Spatial and temporal patterns of phytoplankton composition in a subtropical coastal lagoon, the Indian River Lagoon, Florida, USA. *Journal of Plankton Research* 26:1229–1247
- Balée, W. 1994. *Footprints of the Forest: Ka'apor Ethnobotany the Historical Ecology of Plant Utilization by an Amazonian People*. New York: Columbia University Press
- Barilani, A., & Rodríguez, D. 2011. VARGES : Una experiencia de restauración de humedales en ganadería familiar del norte de Rocha, 59.
- Barnes, RSK. 1980. *Coastal lagoons*. Cambridge University Press, Cambridge: 106 pp.
- Barreto, P.; Dogliotti, S.; Perdomo, C. 2017. Surface water quality of intensive farming areas within the Santa Lucia River basin of Uruguay. *Air, Soil and Water Research* 10: 1–8
- Bartone, C. R. 1990. Water quality and urbanization in Latin America. *Water International* 15(1); 3–14.

- Beaulieu, M., Pick, F., & Gregory-Eaves, I. 2013. Nutrients and water temperature are significant predictors of cyanobacterial biomass in a 1147 lakes data set. *Limnology and Oceanography* 58(5): 1736–1746.
- Berkes, F., J. Colding, C. Folke. 2000. Rediscovery of Traditional Ecological Knowledge as Adaptive Management. *Ecological Applications* 10 (5): 1251-1262
- Bertos-Fortis, M., Farnelid, H. M., Lindh, M. V., Casini, M., Andersson, A., Pinhassi, J., & Legrand, C. 2016. Unscrambling cyanobacteria community dynamics related to environmental factors. *Frontiers in Microbiology* 7: 1–13.
- Bonilla, S., & D. Conde. 2000. El fitoplancton como descriptor sensible de cambios ambientales en las lagunas costeras de la Reserva Bañados del Este. *Probides/UNESCO, Serie Documentos*: 63–74.
- Bonilla, S, D. Conde, L. Aubriot & M.C. Pérez . 2005. Influence of hydrology and nutrients on phytoplankton species composition and life strategies in a subtropical coastal lagoon. *Estuaries* 28:884-895
- Bonilla, S., D. Conde, L. Aubriot, L. Rodríguez-Gallego, C. Piccini, E. Meerhoff, ... A. Britos. 2006. Procesos estructuradores de las comunidades biológicas en lagunas costeras de Uruguay. En: Menafrá et al (eds) *Bases Para La Conservación y El Manejo de La Costa Uruguaya*: 611–630.
- Bonilla, S & M. Meerhoff. 2014. Informe CASAS: Calidad de agua de sistemas acuáticos superficiales. Estado actual de la calidad del agua de sistemas acuáticos superficiales en Uruguay y recomendaciones, con énfasis en la cuenca del Río Santa Lucía. Montevideo: CURE-Facultad de Ciencias, Universidad de la Republica. (Informe inedito). pp.22
- Bonilla, S., S. Haakonsson, A. Somma, A. Gravier, A. Britos, L. Vidal, L. De León, B. Brena, M. Pérez, C. Piccini, G. Martínez de la Escalera, G. Chalar, M. González-Piana, F. Martigani & L. Aubriot. 2015. Cianobacterias y cianotoxinas en ecosistemas límnicos de Uruguay. *INNOTEC* 10: 9-22.
- Bouraoui F., L. Galbiati & G. Bidoglio. 2002. Climate change impacts on nutrient loads in the Yorkshire Ouse catchment (UK). *Hydrology and Earth System Science* 6(2): 197-209.
- Bourel, M., & A.M. Segura. 2018. Multiclass classification methods in ecology. *Ecological Indicators*, 85: 1012–1021.
- Bowman, D. 1998. The impact of Aboriginal landscape burning on the Australian biota. *New Phytologist* 140: 385-410.
- Breiman, L., J.H Friedman, R.A Olshen & C.J. Stone. 1984. *Classification and Regression Trees*, Chapman and Hall/CRC, New York.
- Burnham, K. P. & D. R. Anderson 2002. *Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach*. Springer-Verlag, New York, 488 pp.
- Butterwick, C., Heaney, S.I., Talling, J.F., 2005. Diversity in the influence of temperature on the growth rates of freshwater algae, and its ecological relevance. *Journal of Freshwater Biology* 50: 291-300.

- Bužančić, M., Ninčević Gladan, Ž., Marasović, I., Kušpilić, G., & Grbec, B. 2016. Eutrophication influence on phytoplankton community composition in three bays on the eastern Adriatic coast. *Oceanologia* 58(4): 302–316.
- Cabral, A., M.V. Bercovich & A. Fonseca. 2019. Implications of poor-regulated wastewater treatment systems in the water quality and nutrient fluxes of a subtropical coastal lagoon. *Regional Studies in Marine Science* 29: 100672
- Cabrera, C., L. Rodríguez-Gallego & C. Kruk. 2013. 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. En: Fernández Cirelli, A., A. Pérez Carrera & A. Volpedo (Eds) *El AGUA en la producción agropecuaria. II Jornadas Interdisciplinarias Ciclo del Agua en Agrosistemas* 55-71
- Cabrera, C. 2015. Optimización de usos del suelo para prevenir floraciones nocivas de fitoplancton en la Laguna de Rocha, Uruguay. Tesis de Maestría, Facultad de Ciencias, Universidad de la República
- Cai, M., Y. Liu, K. Chen, D. Huang, & S. Yang. 2016. Quantitative analysis of anthropogenic influences on coastal water – A new perspective. *Ecological Indicators*: 67, 673–683.
- Carmichael, W. W., & Boyer, G. L. 2016. Health impacts from cyanobacteria harmful algae blooms: Implications for the North American Great Lakes. *Harmful Algae* 54: 194–212.
- Carpenter S, Caraco N.F., Correll D.L., Howarth R.W., Sharpley A.N., Smith V.H. 1998. Nonpoint Pollution of Surface Waters with Phosphorus and Nitrogen. *Issues in Ecology*: 3-12, Ecological Society of America, Washington, DC, U.S.A.
- Carpenter S.R. 2005. Eutrophication of aquatic ecosystems: bistability and soil phosphorus. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 102(29): 10002-10005.
- Cassidy, R. & P. Jordan. 2011. Limitations of instantaneous water quality sampling in surface-water catchments: Comparison with nearcontinuous phosphorus time-series data, *Journal of Hydrology*; 405, 182– 193.
- Cicin-Sain, B & R. Knecht. 1998. *Integrated Coastal and Ocean Management: Concepts and Practices*. UNESCO, Island Press, Washington 517pp.
- Cicin-Sain B. & S. Belfiore. 2005. Linking marine protected areas to integrated coastal and ocean management: A review of theory and practice. *Ocean & Coastal Management* 48 847–868
- Cloern, J. E. 2001. Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Marine Ecology Progress Series* 210: 223–253.
- Cohanoff C, G. Detomasi, S. Itzaina, J. Lucas J, y Marrero L, (2011). *Centro Interdisciplinario para el Manejo Costero Integrado del Cono Sur*.

- Conde D., L. Aubriot & R. Sommaruga. 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.
- Conley, D.J., H.W. Paerl, R.W. Howarth, D.F. Boesch, S.P. Seitzinger, K.E. Havens, C. Lancelot, and G.E. Likens. 2009. Controlling eu-trophication: nitrogen and phosphorus. *Science* 323: 1014–1015
- Correll, D. L. 1998. The role of Phosphorus in the Eutrophication of Receiving Waters: A Review. *Journal of Environmental Quality*: 261–266.
- Costa, M., Botta, A., & Cardille, J. 2003. Effects of large-scale changes in land cover on the discharge of the Tocantins River, Southeastern Amazonia. *Journal of Hydrology* 283: 206–217.
- Costanza, R., R.d'Arge, R. de Groot, S. Farber, M. Grasso, B. Hannon, K. Limburg, S. Naeem, R. O'Neill, J. Paruelo, R. Raskin, P. Sutton & M. Van den Belt. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387: 253-260.
- Costanza, R., R. de Groot, P. Sutton, S. van der Ploeg, S. Anderson, I. Kubiszewski, S. Farber & R. Turner. 2014. Changes in the global value of ecosystem services. *Global Environmental Change* 26: 152-158
- Cha, Y., Park, S. S., Kim, K., Byeon, M., & Stow, C. A. 2014. Probabilistic prediction of cyanobacteria abundance in a Korean reservoir using a Bayesian Poisson model. *Water Resources Research* 50(3): 2518–2532.
- Chalar, G. & J. Clemente. 2005. Tasa de resuspensión de fósforo y sedimentos en un cuerpo de agua muy somero (Laguna de Rocha, Uruguay). *Taller Internacional de Eutrofización Y Embalses CYTED VXII B*, (January 2005), 89–108
- Chia, M. A., Jankowiak, J. G., Kramer, B. J., Goleski, J. A., Huang, I. S., Zimba, P. V., ... Gobler, C. J. 2018. Succession and toxicity of *Microcystis* and *Anabaena* (*Dolichospermum*) blooms are controlled by nutrient-dependent allelopathic interactions. *Harmful Algae* 74: 67–77.
- Crisci, C., Ghattas, B. & G. Perera 2012. A review of supervised machine learning algorithms and their applications to ecological data. *Ecological Modelling*, 240: 113-122.
- Crisci, C., R. Terra, J.P. Pacheco, B. Ghattas, M. Bidegain, G. Goyenola, ... N. Mazzeo, N. 2017. Multi-model approach to predict phytoplankton biomass and composition dynamics in a eutrophic shallow lake governed by extreme meteorological events. *Ecological Modelling*: 360, 80–93.
- Chorus, I. 2012. Current approaches to Cyanotoxin risk assessment, risk management and regulations in different countries. Federal Environment Agency, Germany, 147pp
- Chorus, I. & J. Bartram. 1999. Toxic cyanobacteria in water. A guide to their public health consequences, monitoring and management. London, Chapman and Hall.
- Christie, P., D. L. Fluharty, A. T. White, L. Eisma-Osorio, & W. Jatulan. 2007. Assessing the feasibility of ecosystem-based fisheries management in tropical contexts. *Marine Policy* 3:239-250

- da Silva, TC., MP Cruz , TA de Sousa Araújo , ML Schwarz & UP Albuquerque. 2014. Methods in Research of Environmental Perception. In: Albuquerque UP, L Fernández, R Farias, R Nóbrega (eds) Methods and Techniques in Ethnobiology and Ethnoecology. 99-110
- Dantas, D. D. F., Rubim, P. L., de Oliveira, F. A., da Costa, M. R. A., de Moura, C. G. B., Teixeira, L. H., &Attayde, J. L. (2019). Effects of benthivorous and planktivorous fish on phosphorus cycling, phytoplankton biomass and water transparency of a tropical shallow lake. *Hydrobiologia* 829(1): 31–41.
- Davidson, K., Anderson, D. M., Mateus, M., Reguera, B., Silke, J., Sourisseau, M., & Maguire, J. 2016. Forecasting the risk of harmful algal blooms. *Harmful Algae* 53: 1–7.
- Davis, A. & J.R.Wagner. 2003. Who knows? On the importance of identifying “experts” when researching local ecological knowledge. *Human Ecology*, 31(3), 463–489.
- Day JW, CAS Hall, WM Kemp & A Yañez-Arancibia 1989. *Estuarine ecology*. Wiley Interscience Publishers, New York. 558 pp
- De’ath, G. & K. E. Fabricius, 2000. Classification and regression trees: a powerful yet simple technique for ecological data analysis. *Ecology* 81: 3178–3192.
- DeGeorges, A., Goreau, T. J., & Reilly, B. 2010. Land-Sourced Pollution with an Emphasis on Domestic Sewage: Lessons from the Caribbean and Implications for Coastal Development on Indian Ocean and Pacific Coral Reefs. *Sustainability* 2: 2919–2949.
- De Witt, R., J. Leibreichb, F. Vernierb, F. Delmasb, H. Beuffeb, Ph. Maisonb, J.C. Chossatb, C. Laplace-Treyturb, R. Laplanab, V. Clavéb, M. Torreb, I. Aubyc, G. Trutc, D. Maurerc & P. Capdevilled 2005. Relationship between land-use in the agro-forestry system of les Landes, nitrogen loading to and risk of macro-algal blooming in the Bassin d’Arcachon coastal lagoon (SW France). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 62(3): 453-465.
- DIEA. 2013 Anuario estadístico agropecuario MGAP <http://www.mgap.gub.uy/portal/9>.
- Di Minin, E., A. Soutullo, L. Bartesaghi, M. Rios, M. N, Szephegyi & A. Moilanen. 2017. Integrating biodiversity, ecosystem services and socio-economic data to identify priority areas and landowners for conservation actions at the national scale. *Biological Conservation* 206: 56-64.
- Dodds W.K. & R.M. Oakes. 2006. Controls on nutrients across a prairie stream watershed: land use and riparian cover effects. *Environmental Management* 37(5): 634-646.
- Dodds, W. K., & V.H. Smith, 2016. Nitrogen , phosphorus , and eutrophication in streams. *Inland Waters*, 6: 155–164.
- Domingues R.B., C. Sobrino & H. Galvao. 2007. Impact of reservoir filling on phytoplankton succession and cyanobacteria blooms in a temperate estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 74: 31-43.

Código de campo cambiado

- Downing, J.A., Watson, S.B., and McCauley, E. 2001. Predicting cyanobacteria dominance in lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 58: 1905–1908.
- Drobac, D., Tokodi, N., Simeunović, J., Baltić, V., Stanić, D., & Svirčev, Z. 2013. Human exposure to cyanotoxins and their effects on health. *Arhiv Za Higijenu Rada I Toksikologiju*, 64(2): 119–30.
- Eigemann, F., Schwartke, M., & Schulz-Vogt, H. 2018. Niche separation of Baltic Sea cyanobacteria during bloom events by species interactions and autecological preferences. *Harmful Algae* 72: 65–73.
- El Mahrad, B., Abalansa, S., Newton, A., Icely, J. D., Snoussi, M., & Kacimi, I. 2020. Social-Environmental Analysis for the Management of Coastal Lagoons in North Africa. *Frontiers in Environmental Science* 8
- Er, H. H., Lee, L. K., Lim, Z. F., Teng, S. T., Leaw, C. P., & Lim, P. T. 2018. Responses of phytoplankton community to eutrophication in Semerak Lagoon (Malaysia). *Environmental Science and Pollution Research* 25(23): 22944–22962.
- Espejo R.P., Ibarra A.A., Hansen A.M., Rodríguez C.G., Márquez L.C.G., González M.B., Baca A.S., Durán A.J. 2012. *Agricultura y contaminación del agua*. 1 ed. 288p., UNAM Instituto de Investigaciones Económicas, México
- Espinoza-Tenorio, A., M.Wolff, I. Espejel, G. Montaña-Moctezuma. 2013. Using traditional ecological knowledge to improve holistic fisheries management: Transdisciplinary modeling of a lagoon ecosystem of Southern Mexico. *Ecology and Society* 18(2): 6
- Fabre, A., G. Fabiano & S. Silveira. 2013. Floración de cianobacterias y mortandad de lisas en la Laguna de Castillos, Rocha. Congreso de Veterinaria, Montevideo, Uruguay, Noviembre de 2013.
- Faber, S. 2012. Saxitoxin and the induction of paralytic shellfish poisoning. *Journal of Young Investigators* 23(1): 1-7
- Falconer, I. 1993. *Algal Toxins in Seafood and Drinking Water*. 223 pp
- FAO. 1988. *El estado mundial de la agricultura y los recursos*.
- Fernández Larrosa, G. 2011. Evolución del Arroyo Valizas: Período 1943-2006. Laguna de Castillos, Rocha, Uruguay.
- Fernández Larrosa, G. (2012). Propuesta De Ingreso Del Área Laguna De Castillos Al Sistema Nacional De Áreas Protegidas, 1–39.
- Ferrari, G., del Carmen Pérez, M., Dabezies, M., Míguez, D., & Saizar, C. 2011. Planktic Cyanobacteria in the Lower Uruguay River, South America. *Fottea* 11(1): 225–234
- Foley, J. A., DeFries, R., Asner, G. P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S. R., ... Snyder, P. K. (2005). Global consequences of land use. *Science*, 309(5734), 570–574.

- Francis, G. 1878. Poisonous Australian Lake. *Nature*, 2: 11–12.
- Gallopín, C., C. Rodríguez, A. Yañez & S. Yurjevic. 2000. The socio–ecological system. Project Sustainability Assessment in Latin America and the Caribbean. Retrieved on 20 January 2010, Economic Commission for Latin America and the Caribbean—CEPAL
- García-Rodríguez, F. 2011. El Holoceno en la zona costera de Uruguay. CSIC, Universidad de la República. 263pp
- Gari, S., Newton, A. & J. Icely. 2015. A review of the application and evolution of the DPSIR framework with an emphasis on coastal social-ecological systems. *Ocean & Coastal Management* 103:63-77
- Garzon-garcia, A., JP Laceby, JM Olley & SE Bunn. 2017. Differentiating the sources of fine sediment, organic matter and nitrogen in a subtropical Australian catchment. *Science of the Total Environment* 571:1384-1394
- GESAMP. 1996. The Contributions of Science to Integrated Coastal Management. Reports and Studies, GESAMP. No. 61. Rome, FAO. 66 p.
- Ghaffar, S., R.J. Stevenson, & Z. Khan. 2016. Cyanobacteria Dominance in Lakes and Evaluation of Its Predictors: A study of southern appalachians Ecoregion, USA. *MATEC Web of Conferences*, 60, 1–5.
- Giannuzzi, L., Sedan, D., Echenique, R., & Andrinolo, D. (2011). An Acute Case of Intoxication with Cyanobacteria and Cyanotoxins in Recreational Water in Salto Grande Dam. *Marine Drugs* 9: 2164–2175.
- Gilbert, P.M., J.N. Boyer, C.A. Heil, C.J. Madden, B. Sturgis & C. Wazniak. 2011. Blooms in Lagoons: Different from Those of River-Dominated Estuaries In: Kennish, M., & H.W. Paerl (eds). *Coastal Lagoons – Critical Habitats of Environmental Change*. CRC Marine Science Series: 91- 113.
- Gorgoglione, A., Gregorio, J., Ríos, A., Alonso, J., Chreties, C., & Fossati, M. 2020. Influence of land use/land cover on surface-water quality of Santa Lucia River, Uruguay. *Sustainability (Switzerland)*, 12(11).
- Goyenola, G., M. Meerhoff, F. Teixeira-de Mello, I. González-Bergonzoni, D. Graeber, C. Fosalba, N. Vidal, N. Mazzeo, N. B. Ovesen, E. Jeppesen, & B. Kronvang. 2015. Monitoring strategies of stream phosphorus under contrasting climate-driven flow regimes. *Hydrology and Earth System Science* 19: 4099-4111.
- Grömping, U. 2006. Relative Importance for Linear Regression in R: The Package relaimpo. *Journal of Statistical Software* 17 (1): 1-27
- Halpern, B.S., S. Walbridge, K.A. Selkoe et al. 2008. A global map of human impact on marine ecosystems. *Science* 319, 948–952.

- Haakonsson, S., L. Rodríguez-Gallego, A. Somma & S. Bonilla. 2017. Temperature and precipitation shape the distribution of harmful cyanobacteria in subtropical lotic and lentic ecosystems. *Science of the Total Environment* 609: 1132-1139
- Haakonsson, S., Rodríguez, M. A., Carballo, C., Pérez, M. del C., Arocena, R., & Bonilla, S. 2020. Predicting cyanobacterial biovolume from water temperature and conductivity using a Bayesian compound Poisson-Gamma model. *Water Research*, 176.
- Hamilton, S. K., 2012. Biogeochemical time lags may delay responses of streams to ecological restoration. *Freshwater Biology* 57: 43-57.
- Haraguchi, L., Carstensen, J., Abreu, P. C., & Odebrecht, C. 2015. Long-term changes of the phytoplankton community and biomass in the subtropical shallow Patos Lagoon Estuary, Brazil. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 162: 76–87
- Harris, G. P. 2001. Biogeochemistry of nitrogen and phosphorus in Australia catchments. *Marine and Fresh Water Research* 52: 139–149.
- Hastie, T & R. Tibshirani 1986. Generalized Additive Models. *Statistical Science* 3: 297-318.
- Hayes, N.M, MJ Vanni, MJ .Horgan & W. Renwick. 2015. Climate and land use interactively affect lake phytoplankton nutrient limitation status. *Ecological Society of America* 96:392-402
- Haygarth, P. M., Jarvie, H. P., Powers, S. M., Sharpley, A. N., Elser, J. J., Shen, J., ... Liu, X. 2014. Sustainable Phosphorus Management and the Need for a Long-Term Perspective: The Legacy Hypothesis. *Environmental Science and Technology* 48: 8417–8419.
- Hillebrand, H., Dürselen, C.-D., Kirschtel, D., Pollinger, U., & Zohary, T. 1999. Biovolume Calculation for Pelagic and Benthic Microalgae. *Journal of Phycology* 35(2): 403–424.
- Hoffman, E., P. Arbeleche, N. Fassana, A. Locatelli, G Gutiérrez, L. Viega & A. Castro. 2016. Relevamiento de cultivos de invierno. *GTI Agricultura*, 4(1): 64–75.
- Hosmer, D.W. & S. Lemeshow. 2000. *Applied Logistic Regression*, Wiley & Sons, New York, 375 pp.
- Hudnell, K. H., 2008. *Cyanobacterial Harmful Algal Blooms: State of the Science and Research Needs*. Springer, New York, 956 pp
- Huisman, J., G.A.Codd, H.W. Paerl, B. Ibelings, J.M.H. Verspagen & P.M. Visser. 2018. Cyanobacterial blooms. *Nature Reviews Microbiology*, 16: 471–483.
- Ibelings, BW., LC. Backer, WEA. Kardinaal & I. Chorus. 2014. Current approaches to cyanotoxin risk assessment and risk management around the globe. *Harmful Algae* 40:63-74
- Inda, H & M. Steffen. 2010. *Bases técnicas para el manejo integrado de Laguna del Sauce y cuenca asociada*. Editorial Montevideo.

- Islam, M. S., S. Khan & M. Tanaka. 2004. Waste loading in shrimp and fish processing effluents: Potential source of hazards to the coastal and nearshore environments. *Marine Pollution Bulletin*, 49(1–2), 103–110.
- James, G., Witten, D., Hastie, T. & R. Tibshirani 2013. *An Introduction to Statistical Learning with Applications in R*. Springer, New York, 426 pp
- Jarvie H.P., C. Neal & P.J.A. Withers. 2006. Sewage-effluent phosphorus: a greater risk to river eutrophication than agricultural phosphorus? *Science of the Total Environment* 360: 246-253.
- Jeffrey, S.W., G.F. Humphrey. 1975. New spectrophotometric equations for determining chlorophylls a, b, c1 and c2 in higher plants, algae and natural phytoplankton. *Biochemie und Physiologie der Pflanzen* 167: 191-194.
- 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. JohnsonKjerfve B. 1986. Comparative oceanography of coastal lagoons. En: Wolfe D A (ed) *Estuarine Variability*. Academic Press, New York: 63-81.
- Jeppesen, E., M. Søndergaard, M. Meerhoff, T.L. Lauridsen & J.P. Jensen. 2007. Shallow lake restoration by nutrient loading reductions: some recent findings and challenges ahead. *Hydrobiologia* 584: 239-252.
- Jeppesen, E., B. Kronvang, M. Meerhoff, M. Søndergaard, K.M. Hansen, H.E. Andersen, T.L. Lauridsen, L. Liboriussen, M.A. Beklioglu, A. Ozen & J.E. Olesen. 2009. Climate change effects on runoff, catchment phosphorus loading and lake ecological state, and potential adaptations. *Journal of Environmental Quality* 38: 1930-1941.
- Katsiapi, M., M. Moustaka-Gouni & U. Sommer 2016. Assessing ecological water quality of freshwaters: PhyCol-a new phytoplankton community Index. *Ecological Informatics* 31: 22–29.
- Kennish, M., & Paerl, H. W. 2011. *Coastal Lagoons – Critical Habitats of Environmental Change*. CRC Marine Science Series. 539 pp
- Kjerfve B. 1994. Coastal Lagoons. En: Kjerfve B (ed) *Coastal Lagoons Processes*. Elsevier Science Publishers: 1-8.
- Klausmeier, C. A., E. Litchman, T. Daufresne & A. Levin. 2004. Optimal nitrogen-to-phosphorus stoichiometry of phytoplankton. *Nature* 429: 171–174
- Knoppers B. 1994. Aquatic Primary Production in Coastal Lagoons. En: B Kjerfve (ed) *Coastal Lagoon Processes*. Elsevier Science Publishers B V: 243-286.
- Kosten, S., Huszar, V. L. M., Bécares, E., Costa, L. S., van Donk, E., Hansson, L.-A., ... Scheffer, M. 2012. Warmer climates boost cyanobacterial dominance in shallow lakes. *Global Change Biology* 18: 118–126.

- Kruk, C., Huszar, V. L. M., Peeters, E. T. H. M., Bonilla, S., Costa, L., Lürling, M., ... Scheffer, M. 2010. A morphological classification capturing functional variation in phytoplankton. *Freshwater Biology* 55(3): 614–627.
- Kruk, C., & A.M Segura .2012. The habitat template of phytoplankton morphology-based functional groups. *Hydrobiologia* 698(1): 191–202.
- Kruk, C., C. Suárez, M. Rios, N. Zaldúa & D. Martino. 2013. Ficha: Análisis Calidad de Agua en Uruguay. Vida Silvestre. 9pp
- Kruk, C., C. Piccini, A. Segura, L. Nogueira, C. Carballo, G. Martínez de la Escalera, D. Calliari, G. Ferrari, M. Simoens, J. Cea, I. Alcántara, P. Vico & D. Miguez. 2015. Herramientas para el monitoreo y sistema de alerta de floraciones de cianobacterias nocivas: Río Uruguay y Río de la Plata. *INNOTEC* 10: 23-39
- Kruk, C., Segura, A. M., Nogueira, L., Alcántara, I., Calliari, D., Martínez de la Escalera, G., ... Piccini, C. 2017. A multilevel trait-based approach to the ecological performance of *Microcystis aeruginosa* complex from headwaters to the ocean. *Harmful Algae* 70: 23–36.
- Kruk, C., A. Martínez, G. Martínez de la Escalera, R. Trinchin,,G. Manta, A.Segura, ...B. Yanicelli. 2019. Floración excepcional de cianobacterias tóxicas en la costa de Uruguay, verano 2019. *Innotec* 18(18); 36–68.
- Kruk, C., A. Martínez, G. Martínez de la Escalera, R. Trinchin, G. Manta, A. Segura, ...D. Calliari.2021.. Rapid freshwater discharge on the coastal ocean as a mean of long distance spreading of an unprecedented toxic cyanobacteria bloom. *Science of the Total Environment* 754: 142362.
- Kumolu-Johnson, C. & P.Ndimele. 2011. A review on post-harvest losses in artisanal fisheries.pdf. *Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 1–14.
- Lamparelli, M. C. 2004. Graus de trofia em corpos d 'agua do Estado de São Paulo: Avaliação dos métodos do monitoramento. Tesis de doctorado Universidad de São Paulo. 208 pp
- Le, S., J. Josse & F. Husson. 2008. FactoMineR: An R Package for Multivariate Analysis. *Journal of Statistical Software*. 25(1): 1-18
- Lee,S.Y , R. J. K. Dunn, R. A. Young, R. M. Connolly, P. E.Dale, R. Dehayr, C. J. Lemckert, S. Mckinnon, B. Powell, P. R. Teasdale & D. T. Welsh. 2006. Impact of urbanization on coastal wetland structure and function. *Austral Ecology* 31: 149–163
- Léopold, M., N. Guillemot, D. Rocklin, C. Chen, 2014. A framework for mapping small scale coastal fisheries using fisheries knowledge. *ICES Journal of Marine Science* 71(7): 1781–1792.
- Lescano, C., Ruibal, M. , Barreto, P., Piñeiro, V., Lozoya, J.P, Perdomo, C., Rodríguez-Gallego, L. (2017). Rol de los pastizales naturales en la retención de nutrientes provenientes de la agricultura. *INNOTEC*, 13(13), 78–91.

- Li, X., Dreher, T. W., & Li, R. 2016. An overview of diversity, occurrence, genetics and toxin production of bloom-forming *Dolichospermum* (*Anabaena*) species. *Harmful Algae* 54: 54–68.
- Liu, X., Feng, J., & Wang, Y. 2019. Chlorophyll a predictability and relative importance of factors governing lake phytoplankton at different timescales. *Science of the Total Environment* 648: 472–480.
- López-Juanbeltz F, L. Rodríguez-Gallego, JM. Dabezies, C.Chreties, S. Narbondo & D.Conde .2020. A GIS-based assessment combined with local ecological knowledge to support the management of *Juncus acutus* L. spreading in the floodplain of a protected coastal lagoon. *Journal of Nature Conservation* (57)
- Mellios, N., Moe, S. J., & Laspidou, C. (2020). Machine learning approaches for predicting health risk of cyanobacterial blooms in Northern European Lakes. *Water (Switzerland)* 12(4):
- Mantzouki, E., Lüring, M., Fastner, J., de Senerpont Domis, L., Wilk-Woźniak, E., Koreivienė, J., ... Ibelings, B. W. 2018. Temperature effects explain continental scale distribution of cyanobacterial toxins. *Toxins* 10(4): 1–24.
- Marchetto, A., B.M. Padedda, M.A.Mariani, A. Luglié & N.Sechi. 2009. A numerical index for evaluating phytoplankton response to changes in nutrient levels in deep Mediterranean reservoirs. *Journal of Limnology* 68:106-121
- Margalef, R. 1983. *Limnología*. Barcelona: Omega.
- Martínez A. 2014. Floraciones algales en el Arroyo Valizas, Rocha. *Jornadas de Interdisciplinarias de Biodiversidad y Ecología (JIIBE)* 3 al 5 de diciembre de 2014, Rocha
- Martínez de la Escalera, G., C. Kruk , AM. Segura, L. Nogueira, I. Alcántara & C. Piccini 2017. Dynamics of toxic genotypes of *Microcystis aeruginosa* complex (MAC) through a wide freshwater to marine environmental gradient. *Harmful Algae* 62:73-83
- McDowell, R. W., & A.N. Sharpley. 2001. Approximating Phosphorus Release from Soils to Surface Runoff and Subsurface Drainage. *Journal of Environmental Quality* 30(2): 508–520.
- McGlathery, K.J. 2001. Macroalgal blooms contribute to the decline of seagrass in nutrient enriched coastal waters. *Journal of Phycology* 37:453-456.
- Meerhoff M., J.C. Clemente, F. Teixeira de Mello, C. Iglesias, A.S. Pedersen & E. Jeppensen. 2007. Can warm climate-related structure of littoral predator assemblies weaken clear water state in shallow lakes? *Global Change Biology* 13: 1888-1897.
- Melo de S. & M. S. Suzuki. 1998. Variações temporais e espaciais do fitoplancton das Lagoas Imboassica, Cabiúna e Comprida. En: Esteves, F.A. (ed.) *Ecologia das lagunas costeiras do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e do Município de Macaé (RJ)*, Rio de Janeiro. 464 pp.

- Menafra R, D. Conde, I. Roche, D. Gorfinkiel, C.Píriz, W. Baliero, E.Biasco, M.Fossati, E.Lorenzo & R.Cortazzo 2009. Challenges and Opportunities for Integrated Coastal Management in Uruguay. *Environmental and Coastal Management* :405-432.
- Michalak, A. M., Anderson, E. J., Beletsky, D., Boland, S., Bosch, N. S., Bridgeman, T. B., ... Scavia, D. 2013. Record-setting algal bloom in Lake Erie caused by agricultural and meteorological trends consistent with expected future conditions. *PNAS* 110(16): 6448–6452.
- Mitsch W.J. & J.G. Gosselink. 2000. *Wetlands*. John Wiley & Sons, Canada.
- Moss, B., S. Kosten, M. Meerhoff, R. Battarbee, W. Jeppesen, N. Mazzeo, K. Havens, G. Lacerot, Z.Liu, L. De Meester, H. Paerl & M. Scheffer. 2011. Allied attack: climate change and eutrophication. *Inland Waters* 1(2): 101-105.
- Müllin, J.B. & Riley, J.P. (1955) The spectrophotometric determination of silicate-silicon in natural waters with special reference to sea water. *Analytica Chimica Acta* 12: 162–170
- Nagelkerke, N. J. D. 1991. A note on a general definition of the coefficient of determination. *Biometrika* 78: 691–692.
- Nagy, G. 2006. *Vulnerability and Adaptation of Estuarine Systems of the Río de la Plata. A Final Report Submitted to Assessments of Impacts and Adaptations to Climate Change (AIACC), Project No. LA 32*
- Ness, B., Anderberg, S. & L. Olsson. 2009. Structuring problems in sustainability science: the multi-level DPSIR framework. *Geoforum* 41 (3): 479–488.
- Newton, A.,J. Icely, S. Cristina, A. Brito, A.C Cardoso, F. Colijn, et al. 2014.An overview of ecological status, vulnerability and future perspectives of European large shallow, semi-enclosed coastal systems, lagoons and transitional waters. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 140: 95–122.
- Newton, A., A.C. Brito, J.D. Icely, V. Derolez, I. Clara, S Angus et al. 2018. Assessing, quantifying and valuing the ecosystem services of coastal lagoons. *Journal of Natural Conservation* 44: 50–65
- Neumann C, T. Bryan, L. Pendleton, A. Kaup & J. Glavan. 2015. *The Ocean and Us*. AGEDI Abu Dhabi, UAE/GRID Arendal, Arendal, Norway. 56 pp.
- Nin M, A. Soutullo, L. Rodríguez-Gallego_ & E Di Minin. 2016. Ecosystem services-based land planning for environmental impact avoidance. *Ecosystem Services* 17: 172-184

- Nobre, A.M., 2009. An ecological and economic assessment methodology for coastal ecosystem management. *Environmental Management* 44 (1): 185–204.
- Odebrecht, C., P. Abreu, O.O. Möller, L.F. Niencheski, L.A. Proença & L.C. Torgan. 2005. Drought effects on pelagic properties in the shallow and turbid Patos Lagoon, Brazil. *Estuaries* 28(5): 675–685.
- Odebrecht, C., P.C. Abreu, C.E. Bemvenuti, M. Copertino, J.H. Muelbert, J.P. Vieira & U. Seeliger. 2008. The Patos Lagoon Estuary and Anthropogenic Impacts in the Last Decades (1979 – 2008). *Atlantic*: 437–460.
- O'Farrell, I., F. Bordet & G. Chaparro. 2012. Bloom forming cyanobacterial complexes co-occurring in a subtropical large reservoir: Validation of dominant eco-strategies. *Hydrobiologia* 698(1): 175–190.
- Olenina, I., Hajdu, S., Edler, L., Andersson, A., Wasmund, N., Busch, S., Göbel, J., Gromisz, S., Huseby, S., Huttunen, M., Jaanus, A., Kokkonen, P., Ledaine, I. and Niemkiewicz, E. 2006. Biovolumes and size-classes of phytoplankton in the Baltic Sea HELCOM Balt.Sea Environ. Proc. No. 106, 144pp.
- Olsen S., K. Lowry, J., Tobey 1999. Una guía para evaluar el progreso en el Manejo Costero. Centro de Recursos Costeros, Proarca/Costas, Ecosotas, 51 pp
- O'Neil, J.M., T. W. Davis, M.A. Burford & C.J Gobler. 2012. The rise of harmful cyanobacteria blooms: The potential roles of eutrophication and climate change. *Harmful Algae* 14: 313-334
- Orlando, L., L. Ortega & O. Defeo. 2020. Urbanization effects on sandy beach macrofauna along an estuarine gradient. *Ecological Indicators* 111: 106036.
- Ostrom, E. 2009. A General Framework for Analyzing Sustainability of Social-Ecological Systems. *Science* 325(5939): 419–422.
- Otten, T. G., & Paerl, H. W. 2015. Health Effects of Toxic Cyanobacteria in U.S. Drinking and Recreational Waters: Our Current Understanding and Proposed Direction. *Current Environmental Health Reports*, 2(1), 75–84.
- Paerl, H. W., R. S. Fulton 3rd, P. H. Moisaner & J. Dayble. 2001. Harmful freshwater algal blooms, with an emphasis on cyanobacteria. *The Scientific World* 1:76-113.
- Paerl, H. W., J. Dyble, L. Twomey, J.L. Pinckney, J. Nelson, & L. Kerkhof. 2002. Characterizing man-made and natural modifications of microbial diversity and activity in coastal ecosystems. *Antonie van Leeuwenhoek, International Journal of General and Molecular Microbiology*, 81(1–4): 487–507.
- Paerl HW, LM Valdes-Weaver , AR Joyner & V Winkelmann. 2007. Phytoplankton indicators of ecological change in the eutrophying Pamlico Sound system, North Carolina. *Ecological Application* 17:S88–S101
- Paerl, H. W. & J. Huisman. 2008. Blooms like it hot. *Science (New York, N.Y.)*, 320(5872): 57–58.

- Paerl, H. W., N. S. Hall & E. S. Calandrino. 2011. Controlling harmful cyanobacterial blooms in a world experiencing anthropogenic and climatic-induced change. *Science of the Total Environment*, 409 (10): 1739–1745.
- Paerl, H. W., & V.J.Paul. 2012. Climate change : Links to global expansion of harmful cyanobacteria. *Water Research* 46(5): 1349–1363.
- Paerl, H. W. & T.G. Otten. 2013. Harmful cyanobacterial blooms: Causes, consequences, and controls. *Microbial Ecology* 65(4): 995-1010.
- Paerl, H. W., J.C. Meeks & R. Haselkorn. 2014. Mitigating Harmful Cyanobacterial Blooms in a Human-and Climatically-Impacted World. *Life* 4: 988–1012.
- Paerl, H.W., W.S. Gardner, K.E. Havens, A.R. Joyner, M.J. McCarthy, S.E. Newell, B. Qin & J.T. Scott. 2016. Mitigating cyanobacterial harmful algal blooms in aquatic ecosystems impacted by climate change and anthropogenic nutrients. *Harmful Algae* 54: 213-222
- Paerl, H. W. 2017. Controlling harmful cyanobacterial blooms in a climatically more extreme world : management options and research needs. *Journal of Plankton Research* 0: 1–9.
- Paerl, H. W., K. E.Havens, N. S Hall, T. G. Otten, M. Zhu, H.Xu, ... B.Qin. 2020. Mitigating a global expansion of toxic cyanobacterial blooms: Confounding effects and challenges posed by climate change. *Marine and Freshwater Research*, 71(5): 579–592
- Parsons, T.R, Y. Maita, C.M. Lalli .1984. *A Manual of Chemical and Biological Methods for Seawater Analysis*. Pergamon Press, New York: 173 pp.
- Perdomo, CH., P. Barreto & V. Piñeiro. 2015. Pérdida de fósforo desde suelos agrícolas hacia aguas superficiales: resultados preliminares para Uruguay y posibles medidas de manejo para mitigar riesgos. *Facultad de Agronomía. IV Simposio Nacional de Agricultura*. Paysandú, Uruguay (28-29 de octubre de 2015) pp.77-94
- Peretyatko, A., S. Teissier, S. De Backer & L. Triest, 2010. Assessment of the risk of cyanobacterial bloom occurrence in urban ponds: probabilistic approach. *Annales De Limnologie (International Journal of Limnology)* 46: 121–133
- Peretyatko, A., S. Teissier, S. de Backer & L. Triest. 2012. Classification trees as a tool for predicting cyanobacterial blooms. *Hydrobiologia*, 689(1): 131–146.
- Pérez, MC, S. Bonilla, L. De León, J. Smarda & J. Komarek. 1999. A bloom of *Nodularia baltica-spumigena* group (Cyanobacteria) in a shallow coastal lagoon of Uruguay, South America. *Algological Studies*, 93: 15–32.
- Persaud, A.D., Paterson, A.M., Dillon, P.J., Winter, J.G., Palmer, M., Somers, K.M. 2015. Forecasting cyanobacteria dominance in Canadian temperate lakes. *Journal of Environmental Management* 151: 343-352.

- Pilotto, L. S., Douglas, R. M., Burch, M. D., Cameron, S., Beers, M., Rouch, G. J., ... Attewell, R. G. 1997. Health effects of exposure to cyanobacteria (blue-green algae) during recreational water-related activities. *Australian and New Zealand Journal of Public Health* 21(6): 562–566.
- Pinheiro J, Bates D, DebRoy S, Sarkar D. 2016. R Core Team (2020). *nlme: Linear and Nonlinear Mixed Effects Models*. R package version 3.1-148 R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. www.R-project.org.
- Pintos W, D Conde, R de León, M J Cardezo, A Jorcin & R Sommaruga (1991) Some Limnological Characteristics of Laguna de Rocha (Uruguay). *Revista Brasileira de Biología* 51(1): 79-84.
- PNUMA, CLAES, DINAMA. 2008. *GEO Uruguay 2008, Informe del Estado del Ambiente*. Montevideo
- Pouria, A. de Andrade, S., J. Barbosa, R.L. Cavalcanti, V.T.S. Barreto, C.J. Ward, W. Preiser, G.K. Poon, G.H. Neild & G.A. Codd. 1998. Fatal microcystin intoxication in haemodialysis unit in Caruaru, Brazil. *The Lancet* 352: 21–26.
- Ptácnik, R., Jenerette, G. D., Verschoor, A. M., Huberty, A. F., Solimini, A. G., & Brookes, J. D. 2005. Applications of ecological stoichiometry for sustainable acquisition of ecosystem services. *Oikos* 109(1): 52–62.
- Ptácnik, R., Lepistö, L., Willén, E., Brettum, P., Andersen, T., Rekolainen, S., ... Carvalho, L. 2008. Quantitative responses of lake phytoplankton to eutrophication in Northern Europe. *Aquatic Ecology*, 42(2), 227–236.
- Raymond, C. M., Fazey, I., Reed, M. S., Stringer, L. C., Robinson, G. M., & Evely, A. C. 2010. Integrating local and scientific knowledge for environmental management. *Journal of Environmental Management*, 91(8): 1766–1777.
- REDES 2013. *Crecimiento de la Agricultura y el uso de Agrotóxicos en Uruguay*. www.redes.org.uy
- Reichwaldt, E. S., & Ghadouani, A. 2012. Effects of rainfall patterns on toxic cyanobacterial blooms in a changing climate: Between simplistic scenarios and complex dynamics. *Water Research*, 46(5), 1372–1393.
- Reyes-García, V., & N. Martí Sanz. 2007. *Etnoecología : punto de encuentro entre naturaleza y cultura*, 16(3): 46–55.
- Reyes-García, Victoria. 2009. *Conocimiento ecológico tradicional para la conservación: dinámicas y conflictos*. *Papeles* 107: 39-55
- Reynolds, C. (2006). *The Ecology of Phytoplankton*. Cambridge University Press 535pp
- R Core Team (2014). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>

- Rigosi, A., Carey, C. C., Ibelings, B. W., & Brookes, J. D. 2014. The interaction between climate warming and eutrophication to promote cyanobacteria is dependent on trophic state and varies among taxa. The interaction between climate warming and eutrophication to promote cyanobacteria is dependent on trophic state and v. *Limnology and Oceanography* 59(1): 99–114.
- Rist, L., R. Uma Shaanker, E. J. Milner-Gulland & J. Ghazoul. 2010. The use of traditional ecological knowledge in forest management: an example from India. *Ecology and Society* 15(1): 3
- Rodríguez-Gallego, M. G. 2006. Structure and Regeneration of Ombú Forests (*Phytolacca dioica*) in Laguna de Castillos (Castillos Lagoon) (Rocha, Uruguay). En R. Menafra, L. Rodríguez-Gallego, F. Scarabino, & D. Conde (Eds.), *Guidelines for the Conservation and Management of Uruguayan Coastal Areas* (pp. 503-511). Montevideo: Vida Silvestre Uruguay.
- Rodríguez-Gallego, L. 2010. Eutrofización de las lagunas costeras de Uruguay: impacto y optimización de los usos de suelo. Tesis de doctorado PEDECIBA, Facultad de Ciencias, UDELAR, Uruguay. 117 pp.
- Rodríguez-Gallego L., Sabaj V., Masciadri S., Kruk C., Arocena R. & D. Conde. 2015. Salinity as a major driver for submersed aquatic vegetation in coastal lagoons: a mid-term analysis in the subtropical Laguna de Rocha. *Estuaries and Coasts* 38(2): 451-465.
- Rodríguez-Gallego, L., M. Achkar, O. Defeo, L. Vidal, E. Meerhoff & D. Conde. 2017. Effects of land use changes on eutrophication indicators in five coastal lagoons of the Southwestern Atlantic Ocean. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 188, 116–126.
- Rosa, C. E., M. S. Souza, J. S. Yunes, L. A. O. Proença, L. E. M. Nery & J. M. Monserrat. 2005. Cyanobacterial blooms in estuarine ecosystems: Characteristics and effects on *Laonereis acuta* (Polychaeta, Nereididae). *Marine Pollution Bulletin* 50: 956–964
- Roy-Lachapelle, A., Sollic, M., Bouchard, M. F., & Sauv , S. 2017. Detection of cyanotoxins in algae dietary supplements. *Toxins* 9(3): 1–17.
- Ryan, C. N., Thomas, M. K., & Litchman, E. 2017. The effects of phosphorus and temperature on the competitive success of an invasive cyanobacterium. *Aquatic Ecology* 51(3): 1–10.
- San Martín, L., Eir n, K., Calliari, D., Kruk, C., Pereyra, A., Yannicelli, B., & Pérez, F. 2019. Percepción de actores locales sobre los efectos de los usos del suelo en la calidad del agua de Laguna de Castillos , Rocha. In II Congreso de Agua Ambiente y Energía.
- Santana, O. & G. Fabiano. 1999. Medidas y mecanismos de administración de los recursos de las lagunas costeras del litoral Atlántico del Uruguay (Lagunas José Ignacio, Garzón, de Rocha y de Castillos) Rey M, F. Amestoy & G. Arena (eds) INAPE-PNUD 1999 Plan de Investigación Pesquera. 165pp
- Santos C. 2014. Paradojas etnográficas. Conflictos entre trabajo de campo y categorías analíticas. *Anuario de Antropología Social y Cultural en Uruguay*, V12: 185–193

- Sathicq, M. B., Gómez, N., Andrinolo, D., Sedán, D., & Donadelli, J. L. 2014. Temporal distribution of cyanobacteria in the coast of a shallow temperate estuary (Río de la Plata): some implications for its monitoring. *Environmental Monitoring and Assessment* 186(11): 7115–7125.
- Schafer, A. G. & E. G. Reis. 2008. Artisanal fishing areas and traditional ecological knowledge: the case study of the artisanal fisheries of the Patos Lagoon estuary (Brazil). *Marine Policy* 32:283-292
- Schopf JW .2000. The fossil record: tracing the roots of the cyanobacterial lineage. In: Whitton BA, Potts M (eds) *The ecology of cyanobacteria*. Kluwer Academic, Dordrecht, pp 13–35
- Shan, K., Song, L., Chen, W., Li, L., Liu, L., Wu, Y., ... Peng, L. 2019. Analysis of environmental drivers influencing interspecific variations and associations among bloom-forming cyanobacteria in large, shallow eutrophic lakes. *Harmful Algae* 84: 84–94.
- Sharpley, A. N., R.W. McDowell & PJA. Kleinman. 2001. Phosphorus loss from land to water: Integrating agricultural and environmental management. *Plant and Soil* 237(2): 287–307.
- Sharpley A.N., T. Daniel. T. Sims, J. Lemunyo, R. Stevens & R. Parry. 2003. Agricultural phosphorus and eutrophication. *Agricultura Research Service, USA*.
- Sharpley, AN. 2015. El fósforo en la agricultura y el medio ambiente: desafíos para la ciencia, la práctica y la política. IV Simposio Nacional de Agricultura, Facultad de Agronomía, Universidad de la República. Pp 19-48
- Segura, A. M., Piccini, C., Nogueira, L., Alcántara, I., Calliari, D., & Kruk, C. 2017. Increased sampled volume improves *Microcystis aeruginosa* complex (MAC) colonies detection and prediction using Random Forests. *Ecological Indicators* 79: 347–354.
- Segura, A.M., F. Sarthou & C Kruk. 2018. Morphology-based differences in the thermal response of freshwater phytoplankton. *Biology Letters*, 14(5): 9–12.
- Smith, D. R., SJ Livingston, BW Zuercher, M Larose, GC Heathman & C Huang, C. 2008. Nutrient losses from row crop agriculture in Indiana. *Journal of Soil and Water Conservation*, 63(6), 396–409.
- Smyth, R. L., U. Fatima, M. Segarra, L. Borre, M. Zilio, B. Reid, ... M. Velez. 2020. Engaging stakeholders across a socio-environmentally diverse network of water research sites in North and South America. *Environmental Development*: 100582.
- Strickland J.D.H. & T.R. Parsons. 1972. *A Practical Handbook of Sea water Analysis*. Fisheries Research Board Bulletin of Canada 167: 207-211
- Sun, J., & D. Liu. 2003. Geometric models for calculating cell biovolume and surface area for phytoplankton. *Journal of Plankton Research* 25(11): 1331–1346.

- Suikkanen, S., Kaartokallio, H., Hällfors, S., Huttunen, M., & Laamanen, M. 2010. Life cycle strategies of bloom-forming, filamentous cyanobacteria in the Baltic Sea. *Deep-Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography* 57(3–4): 199–209.
- Suñer L., J. Galanti, P. Varela & R. Rosell. 2007. Estratificación de las formas de fósforo en Siembra Directa y su relación con la disponibilidad para los cultivos. En “La siembra directa en los sistemas productivos del S y SO Bonaerense”, Revista Técnica Especial AAPRESID, CIC, CERZOS y UNS. Eds. Galantini et al. 2831.
- Svircev, Z., D.Drobac, N. Tokodi, B Mijovic, G. Codd & J. Meriluoto. 2017. Toxicology of microcystins with reference to cases of human intoxications and epidemiological investigations of exposures to cyanobacteria and cyanotoxins. *Archives of Toxicology*, 91, 621–650.
- Tessler, Z., Vörösmarty, C., Grossberg, M., et al., 2015. Profiling risk and sustainability in coastal deltas of the world. *Science* 349, 638–643
- Tett, P., Heaney, S. I., & Droop, M. R. 1985. The redfield ratio and phytoplankton growth rate. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 65(2): 487–504.
- Therneau, T., B. Atkinson & B. Ripley 2015. rpart: Recursive Partitioning and Regression Trees. R package version 4.1-10.
- Thronsdén J (1978) Preservation and storage. En: Sournia A (ed) *Phytoplankton Manual*. UNESCO Monographic Oceanography Method 6: 69-74.
- Timoshkin, O., Bondarenko, N. ., Volkova, Y. ., Tomberg, I. ., Vishnyakov, V. ., & Malnik, V. 2015. Mass Development of Green Filamentous Algae of the Genera *Spirogyra* and *Stigeoclonium* (Chlorophyta) in the Littoral Zone of the Southern Part of Lake Baikal. *Hydrobiological Journal* 51(1): 13–23.
- Tripathi, N. & S. Bhattarya. 2004. Integrating Indigenous Knowledge and GIS for Participatory Natural Resource Management : State-of-the-Practice. *Electronic Journal on Information Systems in Developing Countries* 17(3): 1-13
- Tukey, J. W.1977. "Box-and-Whisker Plots." in Exploratory Data Analysis. Reading, MA: Addison-Wesley, pp. 39-43.
- Uruguay. Decreto 253/979, de 09 de mayo de 1979. *Diario Oficial*, 31 de mayo de 1979, No. 20.504, p. 1473.
- Usaquén Perilla, O. L., A. García Gómez, A. García Gómez, C. Álvarez Díaz & J.A. Revilla Cortezón.2012. Methodology to assess sustainable management of water resources in coastal lagoons with agricultural uses : An application to the Albufera lagoon of Valencia (Eastern Spain). *Ecological Indicators*, 13, 129–143.
- Utermöhl, H. 1958. Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton Methodik. *Mitteilungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 9:1-38.

- Valderrama J.C. 1981. The simultaneous analysis of total N and P in natural waters. *Marine Chemistry* 10: 1009-1022
- Vale, M. M., & Pires, A. P. F. (2018). Climate Change in South America. *Encyclopedia of the Anthropocene*. Elsevier Inc. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-809665-9.09753-6>
- Van Dolah, ER., M. Paolisso, K. Sellner, A. Place, 2016. Employing a socio-ecological systems approach to engage harmful algal bloom stakeholders. *Aquatic Ecology* 50(3):577-594
- Vanni, M. J., W. H. Renwick, A. M. Bowling, M. J. Horgan, and A. D. Christian. 2011. Nutrient stoichiometry of linked catchment-lake systems along a gradient of land use. *Freshwater Biology* 56:791–811.
- Vargas Melgarejo, L. M. 2008. Sobre el concepto de percepción. *Revista Chilena de Literatura*, 4(72), 47–53.
- Venables WN & BD Ripley .2002. *Modern Applied Statistics with S*, Fourth edition. Springer, New York
- Venrick, E.L. 1978. How many cells to count? In: A. Sournia (ed) *Phytoplankton manual*. UNESCO. *Monographs on Oceanographic Methodology* 6: 167-180
- Vera, M.S., E. Di Fiori, L. Lagomarsino, R. Sinistro, R. Escaray, M.M. Lummato, A. Juárez, MC Ríos de Molina, G. Tell & H. Pizarro. 2012. Direct and indirect effects of the glyphosate formulation Glifosato Atanor! on freshwater microbial communities. *Ecotoxicology* 21: 1805-1816
- Verdugo F.J.F, Hernández C.A., Pardo D.B. 2007. Ecosistemas Acuáticos costeros: Importancia, reto y prioridades para su conservación. In: Ó. Sánchez, M. Herzig, E. Peters, R. Márquez- Huitzil & L. Zambrano (eds.) *Perspectivas sobre Conservación de Ecosistemas Acuáticos en México*, pp.147-166, Instituto Nacional de Ecología, México DF
- Vidal, L., L. Rodríguez-Gallego, D. Conde, W. Martínez-López & S. Bonilla. 2007. Biomass of autotrophic picoplankton in subtropical coastal lagoons: Is it relevant? *Limnetica*, 26(2): 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. 96pp
- Vidal, L. & A. Britos. 2012. Uruguay: Occurrence, toxicity and regulation of Cyanobacteria. En: Chorus, I., (ed.). *Current approaches to cyanotoxin risk assessment, risk management and regulations in different countries*. Dessau-Roßlau: Federal Environment Agency (Umweltbundesamt):130- 133.
- Vidal, F., Sedan, D., D'Agostino, D., Cavalieri, M. L., Mullen, E., Parot Varela, M. M., ... Andrinolo, D. 2017. Recreational exposure during algal bloom in Carrasco beach, Uruguay: A liver failure case report. *Toxins* 9(9): 1–12.

- Villafañe, V.E & F.M Reid.1995. Métodos de microscopía para la cuantificación de fitoplancton. In: K. Alveal, M. Ferrario, E. Oliveira & E. Sar (eds) Manual de Métodos Ficológicos. Universidad de Concepción, Chile p 169-185
- Vollenweider RA .1989. Eutrophication. En: Meybeck M, D. Chapman & R. Helmer (eds) Global freshwater quality—a first assessment. World Health Organization and the United Nations Environmental Programme
- Vymazal J. 1995. Algae and element cycling in wetlands. Lewis publisher, Boca Ratón
- Walsh, J. J., Tomas, C. R., Steidinger, K. A., Lenes, J. M., Chen, F. R., Weisberg, R. H., ... Heil, C. A.2011. Imprudent fishing harvests and consequent trophic cascades on the West Florida shelf over the last half century: A harbinger of increased human deaths from paralytic shellfish poisoning along the southeastern United States, in response to oligotrophication. Continental Shelf Research 31(9): 891–911.
- Wang-erlandsson, L., Fetzer, I., Keys, P. W., van der Ent, R. J., Savenije, H. H. G., & Gordon, L. J. 2018. Remote land use impacts on river flows through atmospheric teleconnections. Hydrolological and Earth System Sciences 22: 4311–4328.
- Whitehead, P. G., Wilby, R. L., Battarbee, R. W., Kernan, M., & Wade, A. J. 2009. A review of the potential impacts of climate change on surface water quality. Hydrological Sciences Journal, 54(1): 101–123.
- Wood, S. 2019. Package mgv. Mixed GAM Computation Vehicle with Automatic Smoothness Estimation. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. www.r-project.org.
- Xia Y, C Ti, D. She & X.Yan. 2016. Linking river nutrient concentrations to land use and rainfall in a paddy agriculture–urban area gradient watershed in southeast China. Science of the Total Environment 208
- Yáñez-Arancibia A, AL Lara Dominguez & D Pauly. 1994. Coastal Lagoons as Fish Habitats. En: Kjerfve B (de) Coastal Lagoon Processes. Elsevier Science Publishers: 363-376.
- Yogui, G. 1999 Considerações biótica e abiótica sobre a toxicidade de *Microcystis aeruginosa* Kützing (cianobactéria) no estuário da Lagoa dos Patos, RS. Tesis de grado, FURG, RS, Brasil. 56pp
- Yunes, J. 2009. Florações de *Microcystis* na Lagoa dos Patos e o seu estuário: 20 anos de estudos. Oecologia brasiliensis 13(2):313-318
- Zegura, B., Straser, A., & Filipic, M. 2011. Genotoxicity and potential carcinogenicity of cyanobacterial toxins – a review. Mutation Research/Reviews in Mutation Research 727: 16–41.
- Zhou, L., H. Yu & K. Chen, Relationship between microcystin in drinking water and colorectal cancer. 2002. Biomedical Environmental Science 15: 166–171
- Zhou, X., M. Helmers, H. Asbjornsen, R. Kolka, MD. Tomer & RM Cruse. 2014. Nutrient removal by prairie filter strips in agricultural landscapes. Journal of Soil and Water Conservation 69(1): 54–64.

Zuur, A. F., Ieno, E. N., Walker, N. J., Saveliev, A. A. & G. M. Smith 2008. Mixed effects models and extensions in ecology with R. Springer Science & Business Media, Berlin. 544 pp.

ANEXO I

Tabla A1. Tabla con las características de la base de datos utilizada, donde figura la institución y el proyecto del cual provienen los datos, el período de muestreo, la frecuencia de muestreo, los sitios muestreados y las variables analizadas.

Institución/Proyecto	Años	Frecuencia	Sitio	Variables
Facultad de Ciencias-UdelaR	1996-1997	estacional	Chafalote y sur	Temp, Cond, O2, pH, SST, Cloa, PT, NT, PO4, NO3, NO2, NH4, Si
Fac.Ciencias-UdelaR/ Freplata	2002	Anual	Norte, Chafalote y sur	Temp, Cond, O2, pH, SST, Cloa, PT, NT, PO4, NO3, NO2, NH4, Si
Fac.Ciencias-UdelaR/ Freplata	2004	Anual	Norte, Chafalote y sur	Temp, Cond, O2, pH, SST, Cloa, PT, NT, PO4, NO3, NO2, NH4, Si
Fac.Ciencias-UdelaR/ Tesis Lorena y Leticia	2005-2006	Estacional	Norte, Chafalote, Sur	Temp, Cond, O2, pH, SST, Cloa, PT, NT, PO4, NO3, NO2, NH4, Si. Comunidad de fitoplancton
DINARA	2010	Puntual	Centro y Sur	Temp, Salin
DINARA	2013	Puntual	Sur y AV	Temp, Salin
DINARA	2014	Puntual	Norte, y AV	Temp, Salin, Cloa, PT, NT
CURE/monitoreo/ Tesis Ana	2015-2016	Estacional		Temp, Salin, O2, pH, SST, Cloa, PT, NT, PO4, NO3, NO2, NH4, Si, Comunidad de fitoplancton

ANEXO II. Preguntas realizadas en las entrevistas para el relevamiento de la percepción ambiental

General Desde cuándo está viviendo aquí?

1. ¿Desde cuándo viene a esta laguna?
2. ¿Tiene contacto directo con la laguna? Se baña o pesca en ella? Realiza actividades recreativas en el agua o en la orilla?
3. ¿Ha observado cambios en las características del agua de la laguna? olor, color, manchas?
4. En caso de haber observado cambios ¿en qué años los registró? ¿Fueron eventos periódicos? ¿qué puede decirnos de esos cambios?
5. Ud. Asociaría esos cambios a actividades o cambios observados en el entorno cercano o no tan cercano a la laguna?
6. ¿Ha observado algún efecto en la fauna, aves, peces? ¿cuáles?
7. Qué opinan los otros vecinos o usuarios de estos cambios? Los perciben como ud? están preocupados?
8. ¿Sabe si hay estudios al respecto? ¿De quiénes?

Productores

9. ¿Qué tipo de producción desarrolla? ...ir preguntando si produce a campo, si da suplemento de alimentos, si hace pasturas artificiales, si planta sorgo u otros cultivos
10. Piensa que estos cambios en el agua afectan su producción? De qué forma?
11. ¿Ha efectuado algún cambio en su modo de producción en los últimos 15 años? Siempre cultivó eso o crió el ganado de la misma manera?
12. Ha recibido ayuda de instituciones gubernamentales? Asesoramiento técnico?
13. Cuando empezó a hacer pasturas o cultivos? U otros cambios en el modo de producción?
14. ¿Ha observado que algún otro vecino haya hecho cambios en la producción?
15. ¿Considera que hay algún tipo de vínculo entre los cambios productivos y los cambios en el agua? ¿Cuáles?
16. ¿Estaría dispuesto a tomar medidas en su forma de producción para disminuir el deterioro en la calidad del agua? cuáles?

Pescadores

17. ¿Qué tipo de pesca desarrolla? Viene a pescar siempre o solo zafra de camarón? Viene todas las zafras?
18. Piensa que estos cambios en el agua afectan su actividad? De qué forma?
19. ¿Ha efectuado algún cambio en su modo de pesca en los últimos 15 años? Siempre ha pescado de la misma manera, con el mismo tamaño de arte? Con el mismo número de artes?
20. Cuando realizó cambios en el modo pesca?
21. Donde descarta los desechos de la pesca? Siempre en el mismo sitio? Cambia el sitio en función del volumen?
22. ¿Considera que hay algún vínculo entre su actividad y los cambios en el agua? ¿Cuáles?

23. ¿Estaría dispuesto a tomar medidas en su modalidad de pesca o en la forma de eliminación de desechos? cuáles?

Gestión

24. ¿Sabe si se están tomando medidas para gestionar esta problemática?¿Cuáles?

25. ¿A su criterio qué acciones de gestión habría que tomar?

26. ¿Qué actores y/o instituciones considera que deberían estar involucrados?

1. ¿Alguna otra observación relacionada a las preguntas anteriores y a su actividad o interés?

ANEXO III

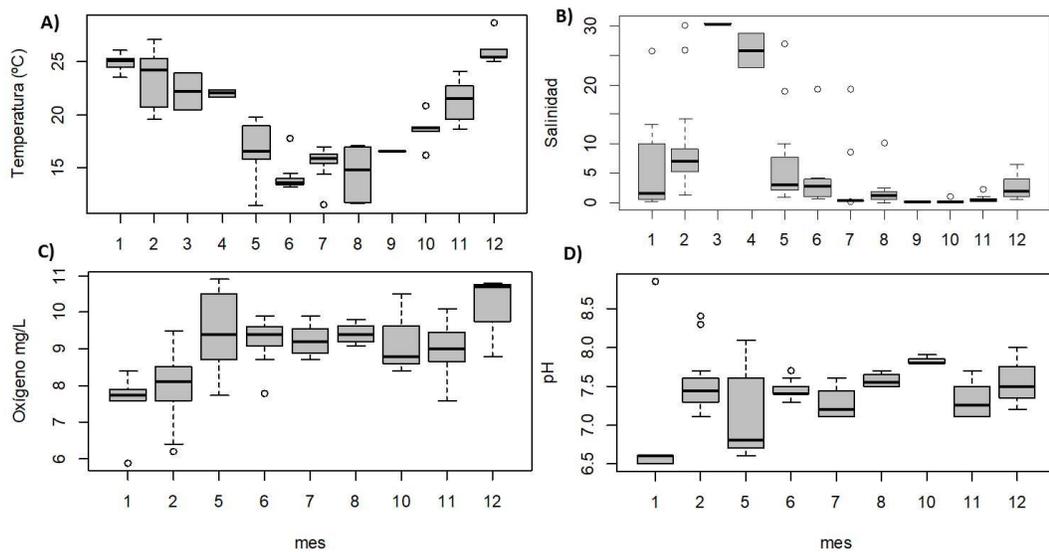


Figura AII1. Distribución anual (todos los sitios juntos) de las variables fisicoquímicas del agua. A) temperatura B) salinidad, C) oxígeno y D) pH

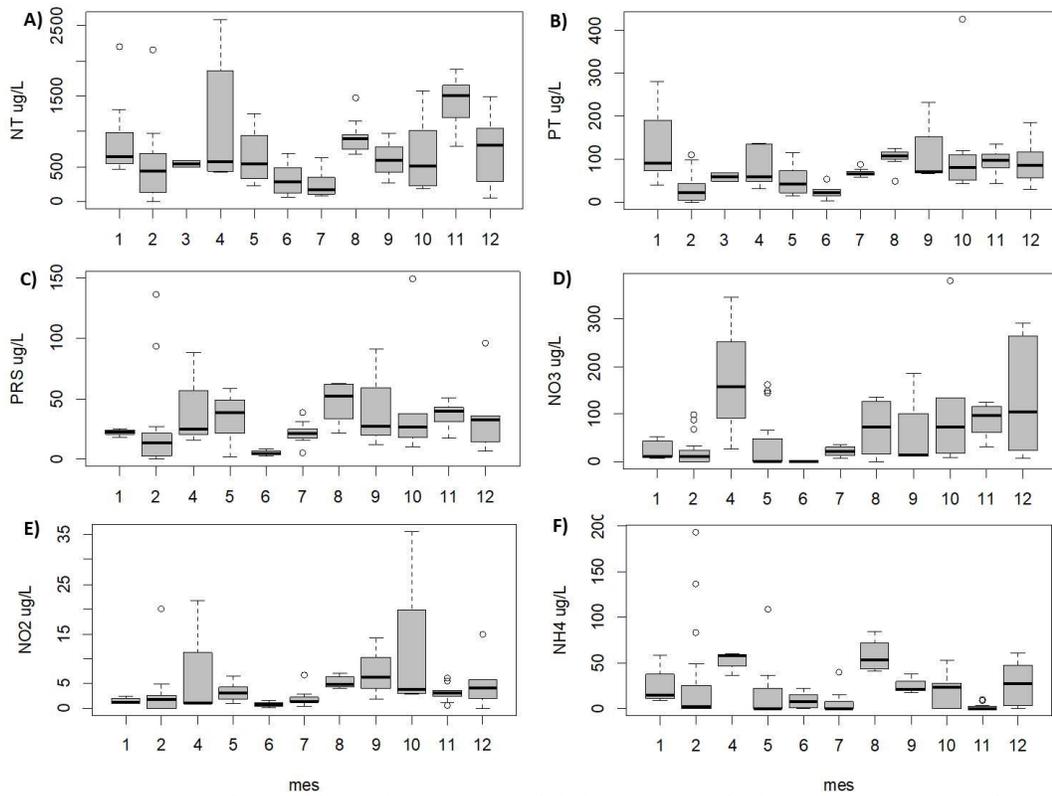


Figura AII 2. Distribución anual (todos los sitios juntos) de la concentración de nutrientes en agua. A) NT, B) PT, C).PRS, D) NO₃, E) NO₂y F) NH₄. Todas en μL^{-1}

Anexo IV. Tabla con identificación de los actores locales entrevistados

Actor	Antigüedad en la zona	Contacto con el cuerpo de agua	Género
Institución Guardaparque	más de 30 años	cotidiano	M
Pescador residente	más de 60 años	cotidiano	M
Pescador zafral	más de 30 años	Cotidiano la mitad del año	M
Productor ganadero	más de 40 años	cotidiano	M
Productor agropecuario	más de 30 años	cotidiano	M
Operador turístico	más de 30 años	cotidiano	M
Operadora turística	más de 40 años	cotidiano	F
Operadora turística	más de 40 años	Al menos 3 veces por semana	F
Poblador	más de 60 años	cotidiano	M
Institución DINARA	más de 25 años	mensual	F